TRABAJOS TÉCNICOS DEL XI CONGRESO INTERAMERICANO DE RESIDUOS

SAN JOSÉ, COSTA RICA
1 AL 3 DE OCTUBRE

INDICE.

Introducción **1**

Tabla Resumen **2**

Trabajos Técnicos en extenso **13**

Introducción

El XI Congreso Interamericano de Residuos Sólidos reunió a especialistas, académicos, autoridades y profesionales del sector ambiental comprometidos con la gestión integral y sustentable de los residuos en América Latina. Este espacio permitió el intercambio de experiencias, la presentación de investigaciones y el análisis de casos prácticos que abordan los desafíos actuales en materia de economía circular, valorización de materiales, manejo de residuos peligrosos, innovación tecnológica y fortalecimiento institucional.

El presente concentrado compila la totalidad de los trabajos técnicos presentados durante el congreso. Su propósito es preservar y difundir el conocimiento generado en este encuentro, ofreciendo una visión amplia de las tendencias, propuestas y experiencias que impulsan el desarrollo sostenible en la región y consolidan la cooperación interamericana como eje para una gestión responsable de los residuos.

Tabla Resumen

TRABAJOS TÉCNICOS				
ID	ID Y TITULO DEL TRABAJO	AUTORES	PAIS	PAGINA
102	ANÁLISE DE CONFORMIDADE DO PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DO MUNICÍPIO DE GIRUÁ/RS	LETÍCIA ANDREOLA VELASQUES, KALYEM RAFAELA ANTUNES ALVES DOS SANTOS ALCIONE APARECIDA DE ALMEIDA TONES ALINE RAQUEL MÜLLER	Brasil	13
103	COMPORTAMIENTO TOPÓLOGICO DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y LAS COSTUMBRES HABITUALES EN LAS CINCO GRANDES CIUDADES DE COLOMBIA	JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA LUISA FERNANDA GONZÁLEZ RAMÍREZ JUAN MANUEL SÁNCHEZ CÉSPEDES	Colombia	19
104	CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST PRODUCIDO EN EL DISTRITO CENTRAL: EVALUACIÓN FISICOQUÍMICA Y SU POTENCIAL COMO ENMIENDA ORGÁNICA	JOSÉ EMILIO MEDINA MORA	Honduras	21
108	POTENCIAL ECONOMÍA CIRCULAR PARA RESIDUOS DE VIDRIO Y CERÁMICOS DE LA CONSTRUCCIÓN: CARACTERIZACIÓN DE ARENAS RECICLADAS	MÓNICA AGÜERO SÁNCHEZ NIDIA CRUZ ZÚÑIGA	Costa Rica	25
109	APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS: APLICACIÓN DE ZNO RECICLADO DE PILAS EN PROCESOS AVANZADOS DE TRATAMIENTO DE AGUA	PAOLA DUQUE-SARANGO	Ecuador	32
110	BOSQUES DE RIBERA: GUARDIANES SILENCIOSOS DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO TOMEBAMBA EN CUENCA, ECUADOR	PAOLA DUQUE-SARANGO JONNATHAN AMÓN CARLOS IÑIGUEZ BOLÍVAR HERNÁNDEZ OMAR CHICAIZA	Ecuador	39
111	METODOLOGÍA DE PELETIZACIÓN DEL BAGAZO DE CAÑA COMO COMBUSTIBLE EN INGENIOS	ISAAC DAVID CHACON IBARRA ADOLFO TAMAYO CELADA ISAAC NATANAEL GUTIÉRREZ BAUTISTA	México	45

	AZUCAREROS DE MÉXICO	LUIS ANTONIO GARCÍA VILLANUEVA		
112	CODIGESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS CON GALLINAZA Y BOÑIGA PARA LA PRODUCCIÓN DE ENERGÍA RENOVABLE EN COSTA RICA	ERICK CENTENO MORA FABRICIO RUIZ MURILLO	Costa Rica	49
113	PROPUESTA DE METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DE CARBAMATOS PRESENTES EN MUESTRAS DE SUELO DE CULTIVO DE PAPA, EN LA COMUNIDAD LA GLORIA, VERACRUZ, MÉXICO	ANDREA FERNANDA BANDA VELASCO WENDY SHADDAI DOMÍNGUEZ ALMARAZ LUIS ANTONIO GARCÍA VILLANUEVA RICARDO MANUEL JALOMO ANDRES NIÑO AGUIRRE	México	54
114	PROPUESTA DEL PLAN DE GESTIÓN INTEGRAL PARA EL MANEJO DE LOS RESIDUOS DE APARATOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS EN LA CIUDAD DE MÉXICO	IXTCHEL MONSSERRAT ABARCA SALGADO LUIS ANTONIO GARCÍA VILLANUEVA FERNANDO GUTIÉRREZ TORRES ÁNGEL MUÑOZ CARRASCO MARIO IVÁN PINEDA BAUTISTA	México	60
115	WASTE MANAGEMENT IN VETERINARY CLINICS: INADEQUACIES AND KNOWLEDGE REGARDING DISPOSAL-	NILVA LÚCIA RECH STEDILE ADRIANE CARINE KAPPES BRENDA PICOLI GHENO SCHEILA DE AVILA E SILVA VANIA ELISABETE SCHNEIDER	Brasil	64
116	INTERVENCION Y CIERRE TECNICO DE VERTEDEROS A CIELO ABIERTO EN LA REPUBLICA DOMINICANA EN EL AÑO 2023-2024.	ÁNYELO ORTIZ RODRÍGUEZ DOLORES DE SALAS ABREU SERGIO FIDEL BRETON SANCHEZ JOSÉ MIGUEL MAÑÓN MARTINEZ	República Dominicana	68
117	VALORIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS COMO BIOCOMBUSTIBLES GASEOSOS Y BIOFERTILIZANTES	ANA LAURA ZAPATA-MORALES IVÁN MORENO-ANDRADE	México	73
118	A RELEVÂNCIA DA ANÁLISE DO CONTEÚDO MÍNIMO NOS PLANOS DE SANEAMENTO BÁSICO COM FOCO NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	LETÍCIA LENZ ALCIONE APARECIDA DE ALMEIDA ALVES ALINE RAQUEL MÜLLER	Brasil	80
120	COSTA RICA, INDICADORES CANTONALES DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS 2023-2024	NAYIB ALPÍZAR ARGUEDAS MAURICIO MÉNDEZ TREJOS CARLOS GÓMEZ ARTAVIA	Costa Rica	85
121	ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN	LIZBETH ZARZA MERELES VIVIAN URIZAR EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO	Paraguay	89

	ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO DE VILLA ELISA DEPARTAMENTO CENTRAL, REPÚBLICA DEL PARAGUAY	RODRIGO LUIS MUSSI BUZARQUIS		
122	ESTIMACIÓN DE LA EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO J. AUGUSTO SALDÍVAR, PARAGUAY ENTRE LOS AÑOS 2012 Y 2032	SERGI GIMÉNEZ ZARZA JESSICA MARIELA SEQUEIRA RODRÍGUEZ EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO RODRIGO MUSSI BUZARQUIS	Paraguay	98
123	ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LA CIUDAD DE SAN ANTONIO, PARAGUAY	FÁTIMA ELIZABETH DUARTE BENÍTEZ CARLOS MARTÍN FLEITAS AVALOS EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO RODRIGO MUSSI BUZARQUIS	Paraguay	102
124	ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO DE ÑEMBY, PARAGUAY	TRACY TAMARA PINO AMARILLA DIANA MAGALI RIVAS BENÍTEZ EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO RODRIGO MUSSI BUZARQUIS	Paraguay	106
125	ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO DE VILLETA, PARAGUAY.	MICAELA LUANA MIRANDA CORREA GABRIELA MARÍA ALEXANDRA VALDEZ EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO RODRIGO MUSSI BUZARQUIS	Paraguay	112
126	ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO VILLA HAYES, PARAGUAY.	JESICA LIBRADA BURGOS BARRETO MICAELA BELÉN GÓMEZ ROTELA EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO RODRIGO MUSSI BUZARQUIS	Paraguay	120
127	ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN	GRACIELA ZÁRATE RECALDE ALICIA LEDESMA JUVINEL EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO	Paraguay	126

	ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO DE LAMBARÉ, PARAGUAY.	RODRIGO MUSSI BUZARQUIS		
129	VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS E REDUÇÃO DO DESPERDÍCIO NA CENTRAL DE ABASTECIMENTO DE JOÃO PESSOA, BRASIL	SILVANA ALVES DOS SANTOS ANTHONY MARCELO DANTAS CARVALHO SANSARA LÚCIO RIBEIRO BARBOSA NATHÁLIA VITÓRIA ALVES DE OLIVEIRA THAINÁ ALVES LYCARIÃO RISLANGES FERREIRA DOS SANTOS JOYCE EDUARDA GOMES DE MACEDO SUZANY CAMILY SILVINO DA SILVA GABRIEL COUTINHO DE LIMA	Brasil	138
130	EVALUACIÓN DE RIESGOS EN RELLENOS SANITARIOS ANTE EVENTOS EXTREMOS ASOCIADOS AL CAMBIO CLIMÁTICO	PATRICIA GONZÁLEZ-SÁNCHEZ FERNANDA TORRES-MUÑOZ OCTAVIO ROJAS VILCHES	Chile	146
132	ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE DA COOPERATIVA DE TRABALHO DE CATADORES UNIDOS PELA NATUREZA EM CERRO LARGO/RS	BRUNA AMARAL DA COSTA CARINE TSCHIEDEL KREWER CAROL ELISA BECKER CÍNTHIA DE OLIVEIRA GONÇALVES ISABELA ALVES DOS SANTOS JULIANO BECKES SCHERER ALINE RAQUEL MULLER TONES ALCIONE APARECIDA ALMEIDA ALVES	Brasil	151
134	ANALYSIS OF THE BIOGAS POTENTIAL OF A LANDFILL FOR A THERMAL POWER PLANT	SANTIAGO VÁZQUEZ URGILES WILLIAM QUITIAQUEZ SARZOSA DIANA GARCÍA-TUMIPAMBA DANIELA GARCÍA-TUMIPAMBA	Ecuador	155
135	DETERMINATION OF PB AND CD IN COCOA (THEOBROMA CACAO) AND BANANA (MUSA PARADISIACA) CROP SOILS	KATHERINE CEDEÑO VARGAS FREDDY CUARAN-SARZOSA DIANA GARCIA-TUMIPAMBA PRISCILA ZULCA CHILLAN	Ecuador	159
136	EXPLORANDO EL PRESENTE SOSTENIBLE: COMPARATIVA DE BOLSAS BIODEGRADABLES Y COMPOSTABLES EN PERÚ	ALBERTO HUIMAN CRUZ	Perú	163
137	DESCARTE DE ÓLEO DE COZINHA E ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO AMBIENTAL: UMA ANÁLISE	DARCI BARNECH CAMPANI MARILISE OLIVEIRA MESQUITA JENIFFER DA SILVA	Brasil	172

	BIBLIOMÉTRICA			
138	ALTERNATIVAS PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE MACROPLÁSTICOS EN ZONAS MARINO COSTERAS. UN ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO	ELIZABETH CARVAJAL-FLÓREZ	Colombia	175
139	ESTRATEGIAS SOCIOAMBIENTALES PARA LA GIRS MACROPLÁSTICOS EN LA COSTA PACÍFICA COLOMBIANA	ALEJANDRO RAMÍREZ-OROZCO DAYANA SALAZAR-MESA HANNA LUCIETH BOHÓRQUEZ-ALZATE ELIZABETH CARVAJAL-FLÓREZ	Colombia	183
141	RECICLAGEM DE BATERIAS AUTOMOTIVAS: INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA NA EXTRAÇÃO HIDROMETALÚRGICA DE METAIS ESTRATÉGICOS UTILIZANDO ÁCIDOS ORGÂNICOS SUSTENTÁVEIS	INGRID SCHNEIDER LEANDRO FELIPE ANTONIO LUCCA SÁNCHEZ JOÃO ANTÔNIO SCHERER PACHECO HUGO MARCELO VEIT	Brasil	188
143	PERCEPCIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE LOS RESIDUOS SOLIDOS GENERADOS POR EL CONSUMO DE ROPA EN CHILE	MARCELA SALGADO-VARGAS FLORENCIA LEÓN-ARRATIA PATRICIA GONZÁLEZ-SÁNCHEZ	Chile	196
144	ANÁLISE DO MODELO DE COBRANÇA PELOS SERVIÇOS DE MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS NA CIDADE DE SALVADOR, BAHIA, BRASIL	VICTOR HUGO PEREIRA DA CRUZ DE ARAÚJO VIVIANA MARIA ZANTA LUCIANO MATOS QUEIROZ	Brasil	200
145	DESAFIOS NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JACUÍ	LUZ THAMYS ZERWES PAULO ROBINSON DA SILVA SAMUEL LEONARDO RODRIGUES MOREIRA	Brasil	205
146	CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA LÍQUIDA COMO ESTRATEGIA CIRCULAR PARA VALORIZAR RESIDUOS ORGÁNICOS Y AGUAS RESIDUALES	HENRY JAVIER VÍLCHEZ PÉREZ ERICK JAVIER CENTENO MORA	Costa Rica	209
148	RELEVÂNCIA DAS PRÁTICAS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA O MANEJO ADEQUADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: EVIDÊNCIAS DO PROJETO “PORTAS ABERTAS”	ANDREIA ANDRADE DA CONCEIÇÃO SIQUEIRA, RAÍSSA XIMENES NERI OLIVEIRA VIVIANA MARIA ZANTA, LUCIANO MATOS QUEIROZ	Brasil	217
149	CUANTIFICACIÓN DE LA PROHIBICIÓN DE QUEMA DE	JOSÉ EMILIO MEDINA MORA, CLAUDIA XIOMARA AGUILERA CHÁVEZ,	Honduras	225

	RESIDUOS HOSPITALARIOS EN EL DISTRITO CENTRAL: EMISIONES EVITADAS 2022–2025	JULIA JAHZEEL HENRIQUEZ SANTOS		
151	FACTORES QUE AGRAVAN LAS AMENAZAS SOCIO-NATURALES EN LA DISPOSICIÓN ILEGAL DE RESIDUOS SÓLIDOS	MONSERRAT HERRERA-MUNIZAGA (Pagó pero no asistirá) PATRICIA GONZÁLEZ-SÁNCHEZ OCTAVIO ROJAS-VILCHES	Chile	229
152	GESTION INTEGRAL DE RESIDUOS ORGANICOS Y ASISTENCIA ALIMENTARIA: CASO BANCO DE ALIMENTOS QUITO-ECUADOR-	ALICIA DEL CARMEN GUEVARA CAIQUETÁN LUIS GUEVARA CAIQUETÁN (no coincide con quien pago) ERNESTO HALE JOSÉ DE LA TORRE CHAUVÍN (no coincide con quien pago)	Ecuador	232
153	PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE LIGAS Al-Si OBTIDAS A PARTIR DE RESÍDUOS DA RECICLAGEM DE PAINÉIS SOLARES	HUGO MARCELO VEIT LUIZ OTAVIO TEIXEIRA BRAGA MARIA EDUARDA SASSI ENDRES	Brasil	239
154	ESTUDIO SOCIO-ECONÓMICO SOBRE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN (RCD) BAJO UN ENFOQUE DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV) EN MONTERREY, NUEVO LEÓN	MAURICIO DE LA PEÑA GARZA ISABELLA MONTIBELLER GONZÁLEZ, SARA NARANJO COPESTAKE ENRIQUE DE HOYOS GUAJARDO ANA YULISSA ANGULO ELIZALDE IVAR OSWALDO CACH JUNCO MARÍA G.PAREDES FIGUEROA	México	244
155	RED DE ACTORES PARA EL FORTALECIMIENTO DE LA EDUCACIÓN AMBIENTAL SOBRE RESIDUOS PLÁSTICOS EN EL PACÍFICO COLOMBIANO	HANNA LUCIETH BOHÓRQUEZ-ALZATE DANIEL FERNANDO CASTRO-ÁLVAREZ ALEJANDRO RAMÍREZ-OROZCO ELIZABETH CARVAJAL-FLÓREZ	Colombia	250
157	APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS GENERAD OS EN LA PROVINCIA DE ORELLANA, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE MICROORGANISMOS FUNCIONALES COMO APORTE A LA SOSTENIBILIDAD AGRÍCOLA.	SANDRA PAOLA FREIRE RUMIPAMBA SILVIA MISHELL JÁCOME BÁEZ DAYANA MICHELLE NARVÁEZ ALCIVAR	Ecuador	255
158	EL MODELO DE PARQUES DE TECNOLOGIA AMBIENTAL EN LA GESTION DE RESIDUOS EN COSTA RICA. ÉXITO Y LECCIONES APRENDIDAS.	OSCAR GUZMÁN COTO	Costa Rica	259
160	ECONOMÍA CIRCULAR EN PESCA	AGUEDA E MASSA	Argentina	267

	ARTESANAL: VALORIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS CON TECNOLOGÍAS ACCESIBLES	JULIA MANCINI		
161	REMOÇÃO DE CO2 E H2S DO BIOGÁS COM MICROALGAS: UMA ESTRATÉGIA ALIADA AOS OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (ODS)	ODORICO KONRAD CAMILA N. G. STACKE FERNANDA N. BRUM ROMUALDO J. C. WANDERLEY LEONARDO T. VIGOLO SOFIA PAOLI JOICE MÖRS	Brasil	272
162	DESARROLLO DE UN PROCESO VERDE PARA RECUPERAR COBRE, ORO Y PLATA DE TARJETAS DE CIRCUITO IMPRESO	MARÍA ALEJANDRA GALARZA KATHERINE MORENO FERNANDO SÁNCHEZ CARLOS ARAGÓN-TOBAR ERNESTO DE LA TORRE ALICIA GUEVARA	Ecuador	278
163	ANÁLISE DESCRITIVA DA COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS DESTINADOS À UNIDADE DE RECEBIMENTO DE ENTULHOS (URE)	DANILO BIJOS ÉLEN DÂNIA SILVA DOS SANTOS ANTONIO APOLINÁRIO REBÊLO FIGUEIRÊDO	Brasil	284
164	IMPLEMENTACIÓN DE UNA ESTRATEGIA SOSTENIBLE PARA LA PREVENCIÓN, RECUPERACIÓN Y RECICLAJE DE ARTES DE PESCA ABANDONADAS, PERDIDAS O DESCARTADAS (ALDFG) EN EL GOLFO DE NICOYA.	VICTORIA RUDIN VEGA MARITZA MARÍN ARAYA SUSY LOBO UGALDE	Costa Rica	298
165	EVALUACIÓN AMBIENTAL DE LA INCORPORACION DE ENVASES REUSABLES DE ACERO INOXIDABLE EN REEMPLAZO DE PLÁSTICOS DE UN SOLO USO EN EL SERVICIO DE ALIMENTACIÓN DEL PERSONAL DE LAS CUADRILLAS DE TRABAJO DE LA EMPRESA PÚBLICA DE HIDROCARBUROS DEL ECUADOR-EP PETROECUADOR	KARINA ISABEL GARCÍA VILLACÍS CRISTINA ALEXANDRA RECALDE BASTIDAS IVÁN RICARDO TIPÁN DAQUI	Ecuador	301

166	GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS EN MUNICIPIOS DE GUATEMALA	CÉSAR AUGUSTO MASSELLA SOLARES	Guatemala	306
167	ÍNDICES DE QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS APLICADO AOS LIXÕES NO ESTADO DA BAHIA: ANÁLISE ESTATÍSTICA	MATEUS ALMEIDA CUNHA VIVIANA MARIA ZANTA LUCIANO MATOS QUEIROZ BIANCA MENEZES CUNHA COUTO	Brasil	309
168	UPCYCLING DE BATERÍAS DE ION-LITIO: APROVECHAMIENTO DE ALUMINIO, GRAFITO, LITIO Y COBALTO PARA NUEVOS PRODUCTOS	KATHERINE MORENO CARLOS ARAGÓN-TOBAR ALICIA GUEVARA FERNANDO SÁNCHEZ MARÍA ALEJANDRA GALARZA	Ecuador	315
169	ANÁLISE DA DISPOSIÇÃO FINAL INADEQUADA DE RESÍDUOS DO SETOR EMPRESARIAL: ESTUDO DE CASO EM TRÊS LIXÕES CLANDESTINOS DA REGIÃO METROPOLITANA DO RIO DE JANEIRO.	VIVIANE ESPÍRITO SANTO RODRIGUES LUIGGIA GIRARDI BASTOS REIS DE ARAUJO	Brasil	320
170	IMPLICANCIAS EN LA GESTIÓN DEL MULCHING. ALTERNATIVAS PARA UNA PRODUCCIÓN SOSTENIBLE EN PARAGUAY	GLORIA MARLENE AQUINO LEDESMA FERNANDO EMILIO CALABRONI	Paraguay	327
171	AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO A PARTIR DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS DOS RESTAURANTES DA UNIVATES (2023-2024), LAJEADO-RS, BRASIL	JOICE MÖRS CAMILA N. G. STACKE JEFERSON DA S. COUTO CAROLINA J. HEINEN ANDRIEL R. DA ROSA SOFIA PAOLI ODORICO KONRAD	Brasil	334
173	POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS E METANO A PARTIR DE RSU DO VALE DO TAQUARI/RS, BRASIL	CAMILA N. G. STACKE JOICE MÖRS LUANA TREVISAN JUNQUEIRA MUNIQUE MARDER FERNANDA LEONHARDT SOFIA PAOLI ODORICO KONRAD	Brasil	342
174	GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MEDIANTE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)	DENNIS JOSÉ CHAVARRÍA CÓRDOBA	Costa Rica	348
175	PRODUCCIÓN DE METANO A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LA UNIDAD HIDROLÓGICA LAGO APANÁS – ASTURIAS.	MARIO FRANCISCO CASTELLÓN-ZELAYA FERNANDO DE JESÚS CASTRO-QUINTANILLA	Nicaragua	351

176	GASIFICACIÓN CON PLASMA PARA VALORIZACIÓN ENERGÉTICA: ANÁLISIS COMPARATIVO DE EXPERIENCIAS GLOBALES Y COSTA RICA	JOSE ASENJO ERICK SILESKY JUAN CARLOS BRENES	Costa Rica	355
178	LONG-TERM DEFORMATION ASSESSMENT OF A LARGE-SCALE CLOSED SANITARY LANDFILL	GUSTAVO FERREIRA SIMÕES CÍCERO ANTÔNIO ANTUNES CATAPRETA	Brasil	359
179	ADEQUAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO FINAL: UMA ABORDAGEM MULTICRITÉRIO PARA ANÁLISE CRÍTICA DE LOCALIZAÇÕES DE ATERROS E LIXÕES	BRUNO HENRIQUE ROSA DA SILVA GUSTAVO FERREIRA SIMÕES	Brasil	364
180	FACTIBILIDAD DE UN CENTRO TECNOLÓGICO DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS PARA EL TERRITORIO NORTE	LUIS DIEGO MORA	Costa Rica	369
182	PROGRAMA DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS PELIGROSOS EN UNA INSTITUCIÓN PÚBLICA DE EDUCACIÓN SUPERIOR DEL NORESTE MEXICANO.	ALDO ISAAC RAMÍREZ CASTILLO CARMEN CARRILLO IBARRA HERNÁNDEZ RAMOS JUAN ULRICO LÓPEZ CHUKEN MARIBEL MALDONADO MUÑIZ	México	374
183	EVALUACION DEL POTENCIAL DE GENERACION DE BIOMETANO A PARTIR DE LA FRACCION ORGANICA DE LOS RESIDUOS SOLIDOS URBANOS DEL AREA METROPOLITANA DE ASUNCION Y SUS ALREDEDORES A TRAVES DE LA DIGESTION ANAEROBICA	JEAN-CLAUDE PULFER DIÓGENES SARTORIO WALTER HAASLER	Paraguay	383
184	COMPÓSITOS PARA A CONSTRUÇÃO CIVIL À BASE DE BIOMASSA VEGETAL	MAITA DOS SANTOS ROSA ROMILDO DIAS TOLEDO FILHO ANA GHISLANE HENRIQUES PEREIRA VAN ELK	Brasil	388
187	ACOMPANHAMENTO DE DADOS QUALIQUANTITATIVOS DE UM SISTEMA DE VERMICOMPOSTAGEM LOCAL	DARCI BARNECH CAMPANI REJANE MARIA CANDIOTA TUBINO PAULO ROBINSON DA SILVA SAMUEL	Brasil	393

189	POTABILIDADE DA ÁGUA E ASPECTOS CONSTRUTIVOS DE POÇOS DE ABASTECIMENTO À LUZ DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM MUNICÍPIO DA REGIÃO DAS MISSÕES - RS	CLARICE CARDOZO DE AVILA1 ALESSANDRO NASCIMENTO DO NASCIMENTO GABRIELA GIUSMIN DEJAVITTE ALINE RAQUEL MÜLLER TONES ALCIONE APARECIDA DE ALMEIDA ALVES	Brasil	396
190	CARACTERIZAÇÃO DE BIOCHAR MODIFICADO COM BASE OBTIDO A PARTIR DA BIOMASSA DO COCO VERDE	MÁRCIO ARAÚJO DE SOUZA RONEI DE ALMEIDA DANIELLA REGINA MULINARI ANA GHISLANE HENRIQUES PEREIRA VAN ELK	Brasil	401
191	RISCOS DA DISPOSIÇÃO DE LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS EM SOLOS	FABIANA ALVES FIORE MIRELLA BIANCA GAMA DE ALMEIDA JUCIMARA RODRIGUES SILVA AMANDA MARIA DANTAS DE JESUS	Brasil	407
192	CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DE AMOSTRAS LONGITUDINAIS DE LODOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	NATALIA CASSIS MOLINA DE SIQUEIRA GABRIELA NAKAYAMA MESSA FABIANA ALVES FIORE RODRIGO DE FREITAS BUENO	Brasil	413
193	MOBILIZAÇÃO SOCIAL COMO AGENTE DE MUDANÇA NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	VANIA ELISABETE SCHNEIDER BÁRBARA PANISSON LOPES DANIEL REOLON GEOVANA C.SECCO GARCIA VERÔNICA MANDELLI GRASSELLI VICTORIA REOLON DE MELLO	Brasil	420
194	REFLEXÕES ACERCA DA DIMENSÃO DOS RISCOS ASSOCIADOS AOS RESÍDUOS SÓLIDOS GERADOS EM EVENTOS EXTREMOS: ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE MUÇUM - RIO GRANDE DO SUL - BRASIL.	VANIA ELISABETE SCHNEIDER IZAIAS RODRIGUES DE SOUZA NETO ELISA HOEPPNER ISABELL ELOISE HOEPPNER RADICE JULIA SCHOLL ARTHUR BISPO FERREIRA FABIANA ALVES FIORE	Brasil	426
195	COMPARACIÓN DE PROCESO MECÁNICO VS QUÍMICO PARA EL RECICLAJE DE PANELES SOLARES: UNA RUTA SUSTENTABLE PARA LA OBTENCIÓN DE COMPONENTES	GISELLE H-BRENES GERMÁN GIÁCOMAN VALLEJOS AVEL ADOLFO GONZÁLEZ INÉS RIECH	México	432
196	EVALUACIÓN AMBIENTAL DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN (RCD) COMO MATERIA PRIMA ALTERNA BAJO UN ENFOQUE DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV)	MAURICIO DE LA PEÑA GARZA SARA NARANJO COPESTAKE ISABELLA MONTIBELLER GONZÁLEZ ENRIQUE DE HOYOS GUAJARDO ANA YULISSA ANGULO ELIZALDE IVAR OSWALDO CACH JUNCO MARÍA G.PAREDES FIGUEROA	México	439

197	APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS DE PLÁSTICO Y DE VIDRIO RECHAZADOS PARA LA ELABORACIÓN DE ECOBLOQUES	VERÓNICA ELIZABETH MORALES-CASA STEVEN JHOPIER VINUEZA PIEDRA	Ecuador	446
198	EVALUACIÓN DE LOS INVENTARIOS NACIONALES DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL PERÚ, 2025	DANIEL RADO ARENAS	Perú	451
199	CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS ORDINARIOS Y SU APORTE A LA GOBERNANZA AMBIENTAL EN LA UNIVERSIDAD NACIONAL	SUSANA MÉNDEZ ALFARO JULIÁN ROJAS VARGAS	Costa Rica	461

Trabajos Técnicos en extenso

A continuación, se presentan los 79 trabajos técnicos que se presentaron en el XI congreso interamericano de residuos de AIDIS DIRSA.

ID 102. ANÁLISE DE CONFORMIDADE DO PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DO MUNICÍPIO DE GIRUÁ/RS

VELASQUES, Letícia Andreola[1]; DOS SANTOS, Kalyem Rafaela Antunes[2]; ALVES, Alcione Aparecida De Almeida[3]; TONES, Aline Raquel Müller[4].

[1]Acadêmica do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo-RS, e-mail:leticiaandreola@estudante.uffs.edu.br; [2]Acadêmica do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo-RS, e-mail: arquitetakalyem@gmail.com; [3] Prof.ª Dr.ª, Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo, e-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br; [4] Prof.ª Dr.ª, Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo, e-mail: aline.tones@uffs.edu.br

Palavras-chave: Gestão ambiental, logística reversa, Legislação ambiental, Conteúdo mínimo.

Abstract

The implementation of the National Solid Waste Policy (PNRS) is crucial to promote integrated and effective solid waste management in small municipalities, such as Giruá, in Rio Grande do Sul. This study aimed to analyze the compliance of the Municipal Basic Sanitation Plan (PMSB) of Giruá for 2014, based on the minimum content established by Law 12.305/2010. The study was carried out between September and October 2024, using a documentary analysis methodology to compare the items of the municipal plan with the minimum content established in article 19 of Federal Law 12.305/2010. The results of the compliance analysis of the minimum content of the PMGIRS included in the PMSB (2012) of Giruá, indicated that 53% (approximately 10 items) of the 19 items fully meet the legal requirements, while 37% (7 items) of the 19 items present partial compliance and 10% (2 items) of the 19 items do not meet the minimum content of art. 19 of Law 12.305/2010. In this sense, specific recommendations were proposed to correct the deficiencies, including the expansion of the characterization of waste according to (specify NR), the implementation of reverse logistics and the creation of economic incentive mechanisms for recycling. The adequacy of the PMSB is identified as essential for the municipality to comply with the PNRS, and achieve increasingly efficient management of solid waste.

1.- INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos tem se consolidado como um dos maiores desafios ambientais das últimas décadas. Em conjunto ao crescimento populacional, os processos de industrialização e urbanização que são fatores inevitáveis para o desenvolvimento, o aumento da geração de resíduos e a ausência de uma gestão eficiente, conforme previsto nas normas legais, são consequências desses processos. A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem aumentado exponencialmente, cerca de 22% de aumento do ano de 2010 para o ano de 2022, de acordo com a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente - ABREMA (2023), o que demanda soluções eficazes e sustentáveis para seu gerenciamento e disposição final. No Brasil, essa questão ainda é crítica, sobretudo quando os municípios de pequeno e médio porte, onde as capacidades financeiras e técnicas para a gestão de resíduos são frequentemente limitadas.

Diante desse cenário, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal Nº 12.305/2010, surge como um marco regulatório fundamental para guiar os municípios na elaboração de seus Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS). O conteúdo mínimo estabelecido no Artigo 19 da referida lei propõe uma estrutura para a gestão integrada, envolvendo desde o diagnóstico da geração de resíduos até a destinação final ambientalmente adequada. A PNRS busca promover a responsabilidade compartilhada entre governos, setor privado e sociedade civil, incentivando a logística reversa e a redução da geração de resíduos, por meio de diversas possibilidades como políticas públicas, capacitações, palestras e campanhas de conscientização locais (Brasil, 2010).

Dessa forma, a elaboração dos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB) e dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) é obrigatória para todos os municípios. No entanto, em municípios com menos de 20 mil habitantes, o conteúdo mínimo exigido para o PMGIRS pode ser incorporado ao PMSB, dispensando a necessidade de um plano específico para a gestão de resíduos. Esses planos, devem conter diretrizes claras para o manejo dos resíduos sólidos, além de estratégias para minimizar os impactos ambientais e sociais decorrentes da má gestão desses resíduos. A análise da conformidade dos PMGRS em relação ao conteúdo mínimo estipulado pela PNRS é essencial para avaliar se os municípios estão cumprindo adequadamente suas obrigações legais e ambientais (Brasil, 2010).

Nesse sentido, segundo Gomes, Silva e Carvalho (2022) e Telles, Barcia e Veiga (2020), muitos municípios enfrentam dificuldades em atingir o nível de conformidade exigido, o que reforça a necessidade de melhorias contínuas nos processos de gestão. Neste sentido, este estudo se justifica

pela relevância de avaliar a conformidade do PMSB, em municípios de pequeno porte, como Giruá. A inobservância das exigências legais estabelecidas pela PNRS pode comprometer a sustentabilidade ambiental e a saúde pública, além de gerar impactos econômicos adversos. A falta de um plano estruturado e em conformidade à legislação vigente dificulta a implementação de práticas eficazes de manejo e disposição final dos resíduos sólidos, agravando os problemas socioambientais locais. Assim, a análise da adequação do PMSB é fundamental para que se possa identificar lacunas e propor soluções que visem a melhoria da gestão municipal de resíduos, contribuindo para o desenvolvimento local.

2.- OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo é avaliar e analisar a conformidade do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do município de Giruá com o conteúdo mínimo estabelecido no artigo n° 19 da Lei Federal N° 12.305/2010, identificando os aspectos que necessitam ser aprimorados, os pontos de adequação e propor melhorias que possam ser implementadas de forma eficiente ao contexto local.

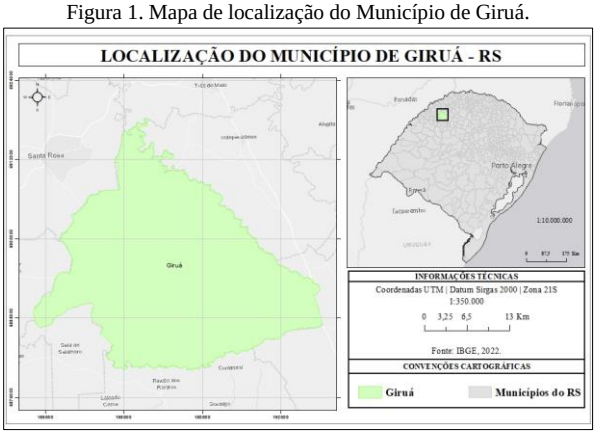
3.- METODOLOGIA

3.1 Área e tipo de estudo

A área em apreciação, incide no município de Giruá está localizado na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul. Segundo o Censo (IBGE, 2022), a população de 16.013 habitantes, apresenta características demográficas típicas de pequenos municípios. Sua densidade populacional é de 18,68 habitantes por quilômetro quadrado, e a extensão territorial de 857 quilômetros quadrados. Nesse sentido, o setor agropecuário é predominante na economia local, destacando-se o cultivo de soja, milho e trigo. Atividades essas, que representam uma parcela significativa do Produto Interno Bruto (PIB) do município, que, em 2021, foi de R$76.479,16 (IBGE, 2021). A agroindústria também se destaca, embora de maneira mais modesta, contribuindo para a geração de empregos e movimentação econômica na região. Do ponto de vista socioeconômico, Giruá apresenta um Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,721, classificado como "alto", de acordo com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2010). Esses índices indicam uma qualidade de vida relativamente alta em comparação com outros municípios de pequeno porte no estado. Por outro lado, o município ainda enfrenta desafios socioeconômicos, como o envelhecimento da população e a migração de jovens para centros urbanos maiores em busca de oportunidades de trabalho e educação.

Na Figura 1 pode-se observar em destaque na cor verde a área limítrofe do Município, e sua localização no Estado RS.

Figura 1. Mapa de localização do Município de Giruá.



Fonte: Autores (2024).

O estudo pode ser caracterizado como uma pesquisa descritiva com abordagem qualitativa. Uma vez que, a pesquisa descritiva expõe as características determinada população ou fenômeno estabelecendo correlações entre as variáveis (Vergara, 2000; Silva; Menezes, 2005; Cervo Bervian e Silva, 2006; Gil, 2017).

A abordagem qualitativa pode ser explicada por Gil (2002), como um aprofundamento da investigação das questões relacionadas ao fenômeno em estudo e das suas relações, mediante a máxima valorização do contato direto com a situação estudada, buscando-se o que era comum, mas permanecendo, entretanto, aberta para perceber a individualidade e os significados múltiplos.

3.2 Coleta de dados

A pesquisa se baseou nas informações contidas dentro do PMSB referente ao PMGIRS do ano de 2014 do município de Giruá/RS, o qual foi obtido em meio eletrônico no ano de 2024, disponível no site do município.

Desse modo, a coleta dos dados foi realizada de forma documental com observação assistemática com o intuito de identificar as não conformidades e propor melhorias, uma vez que, de acordo com Marconi e Lakatos (2003), a observação assistemática é o meio em que se procura recolher e registrar os fatos da realidade sem a utilização de meios técnicos especiais ou um planejamento de variáveis.

3.2 Análise do PMSB referente ao conteúdo mínimo para elaboração de PMGIRS

Foi realizado a análise do conteúdo mínimo do PMGIRS contido dentro do PMSB de Giruá/RS comparando com o Artigo n° 19 da Lei 12.305/2010 que consta o conteúdo mínimo, em 19 itens (Quadro 1), exigido para um PMGIRS, classificando cada item analisado do PMSB de Giruá/RS quanto ao atendimento (Quadro 2), sendo este categorizado em: atendimento parcial, atendimento total ou não atendimento.

Com isso, foram identificadas as áreas de não conformidade e propôs-se recomendações específicas para corrigir e melhorar o plano como um todo.

Quadro 1. Conteúdo mínimo para elaboração do PMGIRS.

Item	Conteúdo mínimo
I	Diagnóstico da situação dos resíduos sólidos gerados no respectivo território;
II	Identificação de áreas favoráveis para disposição final ambientalmente adequada de rejeitos;
III	Identificação das possibilidades de implantação de soluções consorciadas ou compartilhadas com outros Municípios;
IV	Identificação dos resíduos sólidos e dos geradores sujeitos a PMSB de gerenciamento específico ou a sistema de logística reversa;
V	Procedimentos operacionais e especificações mínimas a serem adotados nos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos;
VI	Indicadores de desempenho operacional e ambiental dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos;
VII	Regras para o transporte e outras etapas do gerenciamento de resíduos sólidos;
VIII	Definição das responsabilidades quanto à sua implementação e operacionalização;
IX	Programas e ações de capacitação técnica voltada para sua implementação e operacionalização;
X	Programas e ações de educação ambiental que promovam a não geração, redução, reutilização e reciclagem de resíduos sólidos;
XI	Programas e ações para a participação dos grupos interessados, em especial das cooperativas ou associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis;
XII	Mecanismos para a criação de fontes de negócios, emprego e renda, mediante a valorização dos resíduos sólidos;
XIII	Sistema de cálculo dos custos e forma de cobrança da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos;
XIV	Metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem;
XV	Descrição das formas e dos limites da participação do poder público local na coleta seletiva e na logística reversa;
XVI	Meios a serem utilizados para o controle e a fiscalização, no âmbito local, da implementação e operacionalização dos Planos de gerenciamento de resíduos sólidos;
XVII	Ações preventivas e corretivas a serem praticadas, incluindo programa de monitoramento;
XVIII	Identificação dos passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos, incluindo áreas contaminadas, e respectivas medidas saneadoras;
IX	Periodicidade de sua revisão.

Fonte: Lei Nº 12.305/2010.

Quadro 2. Categoria de Atendimento

Atendimento	Critério
Atendimento Total	O conteúdo do PMGIRS contempla o item em sua totalidade.
Atendimento Parcial	O conteúdo do PMGIRS contempla pelo menos 1 item.
Não atende	O conteúdo do PMGIRS não contempla nenhum item.

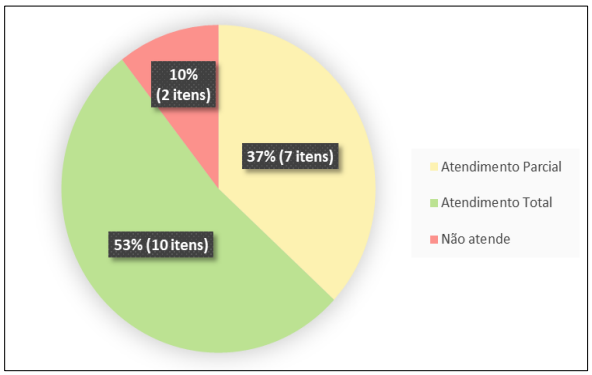
Fonte: Leobett (2023).

4.- RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise de conformidade do conteúdo mínimo de elaboração de PMGIRS contido no PMSB do município de Giruá

Na Figura 2 está contido gráfico para a verificação da análise por meio de porcentagem. A cor verde indica o atendimento total, a cor amarela atendimento parcial e a cor vermelha o não atendimento.

Figura 2. Gráfico do atendimento aos itens do conteúdo mínimo pelo PMGIRS contido dentro do PMSB do município de Giruá.



Fonte: Autores (2024).

A partir da Figura 2, verificou-se que, 53% dos itens do conteúdo mínimo foram atendidos em sua totalidade, entretanto, 37% dos itens tiveram atendimento parcial e 10% dos itens não atenderam ao conteúdo mínimo estabelecido pelo art. 19 da Lei 12.305/2010.

Dessa forma, os itens I, IV, XII, XIII, XIV, XV e XVIII foram avaliados com atendimento parcial devido:

Item I - Diagnóstico da situação dos resíduos sólidos gerados no respectivo território, contendo a origem, o volume, a caracterização dos resíduos e as formas de destinação e disposição final adotadas: este item foi avaliado com atendimento parcial pois traz a origem, volume, destinação e disposição final dos resíduos, entretanto, não especifica a caracterização dos resíduos como a composição gravimétrica e demais características físicas, química e biológicas conforme as normas ABNT NBR n° 10.004:2004 e 10.007:2004.

Item IV - Identificação dos resíduos sólidos e dos geradores sujeitos ao Plano de gerenciamento ou ao sistema de logística reversa: este item possui atendimento parcial pois observou-se a identificação dos resíduos gerados dentro do município de Giruá, todavia, não consta no documento a identificação das empresas geradoras sujeitas ao Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos - PGRS ou as empresas sujeitas a logística reversa.

Item XII - Mecanismos para a criação de fontes de negócios, emprego e renda, mediante a valorização dos resíduos sólidos: este item possui atendimento parcial porque não informa nenhum mecanismo ou formas para a criação ou incentivo para empresas de reaproveitamento dos resíduos.

Item XIII - Sistema de cálculo dos custos e forma de cobrança da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos: o atendimento deste item foi classificado como parcial porque embora apresente o custo com o serviço de coleta e transporte, não apresenta a forma de cobrança pela prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos.

Item XIV - Metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem: o atendimento parcial deste item ocorreu pois o Plano definiu metas como ações de conscientização sobre a separação e destinação dos resíduos sólidos, incentivo e ampliação do sistema de coleta seletiva, mapeamento e regulação da coleta na zona rural, desenvolver programa de aproveitamento dos resíduos passíveis de reciclagem. Entretanto, não foram observadas metas voltadas à redução da geração dos resíduos sólidos urbanos.

Item XV - Descrição das formas e dos limites da participação do poder público local na coleta seletiva e na logística reversa: o item contempla parcialmente o atendimento pois é retratado que a coleta seletiva é realizada pelo município na área urbana e rural, entretanto, a logística reversa não é citada dentro do Plano.

Item XVIII - Identificação dos passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos, incluindo áreas contaminadas, e respectivas medidas saneadoras: este item possui atendimento parcial porque foi realizada a identificação do passivo ambiental da disposição final, pela prefeitura municipal, dos resíduos de poda em áreas irregulares afastadas do perímetro urbano. Contudo, não foram apresentadas medidas saneadoras.

Em relação aos itens III e VII não atenderam ao conteúdo mínimo exigido, conforme:

Item III - Identificação da possibilidade de implantação de soluções consorciadas ou compartilhadas com outros Municípios: este item não atende pois não há nenhuma informação sobre consórcios ou possibilidades de consórcios entre os municípios da região.

Item VII - Regras para o transporte e outras etapas do gerenciamento de resíduos sólidos: Este item não atende visto que não há informações sobre regras para transporte.

O atendimento total foi observado, em 10 itens, sendo eles: II, V, VI, VIII, IX, X, XI, XVI, XVII e XIX. Embora o PMGIRS tenha atendido em sua totalidade mais de 50% dos itens do conteúdo mínimo, ainda são necessárias melhorias e certo aprofundamento para que o PMGIRS seja, de fato, eficaz para a gestão de resíduos no município de Giruá.

Leobett et al. (2023) analisaram o PMGIRS contido dentro do PMSB (2022) de Cerro Largo/RS, município próximo ao estudado, onde avaliaram que, dentre os 19 itens, 5 itens (26,3%) com Atendimento Total, 13 itens (68,4%) com Atendimento Parcial e 1 item (5,3%) que não atendeu ao conteúdo mínimo exigido pela Lei Federal nº 12.305/2010.

Já Pellin (2023) analisou a conformidade do PMGIRS (2021) de Santo Ângelo, também próximo a cidade de estudo, onde constatou que houve atendimento total de 14 itens (74%) e atendimento parcial de 5 itens (26%). O município de Santo Ângelo possui mais de 20.000 mil habitantes, por esse motivo, o documento do PMGIRS foi desenvolvido, além disso, é considerada a capital missioneira e por ser uma cidade com mais de 60.000 habitantes, possui uma administração mais estruturada e técnicos capacitados como colaboradores, o que afeta diretamente na construção de um PMGIRS.

4.2 Proposição de recomendações específicas para corrigir as não conformidades identificadas e para melhorar o plano como um todo

Para aprimorar o plano e assegurar sua conformidade legal, apresenta-se recomendações para os itens do conteúdo mínimo não atendidos ou em atendimento parcial, conforme:

Item I - Ampliar o diagnóstico para incluir a caracterização gravimétrica e as propriedades físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos gerados, conforme as normas ABNT NBR n° 10004:2004 e ABNT NBR n° 10007:2004, incorporando também tecnologias de sensoriamento remoto para o monitoramento contínuo. A PNRS Lei Federal n° 12.305/2010, Art. 3, VII, exige que os resíduos sejam caracterizados para definir sua destinação final adequada (Brasil, 2010).

O gerenciamento dos resíduos sólidos, de um município por exemplo, tem como etapa inicial a caracterização dos resíduos gerados, possibilitando assim uma maior compreensão com relação a quantidade e qualidade dos resíduos, abrangendo a possibilidade da separação e o aproveitamento comercial das frações recicláveis, por meio da composição gravimétrica, a qual influencia diretamente na análise da eficiência dos sistemas de gerenciamento adotados, além da criação de estratégias locais e regionais, em consonância com a PNRS, que visam contemplar a hierarquização das ações com os resíduos sólidos (Menezes et al., 2020; Tagliaferro; Viana, 2020; Rodrigues et al., 2024).

A caracterização dos RSU é importante para obtenção de dados sobre o seu comportamento em determinadas condições, permitindo, ainda, estudar formas de controle ou minimização de seus impactos no ambiente, assim esses dados, qualitativos e quantitativos, com a aplicação e análise de métodos estatísticos, pode-se propor ações de coleta seletiva e reciclagem, verificar se os materiais recicláveis possuem valor de comercialização e se a matéria orgânica é apropriada para compostagem ou biodigestão, ou, estabelecer o tratamento ou destinação adequada, determinar as adaptações necessárias para o desenvolvimento de soluções para diminuição, ou até mesmo eliminação, dos RSU daquela comunidade, sendo essencial no contexto municipal (Santos et al., 2020; Rodrigues et al., 2024).

Item III - Estabelecer consórcios intermunicipais para o compartilhamento de infraestruturas e recursos, visando otimizar a gestão de resíduos sólidos entre os municípios da região, com ênfase em soluções compartilhadas para coleta e destinação de resíduos. A PNRS incentiva a formação de consórcios para ampliar a capacidade de gestão e diminuir os custos operacionais (Brasil, 2010).

Os consórcios públicos para a gestão urbana, de acordo com a França et al. (2023), são um importante instrumento de cooperação e gestão intergovernamental com potencial de serem estruturados pelos governos municipais pois uma das principais vantagens é a economia de recursos e ganho de escala capaz de solver os desafios urbanos inerentes como a região que estão inseridos ou a reduzida capacidade administrativa, gerencial e financeira.

Item IV – Incluir a identificação de todos os geradores de resíduos sujeitos ao Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) e desenvolver mecanismos específicos para a implementação da logística reversa, com apoio de sistemas integrados de gestão de resíduos e parcerias público-privadas. A PNRS estabelece a responsabilidade compartilhada pela gestão dos resíduos ao longo do ciclo de vida do produto (Brasil, 2010).

Item VII- Situar normas rigorosas para o transporte de resíduos, com diretrizes claras sobre as condições dos veículos, rotas e horários, e implementar um sistema de fiscalização para garantir o cumprimento das normas. A PNRS exige que o transporte seja realizado de acordo com normas técnicas específicas, visando a evitar a contaminação e garantir a integridade dos materiais até sua destinação final (Brasil, 2010).

Item XII - Desenvolver políticas públicas locais que incentivem o empreendedorismo e a inovação no setor de reciclagem e reaproveitamento de resíduos. Isso pode incluir incentivos fiscais, microcréditos e parcerias para cooperativas de catadores e startups que atuam no setor de economia circular. A PNRS incentiva a criação de negócios sustentáveis e a valorização dos resíduos como recursos econômicos (Brasil, 2010).

Item XIII - Implementar um sistema detalhado de cálculo de custos para a coleta, transporte, tratamento e disposição final de resíduos sólidos, com base em um modelo de tarifa justa e progressiva, que inclua mecanismos de incentivos para a redução de geração de resíduos. A PNRS exige que a cobrança pelos serviços seja clara e justa, aplicação de tarifas progressivas que incentivem a redução da geração de resíduos (Brasil, 2010).

Silva, Van Elk e Andrade (2024) realizaram uma pesquisa sobre o atendimento do conteúdo mínimo exigido pela Lei 12.305/2010 em PMGIRS de municípios do Estado do Rio de Janeiro e observaram que 75% dos Planos avaliados não indicaram os valores investidos com os serviços de manejo de resíduos sólidos e limpeza urbana, assim como um modelo de tarifação e forma de cobrança pelos serviços.

Item XIV - Definir metas específicas e mensuráveis para a redução da geração de resíduos sólidos, incentivando a prática da minimização de resíduos, por meio de programas de educação ambiental e parcerias com setores produtivos para promover tecnologias mais limpas. Um dos objetivos descritos pelo art. 7 da Lei 12.305/2010, é a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Dessa forma, a redução da geração dos resíduos é uma estratégia da gestão de resíduos sólidos, a PNRS incentiva a minimização de resíduos como uma prática sustentável essencial.

Conforme Freitas, Pires e Benincá (2024), é necessário essa implementação de medidas de sensibilização da sociedade em relação a redução, reutilização e reciclagem dos resíduos, como a promoção de eventos, feiras e exposições com o tema na sustentabilidade, bem como, o engajamento de lideranças comunitárias na promoção de práticas sustentáveis e realização de fóruns de discussão com representantes da sociedade civil, do poder público e do setor empresarial, a fim de discutir soluções para a gestão dos RSU, e implementação de políticas públicas, como leis de incentivo à reciclagem e à compostagem.

Item XV - Estruturar um sistema de logística reversa com base em acordos setoriais e parcerias público-privadas, com foco na implementação de sistemas de coleta de resíduos especiais (como eletrônicos, lâmpadas, baterias) e no estabelecimento de metas progressivas para sua recuperação. A PNRS já prevê a responsabilidade compartilhada pela logística reversa, sendo necessária a criação de sistemas eficientes de coleta e destinação (Brasil, 2010).

De acordo com o estudo de Silva, Van Elk e Andrade (2024), cerca de 60% dos municípios analisados no Estado do Rio de Janeiro, não implementaram a logística reversa. Dessa forma, a logística reversa é de extrema importância para o desenvolvimento do município como um todo.

Item XVIII- Identificar os passivos ambientais decorrentes da gestão inadequada de resíduos e desenvolver um plano de ações corretivas, incluindo medidas de recuperação de áreas contaminadas e o monitoramento contínuo das condições ambientais das áreas de disposição final. A recuperação de passivos ambientais é um dos maiores desafios na gestão de resíduos sólidos, a PNRS exige a identificação e mitigação de passivos ambientais (Brasil, 2010).

Os itens de não conformidade ou conformidade parcial, como a caracterização incompleta dos resíduos, a ausência de mecanismos robustos de logística reversa e a falta de medidas claras para a remediação de passivos ambientais, evidenciam a necessidade de ajustes estruturais no PMGIRS. A adequação do plano a esses itens, além de ser uma exigência legal, é fundamental para garantir uma gestão integrada que responda às demandas ambientais, sociais e econômicas do município.

De acordo com Pina et al. (2021), é necessário revisões constantes nos PMGIRS para adequá-lo à nova realidade apresentada traçando novas metas e objetivos, além disso, divulgá-lo de modo amplo para garantir uma continuidade na execução das ações e no seu acompanhamento com a eficiência necessária para solucionar os problemas relativos à gestão dos resíduos sólidos na região;

Além disso, a promoção por meio da divulgação das informações por meio de programas de intervenções educativas como campanhas de conscientização, treinamentos práticos, publicidade, concursos de conhecimento e palestras, fomentando os canais como internet (site e redes sociais), rádio, entre outros, faz com que melhore a compreensão, a consciência e consequentemente a disposição da população em segregar na fonte (Cui, Su e Zhang, 2021; Heydari et al., 2021).

5.- CONCLUSÃO

Este estudo teve como objetivo analisar a conformidade do PMGIRS contido no PMSB do município de Giruá, à luz do conteúdo mínimo estipulado pela Lei 12.305/2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A análise demonstrou que, embora o plano atende parcialmente às exigências legais, apenas 10% dos itens analisados não apresentam conformidades legais, ainda assim, há lacunas importantes que precisam ser corrigidas para assegurar uma gestão eficiente e sustentável dos resíduos sólidos no município.

A relevância da análise do conteúdo mínimo estipulado pela Lei 12.305/2010 se faz presente, pois estabelece diretrizes essenciais para que o município possa desenvolver políticas públicas eficazes na gestão de resíduos sólidos, e reforçam a importância de planos robustos e integrados, que garantam tanto a sustentabilidade quanto a inclusão social e a geração de emprego por meio da valorização dos resíduos.

Em síntese, a conformidade com a PNRS não apenas promove uma gestão de resíduos tecnicamente adequada, mas também contribui para a proteção ambiental e o bem-estar da população. A adequação do PMGIRS às exigências da Lei 12.305/2010 é, portanto, um passo imprescindível para que Giruá avance na direção de um desenvolvimento sustentável e de uma gestão de resíduos sólida e eficaz.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo, dezembro de 2023. Disponível em: https://www.abrema.org.br/wpcontent/uploads/dlm_uploads/2024/03/Panorama_2023_P1.pdf. Acesso em 10 out. 2024. BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm Acesso em: 9 out. 2024. CERVO, A. L.; BERVIAN, P. A.; SILVA, R. DA. Metodologia científica. 6a ed. Pearson, São Paulo: 2006. CUI, Tiening; SU, Xiabing; ZHANG, Yunjia. Study on Compulsory Classification Management and Behavior Synergy of Municipal Solid Waste. Sustainability, [S.L.], v. 13, n. 11, p. 6265, 1 jun. 2021. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/su13116265. FRANÇA, K. C. B. de; HENRICHS, J. A.; FORTUNATO, A. L.; CABRAL, J. de O. F. Consórcios públicos na área de planejamento urbano e regularização fundiária urbana. [Brasília]: Confederação Nacional dos Municípios – CNM, 2023. Disponível em: https://www.capacidades.gov.br/wpcontent/uploads/2024/02/ConsorciosPublicos-na-area-de-Planejamento-Urbano-e-Regularizacao-FundiariaUrbana.pdf. Acesso em: 04 out. 2024. FREITAS, Mydiã Falcão; PIRES, Mônica Moura; BENINCÁ, Dirceu. Fragilidades e potencialidades na gestão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana, [S.L.], v. 16, p. 1-15, 2024. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/2175- 3369.016.e20230271. GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 6a ed. São Paulo: 2017 GOMES, P.; SILVA, M. M. da; CARVALHO, C. de S.. Avaliação do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do município de Corrente-PI. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental, v. 11, n. 3, p. 333- 364, set. 2022. HEYDARI, Esmat; SOLHI, Mahnaz; JANANI, Leila; FARZADKIA, Mahdi. Determinants of Sustainability in Recycling of Municipal Solid Waste: application of community-based social marketing (cbsm). Challenges In Sustainability, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 16-27, 26 maio 2021. Acadlore Publishing Services Limited. http://dx.doi.org/10.12924/cis2021.09010016. IBGE. Censo Demográfico 2022: Características da População e dos Domicílios. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022. Disponível em: https://www.ibge.gov.br. Acesso em: 08 out. 2024. LEOBETT, J. S.; BERTOLO, J. P.; HELLMANN, L.; ALVES, A. A. de A.; TONES, A. R. M. Plano municipal de saneamento básico de Cerro Largo/RS: avaliação da gestão de resíduos e proposição de melhorias ambientais. Revista de Gestão e Secretariado (Management And Administrative Professional Review), [S.L.], v. 14, n. 11, p. 19859-19877, 14 nov. 2023. South Florida Publishing LLC. http://dx.doi.org/10.7769/gesec.v14i11.2814. MARCONI, M. A; LAKATOS, E. M. Fundamentos da Metodologia Científica. São Paulo: Editora Atlas, 2003.

MENEZES, R. O.; CASTRO, S. R.; SILVA, J. B. G.; TEIXEIRA, G. P.; SILVA, M. A. M. Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. Engenharia Sanitária e Ambiental, [S.L.], v. 24, n. 2, p. 271- 282, abr. 2019. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413- 41522019177437.

PNUD. Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2010. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 2010. Disponível em: http://www.atlasbrasil.org.br/. Acesso em: 08 out. 2024. RODRIGUES, M. A.; ISMAIL, K. A. R.i; LINO, F. A. M.;; AZEVEDO, I. O. de. Gravimetria completa dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Manaus – AM. Caderno Pedagógico, [S.L.], v. 21, n. 8, p. 1-30, 16 ago. 2024. South Florida Publishing LLC. http://dx.doi.org/10.54033/cadpedv21n8-140. SANTOS, P. da C.; ROCHA, A. C. M. A. da; LIMA, E. D. de S.; SANTOS, J. P. de O.; GONZAGA, K. S.; CARTAXO, P. H. de A.; SANTOS, A. da S.; BULHÕES, L. E. L.; MORAIS, W. R. de S. Geração de resíduos sólidos urbanos: aplicação de um indicador de sustentabilidade em um município do semiárido alagoano. Research, Society And Development, [S.L.], v. 9, n. 8, p. 172-188, 2 jul. 2020. Research, Society and Development. http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i8.5661. SILVA, E. L.; MENEZES, E. M. Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação. 4. ed. rev. atual. Florianópolis, SC: UFSC, 2005. SILVA, K. C.; VAN ELK, A. G. H. P.; ANDRADE, R. C. de. Planos de gestão integrada de resíduos sólidos dos municípios do estado do Rio de Janeiro: avaliação quanto ao atendimento do conteúdo mínimo exigido pela lei federal 12.305/2010. Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica, [S.L.], p. 268-283, 6 abr. 2024. Universidad Nacional Autonoma de Mexico. http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2024.17.1.8411 3. TAGLIAFERRO, E. R.; VIANA, D. V. Caracterização Gravimétrica dos Resíduos Sólidos de um Aterro Sanitário Municipal no Interior do Estado de São Paulo. Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes, [S.L.], v. 7, n. 16, p. 1-28, 1 dez. 2019. ANAP - Associacao Amigos de Natureza de Alta Paulista. http://dx.doi.org/10.17271/2317860471620192209. TELLES, B. H. G.; BARCIA, M. K; VEIGA, T. B. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: uma análise em municípios de pequeno porte no Paraná. Revista Científica ANAP Brasil, v. 13, n. 30, p. 1-10, 2020. VERGARA, S. C. Projetos e relatórios de pesquisa em administração. 3.ed. Rio de Janeiro: Atlas, 2000.

ID 103. COMPORTAMIENTO TOPOLÓGICO DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y LAS COSTUMBRES HABITUALES EN LAS CINCO GRANDES CIUDADES DE COLOMBIA

Rodríguez Miranda, Juan Pablo[1]; González Ramírez, Luisa Fernanda[2]; Sánchez Céspedes, Juan Manuel[3].

1. Profesor Titular. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: jprodriguezm@udistrital.edu.co
2. Profesora Asociada. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: lfgonzalezr@udistrital.edu.co
3. Profesor Titular. Facultad de Ingeniería. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: jmsanchezc@udistrital.edu.co

Palabras clave: comportamiento, generación, residuos sólidos.
Abstract: behavior, generation, solid waste.

Introducción.

La generación de residuos sólidos en una población tiene un análisis multifactorial según el tamaño de la población, conductas de consumo, educación y conciencia ambiental, desarrollo económico, políticas públicas, disponibilidad del servicio de aseo, estilos de vida y las características culturales y socioeconómicas, las cuales proporcionan una idea significativa de la cantidad y composición de los residuos sólidos urbanos producidos. En este trabajo, se considera análisis del comportamiento topológico de la generación de los residuos sólidos urbanos en las ciudades de Bogotá, Medellín, Cali, Barranquilla y Bucaramanga en Colombia, desde el ámbito de cantidad, producción per cápita, las costumbres habituales de ferias y fiestas, tradiciones y demás acontecimientos del estilo de vida.

Objetivos

Realizar el análisis del comportamiento topológico de la generación de los residuos sólidos urbanos en las ciudades de Bogotá, Medellín, Cali, Barranquilla y Bucaramanga en Colombia

Metodología

La estrategia ordenada de los hechos y fenómenos de este estudio, considera el método deductivo, basado en esquemas lógicos y conocimiento sólidos teóricos, que permite la abstracción del problema, con enfoque cuantitativo y análisis causa efecto del fenómeno; según el alcance y análisis de los resultados, del tipo de investigación descriptiva, describe algunas características fundamentales del fenómeno homogéneo.

Resultados y discusión.

El análisis topológico para la organización, distribución y relación de los factores de los estilos de vida y las características culturales y socioeconómicas, con la generación de los residuos sólidos urbanos en las ciudades de Bogotá, Medellín, Cali, Barranquilla y Bucaramanga en Colombia, estableció la consideración de la conectividad de factores socioeconómicos y de comportamiento, con las cantidades de residuos solidos generados en los espacios de tiempos de ferias, fiestas, tradiciones y acontecimientos del estilo de vida (carnavales, ferias, final de año y pandemia Covid 19), en donde se evidenció picos (factores punta) de producción y una tendencia de la producción per cápita de residuos sólidos entre los estándares internaciones; aunque estos resultados, resultan evidentes, en relación con la estructuración del comportamiento de la sociedad en estos eventos, el análisis cuantitativo expone la relación de interdependencia residuo – comportamiento humano, es decir el comportamiento incidental de las personas en las ciudades de Bogotá, Medellín, Cali, Barranquilla y Bucaramanga en Colombia.

Conclusiones

El análisis topológico, permite evidencia una red de flujos, que permite establecer posibles soluciones en la gestión de residuos sólidos en estas ciudades, en el marco de los estilos de vida y las características culturales y socioeconómicas, conducen a factores influentes como el aumento de la población flotante o temporal, consumo de alimentos, bebidas, mercancías, souvenirs, entre otros, que evidenció picos (factores punta) de producción y una tendencia de la producción per cápita de residuos sólidos entre los estándares internaciones

Referencias

Colmenero, P. (2022). *Gestión de residuos.* Bogotá: Ediciones de la U.

Colomer, F. (2007). *Tratamiento y gestión de residuos sólidos.* Mexico: Limusa SA.

Rodríguez, J. (2006). Disposición final de residuos sólidos urbanos: un problema que no tene como unica solución los rellenos sanitarios. *Boletin cientifico entérese*, Junio. No 20. 69 - 73 pp.

SEDESCOL. (2010). *Manual técnico sobre la generación, recolección y transferencia de residuos sólidos municipales.* Mexico: SECRETARIA DE DESARROLLO SOCIAL. SUBSECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y VIVIENDA. DIRECCIÓN GENERAL DE INFRAESTRUCTURA Y EQUIPAMIENTO .

Tchobanoglous, G., & et al. (1998). *Gestión integral de residuos sólidos. Integrated solid waste management.* Madrid, España.: Editorial Mc Graw Hill. Interamericana.

WEF. (2012). *Solid process design and management.* New York: Mc Graw Hill. ISBN. 9780071780957.

ID 104. CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST PRODUCIDO EN EL DISTRITO CENTRAL: EVALUACIÓN FISICOQUÍMICA Y SU POTENCIAL COMO ENMIENDA ORGÁNICA

José Emilio Medina Mora
Universidad Tecnológica Centroamericana. Alcaldía Municipal del Distrito Central
emedina@unitec.edu; jose.medina@amdc.hn

Palabras Clave: ***Compost, Caracterización, Fisicoquímica***

Abstract: The increasing generation of municipal solid waste (MSW) in urban areas of Latin America highlights the urgent need for sustainable waste management strategies. Composting the organic fraction of MSW has emerged as a viable solution, offering the dual benefits of reducing landfill input and producing nutrient-rich organic amendments. This study aims to characterize the compost produced in the Distrito Central (Honduras) based on key physicochemical parameters, to assess its quality and potential for agricultural use. Two representative compost batches were analyzed for moisture content, organic matter, organic carbon, C/N ratio, and pH, following international methodologies and compared against quality standards such as Chilean NCh 2880 and Colombian NTC 5167.
The results revealed that both batches had suitable C/N ratios (~10.6) and neutral pH (7.43), indicating mature and biologically stable compost. However, organic matter content (23.86–26.23%) and moisture levels (9.02%) were below the recommended thresholds for high-quality compost, suggesting a need for improved composting practices. Notably, the analysis lacked data on contaminants such as heavy metals and pathogens, which limits the assessment of the compost's safety for sensitive agricultural uses.
In conclusion, the compost produced in the Distrito Central shows potential for use as a soil amendment but falls short of premium quality classifications. To improve its agronomic value and safety, enhanced monitoring, better feedstock management, and the inclusion of contaminant analyses are recommended. This study provides a basis for developing standardized quality control protocols to support sustainable urban composting initiatives in the region.

1. Introducción

El manejo adecuado de los residuos sólidos urbanos representa uno de los desafíos ambientales más significativos que enfrentan las ciudades de América Latina en el siglo XXI. El constante crecimiento poblacional, acompañado de patrones de consumo insostenibles, ha derivado en una generación excesiva de desechos, cuya disposición final suele implicar costos económicos, sanitarios y ecológicos relevantes. En este contexto, el compostaje surge como una solución ambientalmente viable para el aprovechamiento de la fracción orgánica, constituyendo una estrategia que transforma residuos biodegradables en productos útiles para la agricultura y la recuperación de suelos degradados.
Numerosos estudios han documentado los beneficios del compost en sistemas agrícolas y urbanos, destacando su capacidad para mejorar la estructura del suelo, aumentar la retención de humedad y aportar nutrientes esenciales como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), además de otros elementos menores que contribuyen al equilibrio nutricional del suelo (Cao et al., 2023; Salis et al., 2024; Zaccardelli et al., 2021).
El Distrito Central, capital de Honduras, ha venido impulsando iniciativas de compostaje como parte de sus políticas de gestión de residuos sólidos. No obstante, para garantizar el éxito de estas intervenciones, resulta imprescindible evaluar la calidad del compost producido. Dicha evaluación debe contemplar parámetros fisicoquímicos, nutricionales y sanitarios que permitan determinar su grado de madurez, estabilidad y aptitud para diferentes usos agrícolas.

Tabla 1. Caracterización de Residuos Sólidos

No.	Corriente de material	porcentaje	Toneladas por día
1	Otros materiales orgánicos y tierra	31.19%	300.97
2	Cartón	15.61%	150.69
3	Plásticos	14.69%	141.73
4	Residuos de comida y jardín	13.57%	131.00
5	Textiles	12.51%	120.72
6	PEP	3.26%	31.45
7	Papel	2.10%	20.30
8	Electrónicos	1.46%	14.12
9	Vidrio	1.32%	12.76
10	Goma	1.27%	12.22
11	Otros métales	1.07%	10.28
12	Madera	0.61%	5.93
13	Cuero	0.54%	5.21
14	Aluminio	0.40%	3.90
15	Latas de hojalata	0.40%	3.83
		100.00%	965.12

Cerca del 31% de los residuos que se generan en el distrito central, corresponden a material que puede ser compostado, esto es 300 toneladas diarias, 110 000 toneladas para el año 2025.
Tomando como referencia la información analizada, el Distrito Central tiene un potencial de producir hasta 44 000 toneladas de compost que pueden ser utilizadas para abastecer los viveros municipales y fortalecer programas de huertos escolares.
Este trabajo tiene como finalidad caracterizar detalladamente el compost generado en instalaciones municipales del Distrito Central a partir de residuos sólidos orgánicos urbanos. El estudio se enfoca en el análisis de propiedades como la humedad, contenido de materia orgánica, carbono, relación carbono/nitrógeno (C/N), pH, y la concentración de macro y

micronutrientes esenciales. Asimismo, se discuten las implicaciones agronómicas de los resultados obtenidos y se identifican las principales limitaciones y oportunidades de mejora para el aprovechamiento del compost como enmienda orgánica.

2. Objetivos

2.1. Objetivo general:

Evaluar de forma integral la calidad del compost producido en el Distrito Central, con énfasis en sus propiedades fisicoquímicas y nutricionales, tomando como referencias normativas técnicas y criterios internacionales de calidad.

2.2. Objetivos específicos:

1. Analizar los niveles de humedad, materia orgánica, carbono, relación C/N y pH del compost obtenido a partir de residuos sólidos orgánicos urbanos.
2. Determinar las concentraciones de macroelementos (N, P, K, Ca, Mg, S) y microelementos (Fe, Mn, Cu, Zn, B) en las muestras analizadas.
3. Contrastar los resultados con normativas vigentes de referencia y estándares internacionales.
4. Evaluar la viabilidad del compost para su aplicación agrícola y proponer estrategias para mejorar su calidad.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en el Distrito Central de Honduras, una región que ha puesto en marcha varios proyectos de gestión diferenciada de residuos sólidos, con énfasis en el tratamiento de la fracción orgánica mediante compostaje. Las muestras de compost analizadas fueron recolectadas en instalaciones municipales durante el primer semestre de 2024, en condiciones controladas, utilizando una mezcla predominante de mantenimiento de áreas verdes, material rumiante proveniente del ganado vacuno sacrificado en el rastro municipal y las nermas (Frutas y verduras que no se encuentran aptas para el consumo humano) provenientes de supermercados que operan en el área del Distrito Central.

3.2. Recolección y preparación de muestras

Se identificaron dos lotes de compost maduro, denominados Lote A y Lote B. Las muestras se tomaron de manera aleatoria, siguiendo las directrices establecidas en la norma técnica colombiana NTC 5167 (ICONTEC, 2011), la cual especifica los procedimientos adecuados de muestreo para productos orgánicos estabilizados. Las muestras fueron transportadas en condiciones adecuadas de conservación y analizadas en un laboratorio acreditado.

3.3. Parámetros analizados y métodos utilizados

Los análisis fisicoquímicos incluyeron determinaciones de humedad, contenido de materia orgánica (MO), carbono orgánico, relación carbono/nitrógeno (C/N), y pH. Adicionalmente, se evaluó la presencia de macro y micronutrientes clave para el desarrollo vegetal.

- **Humedad:** AOAC 967.03
- **Materia orgánica:** AOAC 967.02
- **Carbono orgánico:** Cálculo estimado a partir de MO
- **Relación C/N:** Cálculo con base en carbono y nitrógeno total
- **pH:** AOAC 973.04
- **Macroelementos y microelementos:** Métodos estandarizados de espectrofotometría, absorción atómica y análisis gravimétrico

3.4. Normas y criterios de comparación

Para interpretar los resultados, se emplearon como referencia las siguientes normativas:

- Norma Chilena NCh 2880:2004 (INN)
- Norma Colombiana NTC 5167:2011 (ICONTEC)
- Parámetros sugeridos en publicaciones científicas recientes (Cao et al., 2023; Saypariya et al., 2024)

Estas normas definen los rangos aceptables para cada parámetro y la clasificación del compost según su calidad.

4. Resultados y análisis

4.1. Propiedades fisicoquímicas

A continuación, se presentan los resultados de las pruebas laboratoriales realizadas al compost.

Ilustración 1. Resultados laboratoriales.

Lab. No.	Identificación Lote No.	Humedad %	Mat. Orgánica %	Carbono Orgánico %	Relación C/N	pH
909	a		26.23	14.43	10.61	
	b	9.02	23.86	13.13	10.6	7.43
	Método	AOAC 967.03	AOAC 967.02	Cálculo	Cálculo	AOAC 973.04

Lab. No.	Identificación Lote No.	Nitrógeno %	Fósforo %	Potasio %	Calcio %	Magnesio %	Azufre %
909	a	1.36	0.65	0.46	0.98	0.75	0.28
	b	1.24	0.59	0.42	0.89	0.68	0.25

Lab. No.	Identificación Lote No.	Hierro ppm	Manganeso %	Cobre %	Zinc %	Boro %
909	a	1.36	0.65	0.46	0.98	0.75
	b	1.24	0.59	0.42	0.89	0.68

a= Resultados en base a Materia Seca
b= Resultado en base a Materia Húmeda

La humedad observada en el Lote B (9.02%) se encuentra considerablemente por debajo de los valores recomendados (30–50%), lo que indica un producto excesivamente seco. Esta condición puede comprometer la actividad biológica y la disponibilidad de nutrientes al momento de su aplicación al suelo. El Lote A no presentó valor reportado para este parámetro, lo cual evidencia una deficiencia en el registro de datos.

Los niveles de materia orgánica también se ubicaron por debajo del umbral de calidad establecido en las normas chilena y colombiana (mínimo 30%), lo que podría deberse a un proceso de compostaje incompleto o una proporción inicial subóptima de residuos lignocelulósicos. No obstante, la relación C/N se situó en torno a 10 en ambos lotes, lo que indica una adecuada maduración y equilibrio entre materiales ricos en carbono y nitrógeno.

El pH registrado en el Lote A fue de 7.43, dentro del rango ideal para favorecer la disponibilidad de nutrientes y la actividad microbiológica del suelo. En el Lote B, la ausencia de este dato limita las posibilidades de evaluación completa.

4.2. Contenido de macroelementos

Los niveles de nitrógeno total se encuentran dentro de los rangos esperados para compost maduro, lo cual es positivo desde el punto de vista agronómico. El contenido de fósforo y potasio también es adecuado para satisfacer las necesidades básicas de cultivos hortícolas y ornamentales, aunque se podrían complementar con fertilización adicional en sistemas exigentes. La presencia de calcio y magnesio en proporciones equilibradas sugiere un aporte potencial para mejorar la estructura del suelo y la absorción de otros nutrientes. El azufre, aunque en menor concentración, sigue siendo relevante en procesos fisiológicos de las plantas, como la síntesis de aminoácidos.

4.3. Contenido de microelementos

La concentración de hierro en ambos lotes es significativa y beneficiosa, dado su papel en la fotosíntesis. El manganeso, cobre y

zinc se hallan dentro de valores considerados seguros y útiles para el metabolismo vegetal. La disponibilidad de boro, aunque baja, es suficiente para cumplir funciones importantes como la división celular y el desarrollo floral. La presencia balanceada de estos elementos contribuye a la fertilidad integral del compost.

5. Discusión

El compost analizado muestra características prometedoras como enmienda orgánica, especialmente por sus niveles equilibrados de macro y micronutrientes y su relación C/N adecuada. Sin embargo, la baja humedad y el contenido moderado de materia orgánica indican que se requieren mejoras en las condiciones de procesamiento, tales como una gestión más rigurosa de la proporción de materiales secos y húmedos, y mayor tiempo de maduración.

La falta de información sobre parámetros sanitarios y contaminantes (metales pesados, patógenos, residuos plásticos) limita la evaluación de su inocuidad. Dado que estas variables son clave para el uso del compost en cultivos de consumo humano o en agricultura orgánica certificada, se recomienda integrar análisis microbiológicos y toxicológicos en futuros controles de calidad.

Finalmente, es importante promover la adopción de normativas locales de calidad para compost, adaptadas al contexto socioambiental de Honduras, que permitan clasificar los productos orgánicos estabilizados y facilitar su comercialización y uso seguro.

6. Conclusiones

La caracterización del compost producido en el Distrito Central revela un producto con potencial agronómico, aunque con aspectos técnicos que deben ser optimizados. El balance nutricional es adecuado, pero el bajo contenido de humedad y

materia orgánica limita su clasificación como compost de alta calidad.

7. **Recomendaciones:**

- Mejorar las prácticas de compostaje, especialmente en relación con el manejo de la humedad y el tiempo de maduración.
- Incluir análisis de contaminantes físicos, químicos y biológicos en los protocolos de control.
- Establecer normas nacionales de calidad para compost en Honduras.
- Capacitar a operadores municipales y agricultores en el uso y manejo seguro del compost.

La consolidación de programas de compostaje urbano requiere no solo voluntad política y tecnológica, sino también una cultura ciudadana orientada al aprovechamiento sostenible de los residuos orgánicos. Esta investigación constituye un paso hacia la valorización técnica del compost y su incorporación efectiva en los sistemas agroecológicos urbanos y periurbanos del país.

8. Referencias

Aguirre-Illatopa, J. G., Florida-Rofner, N., Ríos-Velasquez, E. A., & Lévano-Crisóstomo, J. D. (2024). Producción y caracterización de compost derivado de residuos sólidos orgánicos urbanos. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 27(1), e2432.

Cao, X., Williams, P. N., Coughlin, S. A., McGrath, J. W., Chin, J. P., Zhan, Y., & Xu, Y. (2023). Municipal solid waste compost: Global trends and biogeochemical cycling. *Soil & Environmental Health*, 1, 100038.

Cotler, H., Hernández Márquez, A., & Ramírez Jiménez, A. L. (2025). Unlocking on-farm composting: Key drivers in Mexico City's peri-urban areas. *Cleaner Waste Systems*, 10, 100200.

ICONTEC. (2011). *NTC 5167: Abonos orgánicos. Requisitos*. Instituto Colombiano de Normas Técnicas.

INN. (2004). *NCh2880.Of2004: Abonos orgánicos - Requisitos de calidad*. Instituto Nacional de Normalización, Chile.

Salis, L., Sitzia, M., Cabiddu, A., Sanna, F., & Carboni, G. (2024). Municipal solid waste compost use can improve crop barley production and enhance soil chemical fertility. *European Journal of Agronomy*, 153, 127064.

Saypariya, D. C., Singh, D., Dikshit, A. K., & Dangi, M. B. (2024). Composting of organic fraction of municipal solid waste in a three-stage biodegradable composter. *Heliyon*, 10(17), e37444.

Sezer, K., & Arikan, O. (2011). Waste characterization at mixed municipal solid waste composting and recycling facility units.

Desalination and Water Treatment, 26(1-3), 92-97.

Small, G. E., Jimenez, I., Chapman, E., & Smedsrud, M. (2023). Simulating the fate of compost-derived nutrients in an urban garden. *Ecological Modelling*, 483, 110441.

Zaccardelli, M., Pane, C., Di Mola, I., Mori, M., & Ronga, D. (2021). Municipal organic waste compost replaces mineral fertilization in the horticultural cropping systems. *Italian Journal of Agronomy*, 16, 1756.

ID 108. Potencial economía circular para residuos de vidrio y cerámicos de la construcción: caracterización de arenas recicladas

Mónica Agüero Sánchez,
Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca. monica.aguero@ucr.ac.cr
Nidia Cruz Zúñiga,
Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca. nidia.cruz@ucr.ac.cr

Abstract

There is great potential for recycling construction waste; however, research is needed regarding the needs, characteristics, and potential for each type of material to be recycled, as well as their behavior when incorporated into new materials, especially for concrete. In Costa Rica, there is not much utilization of ceramic or flat glass waste generated from construction projects; this is where a potential opportunity for producing a new material through the processing and recycling of these materials was identified. In this case, ceramic and flat glass waste was used. They were processed using an electric crusher and then sieved to produce sand with controlled granulation. Once the two recycled sands were obtained separately, they underwent various tests to determine their physical-mechanical characteristics and compare them with a standard reference sand used for construction. The results showed that both sources of recycled material can generate sands suitable for use in construction up to a certain percentage of substitution, that the crushing processes significantly influence the quality of the obtained granulation, which requires adjustments for utilization, and that other characteristic properties also vary, necessitating detailed analysis and design when using them. It is concluded that the use of ceramics and glass to generate fine aggregates is feasible, but their use requires supporting tests to characterize the materials before they are used for construction. Enhancing this recycling would contribute to the implementation of a circular economy in the construction sector.

Key Words:

Aggregates for construction, construction and demolition waste, integrated waste management, circular economy.

Objetivos

La investigación que respalda este artículo forma parte de una línea de trabajo más amplia en el tema de los residuos de construcción y demolición. Específicamente el componente analizado fue desarrollado en un trabajo final de graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Civil, que tiene como objetivo caracterizar las arenas recicladas provenientes de residuos de vidrio y cerámica para producir nuevos agregados para la elaboración de concreto. La investigación se centró en las variaciones que presenta el agregado fino reciclado y su procesamiento en comparación con el agregado fino natural.

Introducción

La industria de la construcción requiere de gran cantidad de materiales, en especial agregados pétreos (gruesos y finos). De acuerdo con algunas investigaciones (Zabalza, Valero, & Aranda, 2010) la extracción de agregados para construcción representa un 60% de las extracciones a la litosfera. Únicamente la construcción representa un 24% de las extracciones globales de estos materiales en el mundo. Actualmente, la demanda de estos materiales está superando las cantidades disponibles; no se cuentan con recursos infinitos y la extracción de pétreos está aumentando de forma desmedida, de acuerdo con las Naciones Unidas (2016) del 1970 al 2010 la extracción de materiales aumentó en más del triple. Esta extracción trae consigo daños ambientales relevantes, entre los que se encuentra el aumento del uso de combustibles fósiles (demanda energética del proceso), el aumento de la contaminación atmosférica, la afectación la biodiversidad de la zona; lo que a largo plazo puede desencadenar el agotamiento de los recursos volviéndolo una actividad insostenible (Naciones Unidas, 2016). Se proyecta que si no se cambian las prácticas para el 2050 se necesitaría la extracción de 180 000 toneladas de materiales para poder cumplir la demanda mundial (Naciones Unidas, 2016).

Ya en el contexto nacional, Costa Rica cuenta con una Estrategia Nacional de Economía Circular (MINAE, 2023), que dicta las pautas generales para que se propicie la valorización y la reinserción de

diversos residuos en nuevos ciclos productivos. Esta estrategia viene alineada con lo planteado en el PRESOL (2008) y posteriormente en la ley GIR (de 2010). Más recientemente, en 2025 se publicó el nuevo Reglamento para la gestión de los residuos de la construcción y la demolición de obras (Decreto 44843-S), que viene a llenar el vació legal que existía en cuanto a cómo regular la gestión integrada de residuos para la construcción. En Costa Rica, los escombros generados en las construcciones representando un 50 % o más del volumen total de desechos que se generan en obra; de los cuales se recupera un porcentaje sumamente bajo (UICN, 2011). Algunos estudios de cuantificación han demostrado que los escombros son de los principales residuos de las construcciones costarricenses (Rimolo (2021); Marín (2021); Bolaños (2021); Castro (2019)). Aunado con ello otras investigaciones recientes a nivel nacional han estudiado diferentes posibilidades de reciclaje de escombros para la producción de agregados (Cruz y Ramírez, 2022; Rodríguez y Cruz, 2023; Vargas y Cruz, 2024), sin embargo, la necesidad de investigar aún es grande y se requiere plantear otras opciones para la producción de agregados reciclados.

Algunos países de la Unión Europea, como España, Países Bajos y Bélgica, han sido pioneros en el reciclaje de escombros. En estas naciones, las normativas de reutilización exigen que un porcentaje específico de los materiales recuperados se someta a procesos de reciclaje. Gracias a estas políticas, han logrado impulsar el recicalje, especialmente porque estos países enfrentan una escasez de recursos naturales para la extracción de agregados vírgenes. Como resultado, los agregados reciclados se han convertido en un elemento clave en el mercado del concreto. (Remolina, 2018). A nivel de América se tienen algunas investigaciones realizadas en Perú (Jordan y Viera, 2014, Rodrich y Silva, 2018, Armando, 2014) y en Colombia (Remolina, 2018, Hincapié y Aguja, 2003) en las que se va por una línea positiva para el aprovechamiento aunque falta contundencia en los datos. Siempre en este tema, existen otras posibilidades de reciclaje de otros escombros para la producción de sustitutos de áridos tradicionales, por ejemplo, algunas investigaciones concretas han utilizado agregados provenientes de reciclaje de cerámicos (Awoyera et al, 2016; Bommisetty et al. ,2019; Vilas Meena et al., 2022). De forma similar, algunas otras investigaciones caracterizan agregados finos procedentes de vidrio reciclado (Jassam et al. ,2022; Afshinnia, 2019 y Harrison et al. 2020). Así, estos y otros estudios en la literatura evidencian investigaciones similares a la desarrollada en el presente artículo, donde se busca valorar la factibilidad de reutilizar estos residuos de la construcción para producir nuevos materiales tipo agregado fino. Sin embargo, en Costa Rica esto no ha sido muy investigado, de ahí la relevancia del presente estudio.

Metodología

Se propuso un trabajo de investigación más amplio, que aún se encuentra en desarrollo. Los resultados que se presentan en este artículo corresponden a las tres primeras fases de trabajo, las cuales se detallan a continuación:

Fase I. Investigación previa

Durante esta primera parte se realiza una búsqueda sobre investigaciones previas del tema y resultados obtenidos por otros autores al implementar sustituciones de agregados tradicionales por reciclados a base de materiales similares a los contemplados en esta investigación. A su vez se indaga la normativa vigente para identificar los requerimientos básicos necesarios para la elaboración de concretos y el potencial uso de materiales reciclados.

Se consideró importante darle un enfoque ambiental robusto a la investigación, por lo cual en esta fase de investigación se analizó el impacto de la producción de los materiales reciclados de interés en los proyectos de construcción en comparación con los procesos productivos de agregados vírgenes en el país.

Con la información recopilada se construyeron los antecedentes de la investigación y se afinaron los alcances de la fase experimental siguiente.

Fase II. Proceso experimental

Durante esta fase se realizó la trituración del material base para la producción de la arena reciclada, es decir, el vidrio y la cerámica. Cuando ya se tuvo la arena reciclada se le realizaron pruebas granulométricas que dieron como resultado inicial un incumplimiento en la distribución porcentual de tamaños de partículas que la componía, por lo cual se tuvo que ajustar la granulometría manualmente. Finalmente, cuando se tenía la arena lista, cumpliendo con lo estipulado en la norma

ASTM C33/C33M, se le realizaron pruebas de caracterización y se compararon con la arena patrón (arena tradicional comercial). Las normas que se siguieron para dicha caracterización fueron la ASTM C33/C33M Método de Ensayo normalizado para la determinación granulométrica de agregados finos y gruesos, ASTM C128 Método de prueba estándar para determinar la densidad relativa y la ASTM C29 Método de prueba estándar para determinar la densidad masiva ("Peso Unitario") y vacíos en agregados

FASE III Comparativo con arena patrón y arenas recicladas

En esta fase se procedió a comprara las diferentes arenas recicladas con una arena patrón, con el fin de determinar si existían variaciones significativas en las propiedades de estas arenas, y que podrían influir en su utilidad como agregado fino para la construcción. En este proceso se compararon las arenas contra las normas establecidas para arenas que se utilizarán en mezclas de concretos, que no están concebidas para materiales reciclados, siendo esto una limitación importante.

Resultados y Discusión

Cuando se requiere una arena para la industria de la construcción, y en particular para la elaboración de concreto, es necesario contar con ciertas características físicas, por lo cual a las arenas recicladas y a la arena patrón se le realizaron las mismas pruebas siguiendo las normas estandarizadas ASTM para analizar el comportamiento de estas. Se debe indicar que las normas fueron elaboradas para arenas vírgenes, no para recicladas, por lo que en algunas situaciones pudieran no ajustarse correctamente.

Caracterización de los agregados reciclados producidos con vidrio

En los cuadros 1 y 2 se presentan las principales características de la arena reciclada proveniente del quiebre de vidrio plano de construcción. Cabe destacar que el procesamiento de este material es complejo, debido a que se pueden generar astillas u otras partículas que pueden ocasionar lesiones a los gestores del residuo, por ello se requirió trabajar en un quebrado controlado en una máquina cerrada. Se debe destacar que solo se uso vidrio de desecho de procesos de construcción, y no de botellas o envases, dado que estos últimos si tienen un mercado activo de reciclaje a nivel nacional.

Cuadro 1. Valores obtenidos con la prueba ASTM C128

Densidad aparente	2273 kg/m^3
Gravedad específica aparente	2.49
Densidad bruta seca	2271 kg/m^3
Gravedad específica bruta seca	2.28
Densidad superficie saturada seca	2272 kg/m^3
Gravedad específica saturada superficie seca	2.28
Absorción	0.12%

Cuadro 2. Valores obtenidos con la prueba ASTM C29

Peso unitario suelto	1480 kg/m^3
%Vacíos suelto	34.8%
Peso unitario varillado	1634 kg/m^3
%Vacíos varillado	28.0%

Caracterización de los agregados reciclados producidos con cerámica

En los cuadros 3 y 4 presenta las mismas características, pero para la arena reciclada producida con restos cerámicos. En este caso se debe aclarar que los residuos fueron provistos por una empresa de venta de cerámicas, porcelanatos y losa sanitaria, sin embargo, para la muestra se seleccionó solo material cerámico para homogenizar un poco la fuente de reciclaje.

Cuadro 3. Valores obtenidos con la prueba ASTM C128

Densidad aparente	2523 kg/m^3
Gravedad específica aparente	2.53
Densidad bruta seca	2442 kg/m^3
Gravedad específica bruta seca	2.45
Densidad superficie saturada seca	2474 kg/m^3
Gravedad específica saturada superficie seca	2.48

Absorción	1.32%

Cuadro 4. Valores obtenidos con la prueba ASTM C29

Peso unitario suelto	1221 kg/m^3
%Vacíos suelto	50.0%
Peso unitario varillado	1362 kg/m^3
%Vacíos varillado	44.2%

Caracterización de la arena convencional utilizada como la muestra patrón

Con el fin de tener una referencia para comparar las calidades de las arenas recicladas en estudio, se trabajó caracterizando una arena comercial disponible en el LANAMME (]Laboratorio Nacional de Materiales y Modelos Estructurales) de la Universidad de Costa Rica, la cual correspondía a arena industrial común para construcción. Los resultados de las variables para esta arena se muestran en los cuadros 5 y 6.

Cuadro 5. Valores obtenidos con la prueba ASTM C128

Densidad aparente	2767 kg/m^3
Gravedad específica aparente	2.77
Densidad bruta seca	2554 kg/m^3
Gravedad específica bruta seca	2.56
Densidad superficie saturada seca	2631 kg/m^3
Gravedad específica saturada superficie seca	2.64
Absorción	3.01%

Cuadro 6. Valores obtenidos con la prueba ASTM C29

Peso unitario suelto	1511 kg/m^3
%Vacíos suelto	40.82%
Peso unitario varillado	1622 kg/m^3
%Vacíos varillado	36.48%

Análisis comparativo entre los agregados reciclados y la arena patrón

El peso unitario se realizó con un molde de 2.83 litros para las tres arenas, y al comparar los resultados con la arena convencional, el vidrio da un resultado similar, lo que indica que las partículas del vidrio tienen un peso similar a la de la arena patrón y el porcentaje de vacíos de la arena reciclada del vidrio esta aproximadamente 6% debajo de la arena convencional. Ibrahim (2020) en su trabajo encontró un peso unitario de 1450 kg/m^3 para el residuo de vidrio, donde este es muy similar al obtenido en este trabajo, 1480 km/m^3. Donde esta diferencia puede deberse al tamaño de la partícula y aunque Ibrahim (2020) no brinda un porcentaje de vacíos brinda los datos necesarios entonces al calcularlo este da 35%, solo 0.2% por encima de lo obtenido en esta investigación.

En el caso de la arena reciclada proveniente de cerámica, esta última tiene un peso unitario significativamente menor al de la arena patrón, lo que significa que la cantidad de arena proveniente de la cerámica ocupa un mayor volumen para llegar al mismo peso que la arena convencional, pero mantiene un porcentaje de vacíos ligeramente mayor a la arena convencional. Estos resultados son similares a los obtenidos por Vargas y Cruz (2024) al procesar otros tipos de escombros cementicios para la obtención de arenas recicladas. Ikponmwosa y Ehikhuenmen (2017) encuentraron resultados similares para el residuo de cerámica con un peso específico de 1323.43 kg/m^3.

La gravedad específica para el vidrio se obtiene un valor de 2.28, siendo 10.9% menor que el patrón y con una absorción 96% más baja, de 0.12%. A su vez, Ibrahim (2020) encuentra que la gravedad específica para el residuo de vidrio es de 2.24 con una absorción de 0.37, donde estos valores son muy similares a los obtenidos en este trabajo. Para la cerámica se obtiene una gravedad específica de 2.45, siendo esta muy similar al patrón, con una diferencia de 4%. A su vez Ikponmwosa y Ehikhuenmen (2017) analizan tambien residuos de cerámica y obtienen una gravedad específica de 2.16 y una absorción de 0.18%, donde estos resultados concuerdan con lo encontrado en esta investigación.

Al analizar las granulometrías iniciales ninguna de las arenas recicladas cumplió con lo estipulado en la norma ASTM C33/C33M, como se muestra en la Figura 1. Al construir las granulometrías se

asegura que todas tengan el mismo módulo de finura, un módulo de 2.77. Estos resultados también concuerdan con lo indicado en la literatura por otros autores (Vargas y Cruz, 2024; Rodríguez y Cruz, 2023), lo que es de esperarse pues es un reflejo del proceso de quebrado utilizado que puede no ser muy eficiente.

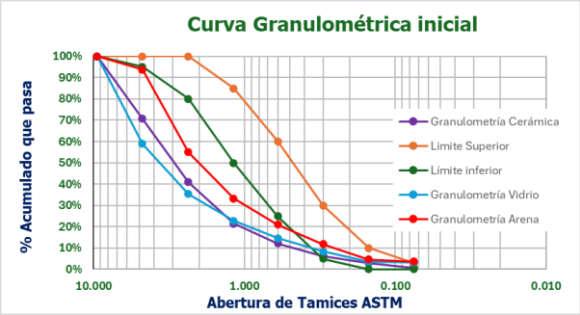


Figura 1. Comparación granulometrías iniciales

En la figura 2 se muestran imágenes de las arenas resultantes. La natural, la proveniente de cerámica y la del vidrio, en ese orden de izquierda a derecha. Nótese que el color y la forma de las partículas difiere en cada caso, y evidencian el origen del material.

Figura 2. Arenas resultantes

De acuerdo a los resultados mostrados en la sección anterior se encuentra que la absorción de las arenas recicladas es menor en ambos casos, esto se puede deber a la naturaleza de las partículas y al tipo de material de base, que suele ser poco poroso. En particular para la arena reciclada del vidrio y la de cerámica en comparación con la arena patrón, la absorción es 2.97% y 1.69% más baja en cada una de las arenas recicladas respectivamente. Lo cual significa que si se utiliza estas arenas para mezclas de concreto se debe adicionar menos agua debido a que no absorberá tanta agua como la arena convencional.

4.5 Análisis de circularidad

Para valorar si las arenas recicladas en estudio son una opción real para la sustitución de las áreas convencionales se requiere contemplar un análisis del ciclo de producción. Aunque no era parte de este estudio realizar un análisis del ciclo de vida de estos materiales, si se quiere comentar que los procesos de quebrado y molienda de los residuos de vidrio y cerámica para generar partículas del tamaño de la arena convencional son complejos. No solo se requiere mucho tiempo y esfuerzo para su procesamiento, sino también hay que sumar la cantidad de energía requerida. Para el caso de procesamiento se requirieron en promedio 180 horas de trabajo y energía para obtener 50 kilos de arena de vidrio y en el caso de la cerámica fueron 240 horas de procesamiento para una cantidad similar de arena reciclada. Esto utilizando un quebrador no industrial, pero al menos sirve de referencia para valorar el esfuerzo y energía incorporadas en el procesamiento.

Conclusiones

La investigación logró concluir que existe factibilidad técnica para la utilización de escombros cerámicos y restos de vidrio para la obtención de agregado fino que puede ser mezclado con otras arenas para obtener una arena controlada.

Las áreas recicladas analizadas tienen comportamientos y características diferentes a la arena patrón tradicional, por lo que su uso está directamente relacionado con un diseño particular de mezcla para contemplar esas variaciones en el diseño y así lograr concretos que cumplan con los requerimientos técnicos.

Existe aún en el país un vació de normas y procedimientos que fomenten la circularidad de este tipo de escombros en la construcción. Aunque ya se cuenta con un reglamento para la gestión de residuos de este tipo, aun no se contemplan aspectos técnicos particulares que propicien un aprovechamiento real.

Referencias

Armando, R. A. (2014). Efectos de los agregado de concreto reciclado en la resistencia a la

compresión sobre el concreto de f'c= 210 Kg/cm2. Cajarmarca, Perú: Tesis para optar por el Título de Profesional en Ingeniería Civil, Universidad Nacional de Cajamarca.

American Society for Testing and Materials. (2014). ASTM C33/C33M Standard Specification for Concrete Aggregates. Obtenido de https://www.astm.org/c0033_c0033m-18.html

Awoyera, P. O., Ndambuki, J. M., Akinmusuru a, J. O., & Omole, D. O. (2016). Characterization of ceramic waste aggregate. HBRC Journal. doi:doi.org/10.1016/j.hbrcj.2016.11.003

Bolaños, S. (2021). Análisis, cuantificación y caracterzación de residuos de construcción para sistemas constructivos modulares de viviendas en serie. Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Ci-vil, Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.

Bommisetty, J., Keertan, T. S., Ravitheja, A., & Mahendra, K. (2019). Effect of waste ceramic tiles as a partial replacement of aggregates in concrete. Elsevier. doi:https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.08.230

Castro, J. (2019). Cuantificación y caracterización de los residuos sólidos de construcción para viviendas unifamiliares de gran tamaña del Gran Área Metropolitana [Licenciatura]. Universidad de Costa Rica. //repositorio.sibdi.ucr.ac.cr:8080/jspui/handle/123456789/13433

Cruz, N y Ramirez, D. (2022) Evaluación de muestras del agregado grueso proveniente de reisudos de concreto para producir nuevos concretos. Revista Métodos y Materiales. LanammeUCR / ISSN electronico: 2215-4558 / Volumen 12 / Diciembre, 2022

Hincapié, H. Á., & Aguja, L. E. (2003). Agregado reciclado para morteros. Medellín, Colombia: Universidad EAFIT.

Ibrahim *K.I.M(2020). Recycled Waste Glass As A Partial Replacement Of sand in glass fiber Reinforce Dconcrete. Journal of Mechanical and Civil Engineering. 17(6), 42-51, DOI: 10.9790/1684-1706014251*

Ikponmwosa E.E *and* Ehikhuenmen S.O. *(2017). THE EFFECT OF CERAMIC WASTE AS COARSE AGGREGATE ON STRENGTH PROPERTIES OF CONCRETE. Nigerian Journal of Technology. 36(3), 691-696. http://dx.doi.org/10.4314/njt.v36i3.5*

Jassam, S. H., Adel Qasim, O., & Hussain Maula, B. (August de 2022). Impact of Glass on Concrete Properties as Substitution of Aggregate. Key Engineering Materials. doi:https://doi.org/10.4028/p-6si25i

Jordan, S. J., & Viera, C. N. (2014). Estudio de la resistencia del concreto utilizando como agregado el concreto reciclado de obra. Nuevo Chimbote, Perú: Tesis para optar por el Título Profesional de Ingenierio Civil, Universidad Nacional del Santa.

Marín, F. (2021). Caracterización y cuantificación de residuos sólidos de construcción para viviendas individuales tipo apartamento en condominio con sistema constructivo modular tipo Armabloque en la Gran Área Metropolitana. Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Civil, Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.

Ministerio de Ambiente y Energía, 2023. Estrategia Nacional de Economía Circular. Ministerio de Ambiente y Energía, MINAE. San José, Costa Rica. 191 pp.

Naciones Unidas. (20 de Julio de 2016). CEPAL. Obtenido de CEPAL: https://www.cepal.org/es/comunicados/la-extraccion-mundial-materiales-se-triplico-cuatro-decadas-agudiza-cambio-climatico-la

Remolina, J. G. (2018). Determinación de parámetros físico-mecánicos y de durabilidad en concreto reciclado con residuos de construcción y demolición. Barranquilla - Atlántico: Universidad de la Costa - CUC.

Rímolo, S. (2021). Identificación, categorización y cuantificación de residuos de construcción en viviendas de mampostería confinada. Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Civil, Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.

Rodrich, G. S., & Silva, O. J. (2018). Influencia del agregado de concreto reciclado sobre las propiedades mecánicas en un concreto convencional. Trujillo, Perú: Universidad Privada del Norte.

Rodruguez, J.L; y Cruz, N. (2023) Análisis de la factibilidad técnica del reciclaje cíclico de escombros para producción de agregado grueso para la construcción. Memorias del 10° Congreso Interamericano de Residuos Sólidos AIDIS/DIRSA y &° Congreso Nacional AMICA. “Hacia

Ciudades Cero Residuos". P. 13.

UICN, O. C. (2011). Guía de manejo de escombros y otros residuos de la construcción. San José, Costa Rica.

Vargas, J.M. y Cruz, N. Análisis del potencial de aprovechamiento de agregado fino reciclado proveniente de escombros de obras civiles. Memorias del XXXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Lima Perú.

Vilas Meena, R., Kumar Jain, J., Singh Chouhan, H., & Singh Beniwal , A. (2022). Use of waste ceramics to produce sustainable concrete: A review. Elsevier. doi:https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100085

Zabalza, I., Valero, A., & Aranda, A. (Mayo de 2010). Life cycle assessment of building materials: Comparative analysis of energy and. Elsevier, 46(5), 1133-1140. doi:doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.12.002

ID 109. APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS: APLICACIÓN DE ZNO RECICLADO DE PILAS EN PROCESOS AVANZADOS DE TRATAMIENTO DE AGUA

Duque-Sarango Paola[1]

[1]**Universidad Politécnica Salesiana. Grupo de Investigación en Recursos Hídricos (GIRH-UPS). Campus El Vecino. Calle Vieja 12-30 y Elia Liut. Cuenca, Ecuador.**

pduque@ups.edu.ec

Palabras clave: adsorción, residuos peligrosos, reciclaje, tratamiento de aguas

Resumen

Este estudio evalúa la reutilización de pilas zinc-carbono recicladas como fuente de óxido de zinc (ZnO) con propiedades fotocatalíticas aplicadas al tratamiento de aguas contaminadas, específicamente para la inactivación bacteriana. Se propone un enfoque integral que combina el reciclaje de residuos peligrosos con tecnologías sostenibles, como la irradiación UV-LED y los procesos de oxidación avanzada (POA). El ZnO fue obtenido a partir del tratamiento térmico de pilas usadas. Para probar su eficacia, se empleó la cepa bacteriana *E. coli* ATCC 8739, que fue sometida a tratamientos con diferentes concentraciones de ZnO (0%, 0.1%, 0.2% y 0.6%) bajo irradiación UV a 365 nm. La cuantificación bacteriana se realizó mediante filtración por membrana y recuento en agar cromogénico. Los resultados mostraron que con una concentración de 0.6% ZnO se logró una reducción del 99.9% de la carga microbiana en 15.6 minutos, comparable al desempeño de ZnO comercial. Este trabajo demuestra que el ZnO reciclado mantiene su eficacia fotocatalítica y ofrece una alternativa accesible y sostenible para la desinfección del agua. Además, se promueve la economía circular y la valorización de residuos peligrosos, alineándose con los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Se concluye que esta tecnología tiene potencial para aplicaciones tanto rurales como urbanas, aunque se recomienda realizar estudios adicionales sobre estabilidad, toxicidad residual y escalabilidad en sistemas reales.

1.- Introducción

Las pilas usadas constituyen un residuo peligroso de creciente preocupación ambiental debido a su contenido de metales pesados como zinc, manganeso, cadmio y mercurio, los cuales pueden lixiviarse y contaminar suelos y cuerpos de agua. A pesar de la normativa existente para su gestión, el volumen de pilas dispuestas de manera inadecuada sigue siendo significativo en América Latina. Se estima que en la región se generan anualmente más de 60 000 toneladas de pilas y baterías, de las cuales menos del 5% recibe un tratamiento adecuado (Gómez et al., 2020). En Ecuador, según datos del Ministerio del Ambiente y Agua (MAATE), en 2022 se recolectaron aproximadamente 190 toneladas de pilas, lo que representa apenas una fracción del volumen total generado, estimado en más de 1 000 toneladas anuales. Esta brecha evidencia la urgencia de implementar estrategias de valorización y reciclaje que permitan reducir su impacto ambiental, enmarcadas dentro del enfoque de economía circular y gestión responsable de residuos peligrosos.

Una de las líneas de aprovechamiento emergentes es el uso de materiales derivados de pilas recicladas como insumos para el tratamiento de aguas contaminadas, aprovechando su capacidad adsorbente. Estudios recientes han demostrado que componentes como óxidos de manganeso y zinc presentes en las pilas pueden retener contaminantes orgánicos e inorgánicos en matrices acuosas (Liu et al., 2021; Velásquez et al., 2022). Por ejemplo, Velásquez et al. (2022) reportaron que un material derivado de pilas gastadas mostró una eficiencia de adsorción superior al 70% para cadmio y cobre en aguas residuales industriales. Asimismo, Zhang et al. (2019) demostraron el potencial del óxido de zinc reciclado como soporte catalítico y adsorbente de metales pesados en condiciones

simuladas de laboratorio.

Los procesos de oxidación avanzada (POA) comprenden un conjunto de tecnologías que generan especies altamente reactivas, como los radicales hidroxilo (•OH), con un potencial de oxidación de 2.8 V, lo que les permite degradar compuestos orgánicos persistentes y eliminar microorganismos patógenos presentes en el agua (Glaze et al., 1987). Estos procesos se fundamentan en reacciones de oxidación no selectiva capaces de romper enlaces químicos estables, como los aromáticos o los halogenados, que resultan difíciles de remover mediante tratamientos convencionales (Sharma et al., 2019). Los POA se utilizan ampliamente en la remoción de contaminantes emergentes y en la desinfección avanzada, siendo una herramienta eficaz en contextos donde se requiere una alta calidad del efluente tratado.

El óxido de zinc (ZnO) es un material semiconductor ampliamente utilizado como fotocatalizador en los procesos de oxidación avanzada (POA), especialmente bajo irradiación ultravioleta. Al ser expuesto a luz UV, el ZnO genera pares electrón-hueco que favorecen la formación de especies reactivas como los radicales hidroxilo (•OH), capaces de oxidar compuestos orgánicos y alterar la integridad celular de microorganismos patógenos (Karunakaran et al., 2010; Leung et al., 2016). Esta doble acción lo convierte en una herramienta eficaz para la degradación de contaminantes químicos como colorantes y fenoles, así como para la inactivación de bacterias como *E.coli* (Das et al., 2017). Además, estudios han demostrado que las propiedades fotocatalíticas del ZnO mejoran cuando el tamaño de partícula disminuye, y que la adsorción en su superficie también contribuye al proceso de desinfección (Liu & Yang, 2003). Por tanto, la fotocatálisis asistida con ZnO se perfila como una tecnología prometedora para el tratamiento integral del agua, tanto en términos de eficiencia como de sostenibilidad.

Por otro lado, el uso de LEDs para la desinfección UV representa un avance significativo en la tecnología de tratamiento de aguas, ofreciendo una mayor eficiencia y una vida útil más larga en comparación con las lámparas UV convencionales (Sholtes & Linden, 2019). Además, los LED permiten un control preciso de la longitud de onda, lo que optimiza la activación del óxido de zinc y maximiza la eficiencia de la desinfección. Este aspecto es especialmente relevante cuando se considera el potencial del ZnO derivado de pilas recicladas, el cual puede actuar como catalizador en procesos de fotocatálisis. El uso de óxido de zinc reciclado no solo incrementa la sostenibilidad del tratamiento, sino que también reduce los costos asociados al uso de materiales comerciales. Esta combinación de tecnologías, basada en procesos de oxidación avanzada con materiales reutilizados y fuentes de luz eficientes, se vislumbra como una solución ideal tanto para sistemas de tratamiento de aguas residuales como de agua potable, contribuyendo significativamente al Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 (ODS 6) al promover el acceso universal al agua potable y al saneamiento. En este contexto, el presente estudio pretende analizar la eficacia de los procesos de oxidación avanzada, concretamente la fotocatálisis combinada con la irradiación LED UV, en la inactivación de *E.coli* ATCC 8739 y la posible aplicación sinérgica del ZnO obtenido de residuos peligrosos como las pilas.

Este trabajo surge de la necesidad de integrar soluciones sostenibles e innovadoras para el tratamiento de aguas residuales, aprovechando materiales reciclados como las pilas de zinc-carbono. Estas pilas, consideradas residuos peligrosos por su contenido metálico, representan una fuente potencial de óxido de zinc (ZnO), un material con conocidas propiedades fotocatalíticas. En el presente estudio, se propone la valorización de estos residuos mediante su transformación en catalizadores activos, utilizados en combinación con sistemas de iluminación UV-LED, para aplicar procesos de oxidación avanzada orientados a la eliminación de microorganismos patógenos (cepa de *E.coli* ATCC ATCC 8739). El enfoque adoptado busca no solo validar la eficiencia del ZnO reciclado en la fotocatálisis, sino también explorar su viabilidad como insumo funcional en tecnologías de desinfección de bajo consumo energético. La sinergia entre el ZnO derivado de pilas recicladas y la irradiación UV-LED ofrece una ruta tecnológica prometedora que alinea los principios de la economía circular con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, específicamente el ODS 6, relacionado con el acceso al agua limpia. De esta manera, se evalúa la doble funcionalidad del ZnO reciclado como adsorbente y catalizador,

analizando su desempeño en la remoción de patógenos en el agua.

2.- Objetivo

- Analizar la eficiencia del ZnO reciclado en la remoción de metales pesados, compuestos orgánicos y microorganismos patógenos, mediante procesos de adsorción y fotocatálisis.
- Determinar las condiciones óptimas de operación (pH, dosis, tiempo de contacto y concentración de ZnO) que maximicen la eficiencia del proceso de tratamiento.
- Comparar el desempeño del ZnO reciclado frente a materiales comerciales, considerando su viabilidad técnica, económica y ambiental.

3.- Metodología

3.1 Preparación y caracterización del óxido de zinc

Se recolectaron pilas alcalinas desechadas en puntos de acopio locales y se sometieron a un proceso de apertura mecánica y clasificación manual para separar los componentes internos útiles. Posteriormente, se realizó un tratamiento térmico controlado en horno mufla a temperaturas entre 400 y 600 °C, con el fin de eliminar materiales orgánicos y concentrar los óxidos metálicos presentes. El residuo sólido resultante, compuesto principalmente por óxidos de zinc y manganeso, fue molido y tamizado para obtener un tamaño de partícula homogéneo (menor a 250 µm) (Fig. 1).

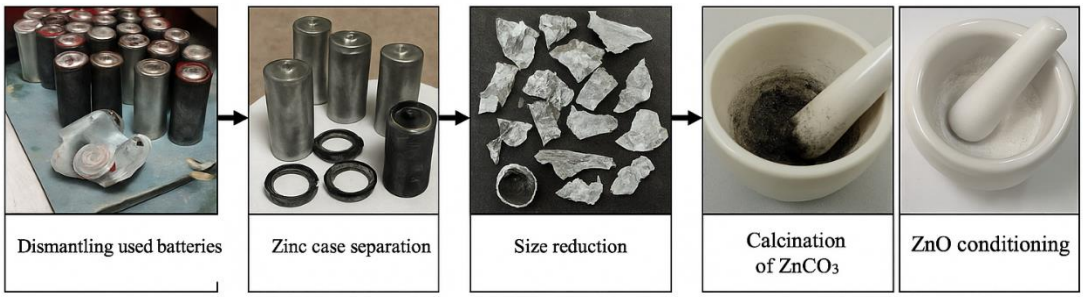


Fig. 1. Proceso de obtención de ZnO a partir de pilas de zinc-carbono

La caracterización del material se llevó a cabo mediante espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR) para identificar los grupos funcionales superficiales, difracción de rayos X (XRD) para determinar la composición cristalina de los óxidos presentes, y microscopía electrónica de barrido (SEM) acoplada a espectroscopía de dispersión de energía (EDS) para analizar la morfología y la composición elemental del material adsorbente reciclado.

3.2 Obtención de la cepa de *E. coli* ATCC 8739

Para la obtención de la cepa bacteriana *E.coli* ATCC 8739, se utilizó un cultivo liofilizado suministrado por la Colección Española de Cultivos Tipo (CECT) de la Universidad de Valencia, España. El cultivo fue reactivado en medio Tryptic Soy Broth (TSB) durante 24 horas a 37 °C, seguido de una subcultivación bajo las mismas condiciones. Posteriormente, el cultivo fue centrifugado, y el sedimento bacteriano se lavó con solución de peptona y se resuspendió en agua destilada con tampón fosfato a pH 7.2, obteniendo así el inóculo en fase exponencial de crecimiento. Para cuantificar la concentración bacteriana tras los tratamientos, se aplicó el método de filtración por membrana sobre agar selectivo cromogénico, con incubación a 37 °C por 24 horas. Se realizaron diluciones decimales seriadas, sembradas por triplicado, y se consideraron válidas aquellas placas con recuentos entre 20 y 150 unidades formadoras de colonias (UFC).

Para determinar la concentración bacteriana después de los tratamientos, se aplicó el método de filtración por membrana seguido de la incubación en agar selectivo cromogénico. Se utilizaron filtros de membrana estériles de 0,45 µm de poro (Pall Corporation, NY, EE.UU.) para asegurar la retención adecuada de las bacterias y obtener un número confiable de unidades formadoras de colonias (UFC). Cada muestra fue diluida en serie de manera decimal y sembrada por triplicado. Como medio de cultivo selectivo se utilizó el Merck Coliform Agar Acc. Chromocult®, vertido en placas de Petri estériles. Las muestras se incubaron a 37 °C durante 24 horas. Transcurrido este tiempo, se contaron

las UFC desarrolladas y se consideraron válidas aquellas placas que presentaron entre 20 y 150 colonias. Para asegurar la asepsia durante el análisis microbiológico, se incluyeron placas control (blanco) sin siembra (Fig 2).

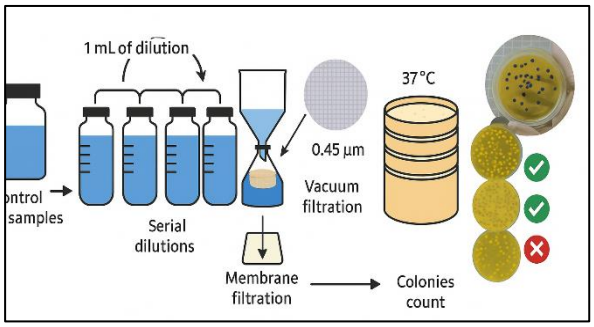


Fig 2. Análisis de las muestras bacterianas después del tratamiento mediante el método de filtración por membrana: la utilización de filtros de membrana estériles de 0,45 µm para retener las bacterias, seguida de la incubación en agar selectivo cromogénico, permite una cuantificación precisa de las unidades formadoras de colonias (UFC) en las muestras tratadas.

3.3 Descripción del reactor LED y metodología experimental

Para el tratamiento UV se utilizó un reactor LED de haz colimado con triple longitud de onda (365 nm), fabricado por AquiSense Technologies (EE. UU.), equipado con una fuente UVinaire™, un tubo de homogeneización UV, una caja de control y un adaptador AC-DC. La intensidad promedio de irradiación a 6 cm fue de 388.26 µW/cm², medida con un espectrorradiómetro ILT 950.

En los experimentos de inactivación bacteriana, se prepararon alícuotas de 10 mL con agua destilada estéril y una suspensión de *E.coli*, añadiendo diferentes concentraciones de óxido de zinc (0%, 0.1%, 0.2% y 0.6%). Las muestras se colocaron en placas Petri de 10 cm y se irradiaron con luz UV a 365 nm durante un máximo de 40 minutos. Durante la exposición, las soluciones fueron agitadas constantemente mediante un agitador magnético estéril para asegurar una distribución homogénea de la radiación. Se tomaron alícuotas cada 10 minutos para realizar diluciones seriadas y conteos en agar selectivo (Fig. 3).

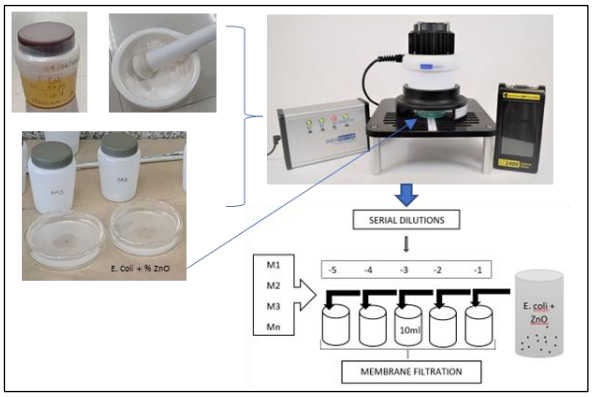


Fig. 3. Esquema del procedimiento experimental: Se prepararon alícuotas de la muestra bacteriana, a las cuales se les adicionó óxido de zinc (ZnO) en distintas concentraciones. Posteriormente, las muestras fueron transferidas a placas Petri y expuestas a radiación UV a 365 nm utilizando un sistema de irradiación colimado, manteniendo la solución en agitación constante durante el proceso. Finalizado el tiempo de exposición, se extrajo una alícuota para realizar el recuento bacteriano mediante diluciones seriadas y siembra en medio de cultivo selectivo.

3.4 Análisis de resultados

La desinfección se evaluó mediante la reducción logarítmica de las unidades formadoras de colonia (CFU/mL), usando la fórmula $\log(N/N_0)$. Para modelar las curvas de supervivencia bacteriana, se empleó el software GInaFiT, que permite ajustar modelos de inactivación microbiana y estimar parámetros cinéticos. A partir de estos, se calculó la dosis necesaria (D_3) para lograr reducciones de 2 a 3 órdenes de magnitud, como indicador de la eficacia del tratamiento.

4.- Resultados y discusión

El análisis morfológico evidenció una estructura porosa y superficie heterogénea, lo que favorece la adsorción multisitio, permitiendo una mayor disponibilidad de sitios activos para la interacción con

diversos tipos de contaminantes. La presencia de óxidos metálicos, como ZnO y MnO_2, no solo potencia mecanismos de intercambio iónico, sino que también facilita la adsorción química y procesos de precipitación superficial. Estas características físicas y químicas posicionan al material reciclado como una alternativa competitiva frente a adsorbentes convencionales.

En el presente estudio se experimentó con ZnO reciclado a partir de pilas tipo Zn-C para evaluar su eficacia en la degradación fotocatalítica de la cepa de *E.coli* ATCC 8739. Se trabajó con concentraciones de ZnO del 0%, 0,1%, 0,2% y 0,6%, bajo tiempos de inactivación de hasta 40 minutos y utilizando un reactor colimado con luz UV-LED a una longitud de onda constante de 365 nm. Los resultados mostraron que, con una concentración de 0,6% de ZnO, un tiempo de exposición de 15,6 ± 0,6 minutos fue suficiente para lograr una reducción de 3 órdenes de magnitud (99,9%) en la población bacteriana (Fig. 4).

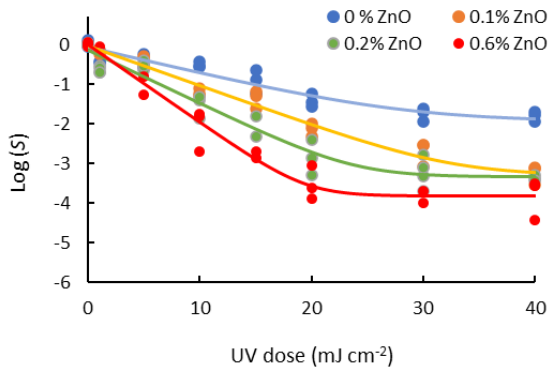


Fig. 4. Curvas de inactivación de *E.coli* para diferentes concentraciones de catalizador (% ZnO): A) 0 %, B) 0,1 %, C) 0,2 % y D) 0,6 % ZnO.

Este hallazgo demuestra la eficiencia de los sistemas UV-LED/ZnO en la inactivación microbiana, y refuerza el valor de los materiales reciclados como catalizadores viables en procesos avanzados de tratamiento de aguas. El desempeño del ZnO obtenido de pilas usadas fue comparable al del ZnO de grado analítico, lo que indica que los catalizadores reciclados conservan propiedades fotocatalíticas adecuadas. Además, la combinación de fuentes de luz eficientes como los LED UV y el uso de materiales reciclados de bajo costo favorece el desarrollo de sistemas sostenibles y escalables para la desinfección del agua. Esto representa una doble ganancia ambiental: reducción de residuos peligrosos y mejora en el acceso a agua segura.

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian la alta eficiencia de los sistemas combinados UV-LED/ZnO en la inactivación microbiana, y confirman el potencial de los materiales reciclados como alternativas viables en tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas. El desempeño del ZnO recuperado de pilas gastadas fue comparable al de óxidos de zinc de grado analítico, lo que sugiere que este tipo de catalizadores reciclados conservan propiedades fotocatalíticas adecuadas para su aplicación. Asimismo, la integración de fuentes de luz UV-LED de alta eficiencia con ZnO reciclado y de bajo costo favorece el desarrollo de sistemas de desinfección del agua sostenibles, escalables y accesibles. Estos resultados coinciden con investigaciones previas que destacan la eficacia de la fotocatálisis asistida por ZnO y la importancia de parámetros operativos como la concentración del catalizador y el tiempo de exposición. En conjunto, se evidencia que el uso de ZnO derivado del reciclaje de baterías no solo contribuye a la reducción de residuos peligrosos, sino que también representa una estrategia eficaz para mejorar el acceso al agua segura, alineándose con los principios de sostenibilidad ambiental y salud pública.

Estudios previos han investigado diversos aspectos relacionados con la inactivación de *E.coli* mediante desinfección UV asistida con catalizadores de ZnO. Estos trabajos han analizado la eficiencia del proceso, el efecto de factores como la morfología bacteriana, la intensidad de la luz solar, así como la efectividad de la desinfección en diferentes superficies de ZnO. En general, la fotocatálisis asistida por ZnO ha demostrado ser altamente eficaz para la inactivación de *E.coli*, lo que sugiere que esta técnica podría constituir una alternativa viable para la desinfección de agua.

En particular, el estudio realizado por Karunakaran et al. (2010) demostró que las nanoestructuras de

ZnO poseen una alta eficiencia en la inactivación fotocatalítica de *E.coli*, alcanzando una tasa de inactivación del 99% tras 120 minutos de exposición a luz ultravioleta. Por su parte, Leung et al. (2016) también evaluaron la capacidad del ZnO para inactivar *E.coli* mediante fotocatálisis, obteniendo una eficacia del 98% bajo las mismas condiciones de irradiación. Asimismo, Das et al. (2017) observaron que la actividad fotocatalítica del ZnO aumenta a medida que disminuye el tamaño de partícula, lo que sugiere una mayor superficie activa disponible para la interacción con los microorganismos. Finalmente, Liu y Yang (2003) investigaron la inactivación de *E.coli* sobre superficies de ZnO expuestas a irradiación UV, concluyendo que la eficacia del proceso no solo dependía de la fotocatálisis, sino también de procesos de adsorción y degradación sobre la superficie del catalizador. En conjunto, estos estudios indican que la fotocatálisis asistida con ZnO es una alternativa efectiva para la desinfección del agua, cuya eficiencia puede verse influenciada por factores como la morfología bacteriana, la composición química del medio y la concentración del ZnO aplicado.

5.- Conclusiones

La reutilización de pilas recicladas como material adsorbente y catalítico ofrece una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas residuales, integrando la gestión de residuos peligrosos con tecnologías sostenibles de purificación del agua. Los resultados obtenidos en este estudio confirman el potencial técnico del óxido de zinc reciclado en la remoción de contaminantes químicos y biológicos, además de demostrar su compatibilidad con fuentes de luz UV-LED para desinfección. Sin embargo, se recomienda continuar con investigaciones complementarias que evalúen la estabilidad del material en condiciones reales de operación, su comportamiento frente a múltiples ciclos de uso, y los riesgos ambientales asociados a su disposición final. Asimismo, es necesario validar su efectividad en sistemas de tratamiento continuo para establecer su escalabilidad y aplicabilidad en contextos reales, tanto rurales como urbanos.

6.- Referencias bibliográficas

APHA, AWWA, WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.

Das, S., Roy, P., & Chattopadhyay, K. K. (2017). Synthesis of ZnO nanoparticles and their use for antimicrobial and photocatalytic applications. *Advanced Materials Letters*, 8(2), 152–157.

Espinosa, L. F., & Fuentes, E. M. (2018). Evaluación del potencial adsorbente de materiales reciclados para tratamiento de aguas contaminadas. *Revista de Ciencia Ambiental*, 12(2), 45–59.

Glaze, W. H., Kang, J. W., & Chapin, D. H. (1987). The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. *Ozone: Science and Engineering*, 9(4), 335–352.

Gómez, A., Rodríguez, M., & Ortega, J. (2020). Reciclaje de pilas usadas: perspectivas de uso como insumos industriales. *Ingeniería Verde*, 5(1), 30–40.

Karunakaran, C., Rajeswari, V., & Gomathisankar, P. (2010). Optical, electrical, photocatalytic and bactericidal properties of microwave synthesized nanocrystalline ZnO. *Materials Chemistry and Physics*, 123(2-3), 585–594.

Leung, W., Wang, H., & Xie, L. (2016). Photocatalytic disinfection of *E.coli* using ZnO under UV irradiation: The effect of morphology and particle size. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9), 8995–9002.

Liu, Y., & Yang, H. (2003). Photocatalytic inactivation of Escherichia coli by ZnO under UV irradiation. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38(7), 1379–1387.

Liu, Y., Zhou, Z., & Zhao, L. (2021). Recovery of manganese and zinc from spent batteries and their application in wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125375. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125375

Sharma, R., Singh, R., & Upadhyay, R. K. (2019). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: mechanisms and applications. In *Advanced Water and Wastewater Treatment* (pp. 135–157). Springer.

Sholtes, K., & Linden, K. G. (2019). UV disinfection of drinking water: The state of the art. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 9, 22–28.

Soto, C., & Valenzuela, P. (2019). Evaluación ambiental del reciclaje de residuos peligrosos mediante análisis de ciclo de vida. *Revista Iberoamericana de Ingeniería Ambiental*, 11(1), 22–33.

Velásquez, M., Pinto, A., & Ríos, F. (2022). Aplicación de materiales reciclados de pilas en la remoción de metales pesados en aguas industriales. *Revista Latinoamericana de Ingeniería Ambiental*, 15(2), 75–86.

Zhang, X., Li, Y., & Chen, W. (2019). Zinc oxide recovered from spent alkaline batteries as an efficient adsorbent for heavy metal removal. *Environmental Technology & Innovation*, 14, 100328. https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100328

APHA, AWWA, WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.

Espinosa, L. F., & Fuentes, E. M. (2018). Evaluación del potencial adsorbente de materiales reciclados para tratamiento de aguas contaminadas. *Revista de Ciencia Ambiental*, 12(2), 45-59.

Gómez, A., Rodríguez, M., & Ortega, J. (2020). Reciclaje de pilas usadas: perspectivas de uso como insumos industriales. *Ingeniería Verde*, 5(1), 30-40.

Liu, Y., Zhou, Z., & Zhao, L. (2021). Recovery of manganese and zinc from spent batteries and their application in wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125375. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125375

Soto, C., & Valenzuela, P. (2019). Evaluación ambiental del reciclaje de residuos peligrosos mediante análisis de ciclo de vida. *Revista Iberoamericana de Ingeniería Ambiental*, 11(1), 22-33.

ID 110. Bosques de Ribera: Guardianes Silenciosos de la Calidad del Agua del Río Tomebamba en Cuenca, Ecuador

Duque-Sarango Paola[1], Amón Jonnathan[1], Iñiguez Carlos[1], Hernández Bolívar[1], Chicaiza Omar[2]

Universidad Politécnica Salesiana. Grupo de Investigación en Recursos Hídricos (GIRH-UPS). Campus El Vecino. Calle Vieja 12-30 y Elia Liut. Cuenca, Ecuador.

Empresa Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Cuenca (ETAPA). Calle Federico Malo y Av. 12 de Abril, Cuenca, Ecuador

pduque@ups.edu.ec

Palabras clave: Calidad del agua, bosques de ribera, índice QBR, índice ICA-NSF.

Resumen

La vegetación y los bosques de ribera son cruciales como filtros biológicos que mejoran la calidad del agua al interceptar contaminantes y sedimentos. En el río Tomebamba, en Cuenca, Ecuador, estas funciones están comprometidas debido a diversas actividades antropogénicas que afectan tanto la flora como la calidad del agua. El objetivo de este estudio fue evaluar la influencia de los bosques de ribera en la calidad del agua del río Tomebamba mediante el monitoreo de 11 kilómetros del río, divididos en once secciones, y el análisis de los datos utilizando dos índices: el Índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBR) y el Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF). Los resultados indican que la calidad del agua del río Tomebamba se encuentra en un rango regular. Se encontró una baja correlación entre los índices QBR y ICA-NSF, lo que sugiere que otros factores también juegan un papel significativo en la calidad del agua. Este estudio subraya la necesidad de abordar múltiples factores para mejorar la calidad del agua y destaca la importancia crítica de conservar los bosques de ribera para mantener la salud de los cuerpos hídricos urbanos. Además, los resultados presentados ofrecen una base sólida para futuras investigaciones, que podrían explorar más a fondo las interacciones entre la vegetación ribereña y la calidad del agua, así como evaluar estrategias de gestión y restauración que puedan optimizar la función de estos ecosistemas.

1.- Introducción

El cambio climático y los fenómenos meteorológicos extremos (como sequías, olas de calor, tormentas de lluvia e inundaciones) plantean graves desafíos para la gestión del agua, tanto en términos de disponibilidad de recursos hídricos como de calidad del agua (van Vliet et al., 2023). La calidad del agua de los ríos se está deteriorando en las zonas urbanas y rurales debido a factores naturales y antropogénicos, comprender cómo los cambios y los factores afectan la calidad del agua de los ríos es crucial para gestionar la calidad del agua en las cuencas fluviales (Anh et al., 2023; Duque-Sarango et al., 2019; Paola et al., 2024).

La importancia de los bosques y vegetación de ribera radica en su función esencial como filtros biológicos que mejoran la calidad del agua al interceptar contaminantes y sedimentos. Los bosques de ribera, ubicados en las márgenes de los cuerpos de agua, actúan como zonas de transición que amortiguan los efectos negativos de las actividades humanas y naturales, protegiendo los ecosistemas acuáticos y terrestres adyacentes (Saklaurs et al., 2022). Además, la restauración de los bosques ribereños nativos se ha identificado como la solución más eficaz basada en la naturaleza (Masiero et al., 2024), considerando que estas áreas proporcionan numerosos servicios ecosistémicos, como secuestro de carbono excepcionalmente alto, el control de inundaciones, el hábitat para la biodiversidad, la mitigación y adaptación al cambio climático entre otros (Dixon et al., 2019).

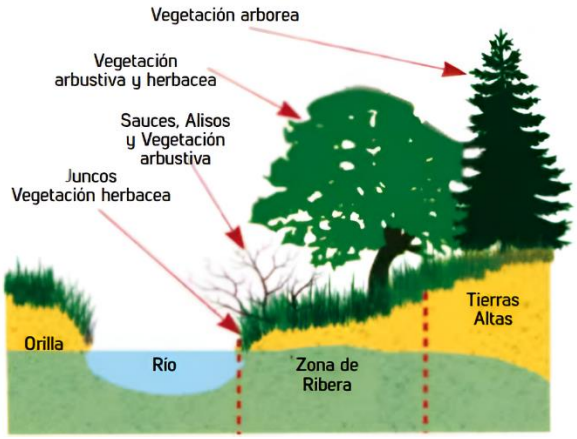


Figura 1. Esquema de la sección trasversal de un río mostrando el río, Zona de Ribera y Ecosistemas Terrestres (Acosta et al., 2014)**.**

La accesibilidad al agua ha sido fundamental para determinar dónde se han establecido y expandido los asentamientos humanos a lo largo de la historia. Un ejemplo de esto es la ciudad de Cuenca, cuyo sitio de fundación fue definido por el río Tomebamba, sin embargo, el desarrollo urbano moderno ha deteriorado la conexión entre las ciudades y sus ríos, por lo que es necesario redescubrir y revitalizar el papel de los ríos y sus riberas en el tejido urbano (Duque-Sarango, P., & Hernández, 2020; Osorio et al., 2017).

Estudiar cómo la vegetación y los bosques de ribera afectan la calidad del agua es fundamental para entender cómo estos sistemas pueden ser gestionados y restaurados para mejorar su función como filtros naturales. Dos conceptos clave en este ámbito son el Índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBR), que evalúa la calidad y extensión de la vegetación riparia (Duque-Sarango & Pinos, 2022; Segura-Méndez et al., 2023) y el Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF), que mide diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua (Duque-sarango et al., 2018; Robledo-Hernandez, 2022). Estos índices son herramientas valiosas para los gestores ambientales, ya que proporcionan datos tanto cuantitativos como cualitativos sobre el estado de los ecosistemas fluviales.

Este estudio busca evaluar la influencia de los bosques de ribera en la calidad del agua del río Tomebamba mediante el monitoreo de 11 kilómetros del río, divididos en once secciones. La utilización de los índices QBR e ICA-NSF permite una evaluación detallada de cómo la calidad de la vegetación riparia se relaciona con la calidad del agua. Los resultados de este estudio no solo aportan datos importantes para la gestión local del río Tomebamba, sino que también ofrecen un marco de referencia para futuras investigaciones en otras regiones con condiciones similares (Montalvo-Ochoa et al., 2020).

La relevancia de este estudio radica en su potencial para informar y guiar políticas y prácticas de manejo sostenible de las cuencas hidrográficas, promoviendo la conservación de los bosques de ribera y, por ende, la mejora de la calidad del agua. Al proporcionar una base científica sólida, este trabajo contribuye al desarrollo de estrategias efectivas para la protección y restauración de los ecosistemas fluviales, lo cual es fundamental para la sostenibilidad ambiental y el bienestar de las comunidades dependientes de estos recursos.

2.- Objetivo

Determinar la influencia de los bosques de ribera en la calidad del agua del río Tomebamba en Cuenca, Ecuador, mediante el análisis de la calidad de la vegetación riparia y los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua.

3.- Metodología

El presente estudio se llevó a cabo en el río Tomebamba, localizado en Cuenca, Ecuador. La metodología se dividió en varias etapas que incluyeron la identificación de puntos de monitoreo, la recolección de datos de campo, el análisis de calidad de agua y vegetación de ribera, y la propuesta de medidas de manejo y conservación.

Ubicación de la Zona de Estudio

El área de estudio abarcó 11 kilómetros del río Tomebamba, desde la zona alta de la cuenca hasta áreas más urbanizadas. Los puntos de monitoreo se establecieron a lo largo de estos 11 kilómetros,

dividiendo el río en once tramos de 1 km cada uno (figura 2).

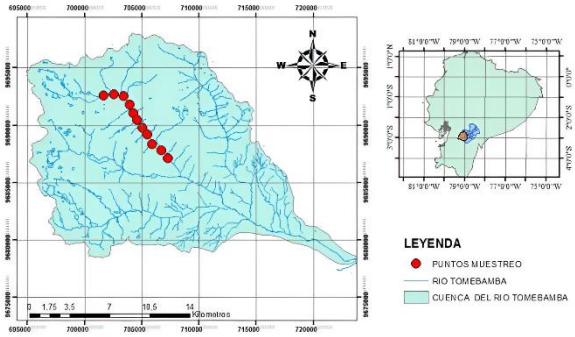


Figura 2. Mapa de ubicación de la zona de estudio.

Selección de Puntos de Monitoreo

Los puntos de monitoreo se seleccionaron utilizando el software ArcMap, considerando la homogeneidad en la cobertura vegetal, características climáticas y actividades antropogénicas presentes en cada tramo del río (ver tabla 1 y figura 3).

Tabla 1. Coordenadas d los puntos de monitoreo.

Punto	Coordenada X	Coordenada Y
1	701658877	9692585800
2	702556819	9692668111
3	703415725	9692541376
4	703962460	9691802707
5	704247688	9691069435
6	704584046	9690442638
7	705037507	9689775247
8	705484407	9689178700
9	705909106	9688319845
10	706715906	9687823792
11	707270468	9687097898

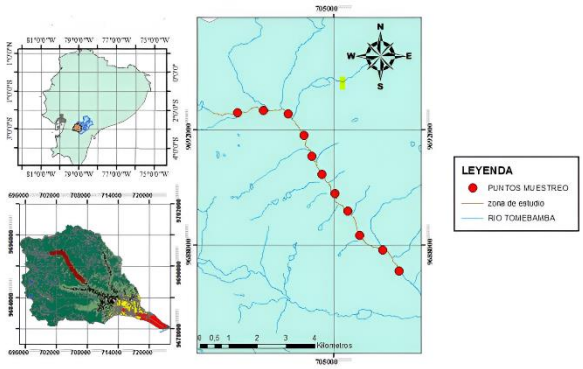


Figura 3. Mapa de ubicación de puntos de muestreo.

Evaluación de la Calidad de la Vegetación de Ribera

Para evaluar la calidad de la vegetación de ribera, se utilizó el Índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBR), adaptado a las condiciones de la región austral del Ecuador (Acosta et al., 2014). El índice QBR considera cuatro apartados principales:

1. Grado de cobertura de la zona de ribera
2. Estructura de la cubierta de la zona de ribera
3. Calidad de la cubierta de la zona de ribera
4. Grado de naturalidad del canal fluvial

Cada apartado se evaluó en una escala de 0 a 25 puntos, donde una puntuación total de 100 indica condiciones óptimas de calidad de la vegetación de ribera.

Análisis de la Calidad del Agua

La calidad del agua se evaluó utilizando el Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF) (Robledo-Hernandez, 2022), donde se analizaron varios parámetros fisicoquímicos mencionados en la tabla 2. Para obtener una evaluación precisa, se realizaron tres campañas de muestreo en cada punto de monitoreo (octubre, noviembre y diciembre).

Tabla 2. Parámetros y Métodos de Análisis de la Calidad del Agua.

Parámetro	Método de Análisis
pH	Potenciómetro
DBO5	Método de dilución
Temperatura	Termómetro digital
Fosfatos	Espectrofotometría
Nitratos	Colorimetría
Sólidos disueltos totales	Gravimetría
Oxígeno disuelto	Electrodo de oxígeno
Turbidez	Turbidímetro
Coliformes fecales	Método de filtración por membrana

Análisis de Datos y Correlación de Índices

Los datos recolectados fueron analizados para determinar la calidad del agua en cada tramo del río. Se calculó el índice ICA-NSF para cada punto de monitoreo y se comparó con el índice QBR. Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson para evaluar la relación entre ambos índices y determinar la influencia de la vegetación de ribera en la calidad del agua.

4.- Resultados y discusión

En esta sección se presentan los resultados mediante mapas de interpolación una vez analizado todos los valores recopilados en este estudio.

Calidad de la Vegetación de Ribera

La evaluación de la calidad del bosque de ribera indica que las condiciones varían entre regulares, malas y muy malas, lo que evidencia que esta área no se encuentra en condiciones óptimas. Esta evaluación sugiere la necesidad de implementar medidas de gestión y restauración para mejorar la salud del ecosistema ribereño y sus funciones ambientales (figura 4).

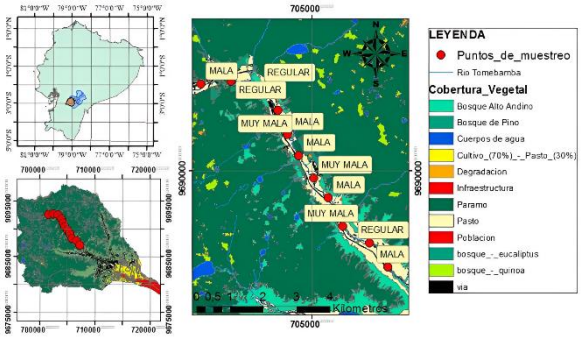


Figura 4. Variación espacial de la calidad del bosque de ribera.

Variabilidad espacio temporal del ICA-NSF

El resultado del ICA-NSF se expone mediante una interpolación de sus rangos, visualizada en un mapa, con la finalidad de presentar un análisis visual más preciso de la variación del índice de calidad ICA-NSF dentro del área de estudio.

En todas las campañas de muestreo se observa que todos los puntos de monitoreo se encuentran dentro del rango de 51-70, lo que indica una calidad de agua regular (figura 5). La única excepción se encuentra en la segunda campaña de muestreo, donde los puntos de monitoreo 6 y 11 presentaron valores de 70 y 90, respectivamente, indicando una calidad del agua aceptable con un índice de 71.

En la primera campaña, el punto de monitoreo número 4 presentó el valor más bajo de este rango (51), mientras que los puntos 4 y 7 registraron los valores más altos (61). En la tercera campaña, los puntos de monitoreo 1 y 4 presentaron los valores más bajos (60), y los puntos 3, 6 y 8 registraron los valores más altos (66).

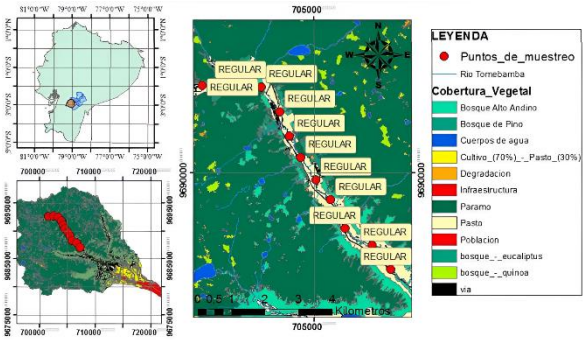


Figura 5. Variación espacial del ICA-NSF

Correlación entre Índices QBR e ICA-NSF

Los resultados del análisis de correlación entre los índices QBR e ICA-NSF revelaron una correlación baja (r=0.117), lo que sugiere que la calidad de la vegetación de ribera tiene una influencia limitada sobre la calidad del agua en los tramos estudiados del río Tomebamba. Esta baja correlación puede deberse a varios factores, como las influencias antropogénicas directas (ej. descargas de aguas residuales, actividades agrícolas) que afectan la calidad del agua de manera más significativa que la vegetación de ribera.

5.- Conclusiones

Los bosques de ribera desempeñan un papel crucial como filtros biológicos, contribuyendo a la mejora de la calidad del agua al interceptar contaminantes y sedimentos. Sin embargo, su eficiencia puede verse comprometida por diversas actividades antropogénicas y factores ambientales.

La calidad de la vegetación de ribera, medida mediante el Índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBR), varía significativamente a lo largo de los tramos estudiados. La puntuación del QBR indica que muchas áreas de ribera están en condiciones subóptimas debido a la deforestación y otras actividades humanas.

El análisis de correlación entre los índices QBR e ICA-NSF mostró una ausente correlación, lo que sugiere que, aunque los bosques de ribera contribuyen a la mejora de la calidad del agua, no son el factor predominante. Otros factores, como las descargas de aguas residuales y la agricultura intensiva, tienen un impacto más significativo en la calidad del agua.

Este estudio proporciona una base sólida para futuras investigaciones que puedan explorar más a fondo las relaciones entre la vegetación de ribera y la calidad del agua. Se recomienda un enfoque multidisciplinario y la recolección de datos a largo plazo para desarrollar estrategias de manejo más efectivas y sostenibles.

6.- Referencias bibliográficas

Acosta, R., González, H., Sotomayor, G., Galarza, X., Hampel, H., & Mosquera, P. (2014). Protocolo de Evaluación de la Integridad Ecológica de los Ríos de la Región Austral del Ecuador. ETAPA. https://www.researchgate.net/publication/321181495

Anh, N. T., Can, L. D., Nhan, N. T., Schmalz, B., & Luu, T. Le. (2023). Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 8, 100424. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100424

Dixon, S. J., Sear, D. A., & Nislow, K. H. (2019). A conceptual model of riparian forest restoration for natural flood management. Water and Environment Journal, 33(3), 329–341. https://doi.org/10.1111/wej.12425

Duque-Sarango, P., & Hernández, B. (2020). Estudio integral del recurso hídrico de la microcuenca del rio guarango, cuenca – ecuador. Revista Ibérica de Sistemas e Tecnologias de Informação, 30, 240–252. https://search.proquest.com/docview/2404399354?accountid=32861.

Duque-Sarango, P., Cajamarca-Rivadeneira, R., Wemple, B. C., & Delgado-Fernández, M. E. (2019). Estimation of the water balance of for a small tropical andean catchment. Granja, 29(1), 56–69. https://doi.org/10.17163/lgr.n29.2019.05

Duque-sarango, P., Cando, A., Segarra, F., & Zhingri, A. (2018). Revista Amazónica Ciencia y Tecnología. Revista Amazónica Ciencia y Tecnología, 7(3), 172–183.

Duque-Sarango, P., & Pinos, V. (2022). Modeling of the Guangarcucho Municipal Wastewater Treatment

Plant Using WEST, Cuenca-Ecuador. 33–46. https://doi.org/10.1007/978-3-030-93718-8_4

Masiero, M., Bottaro, G., Righetti, C., Nikolaidis, N. P., Lilli, M. A., & Pettenella, D. (2024). Riparian Forests as Nature-Based Solutions within the Mediterranean Context: A Biophysical and Economic Assessment for the Koiliaris River Watershed (Crete, Greece). Forests, 15(5), 760. https://doi.org/10.3390/f15050760

Montalvo-Ochoa, F., Robles-Bykbaev, V., Duque-Sarango, P., & Gonzalez-Arias, K. (2020). An educational rule-based expert system to determine water quality for environmental engineering and biotechnology students. EDUNINE 2020 - 4th IEEE World Engineering Education Conference: The Challenges of Education in Engineering, Computing and Technology without Exclusions: Innovation in the Era of the Industrial Revolution 4.0, Proceedings, 1–6. https://doi.org/10.1109/EDUNINE48860.2020.9149502

Osorio, P., Neira, M., & Hermida, M. A. (2017). Historic relationship between urban dwellers and the Tomebamba River. International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development, 8(2). https://doi.org/10.12972/susb.20170012

Paola, D. S., Bolívar, H., & Gabriela, C. (2024). Flood Risk Analysis in an Andean Watershed by Integrating Satellite Data and Multicriteria Analysis. Lecture Notes in Networks and Systems, 871 LNNS, 25–35. https://doi.org/10.1007/978-3-031-52090-7_3

Robledo-Hernandez, J. A. (2022). Evaluación del Índice de Calidad de Agua ICA-NSF en las microcuencas del Parque Nacional Río Dulce como herramienta en la gestión integral del manejo sustentable, Livingston, Izabal, Guatemala, Centroamérica. Revista Tecnología En Marcha. https://doi.org/10.18845/tm.v36i1.6241

Saklaurs, M., Liepiņa, A. A., Elferts, D., & Jansons, Ā. (2022). Social Perception of Riparian Forests. Sustainability, 14(15), 9302. https://doi.org/10.3390/su14159302

Segura-Méndez, F. J., Pérez-Sánchez, J., & Senent-Aparicio, J. (2023). Evaluating the riparian forest quality index (QBR) in the Luchena River by integrating remote sensing, machine learning and GIS techniques. Ecohydrology & Hydrobiology, 23(3), 469–483. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.04.002

van Vliet, M. T. H., Thorslund, J., Strokal, M., Hofstra, N., Flörke, M., Ehalt Macedo, H., Nkwasa, A., Tang, T., Kaushal, S. S., Kumar, R., van Griensven, A., Bouwman, L., & Mosley, L. M. (2023). Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes. Nature Reviews Earth & Environment, 4(10), 687–702. https://doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3

ID 111. METODOLOGÍA DE PELETIZACIÓN DEL BAGAZO DE CAÑA COMO COMBUSTIBLE EN INGENIOS AZUCAREROS DE MÉXICO

Chacon Ibarra Isaac David, Tamayo Celada Adolfo, Gutiérrez Bautista Isaac Natanael, García Villanueva Luis Antonio

Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad No. 3000, Alcaldía Coyoacán, C.P. 04510 Ciudad Universitaria, Ciudad de México

isaac.chacon.ibarra@gmail.com , tamaxe124@gmail.com , isaacts13idsb@gmail.com , lagvillanueva@ingenieria.unam.edu

Palabras clave:
Poder calorífico, Residuos, Agroindustria, Combustible alterno.

Abstrac:
In Mexico, sugar mills have a high consumption of fossil fuels that is unsustainable in the long term. For this reason, within its waste generated by this industrial turn, it does not always consider a strategy for the use of by-products such as sugarcane bagasse, whose calorific value is known to be around 4600 kcal/kg, which makes it an excellent biomass fuel. Therefore, the present work aims to propose a methodology for the pelletization of sugarcane bagasse residue for implementation in combustion processes in sugar mills in Mexico, taking into account the calorific value. In this first stage, a flow diagram of the condensed process was obtained, taking into account as the main variables, the calorific value, the type of boiler, the humidity, the pellet structure and the additive. Finally, the methodological proposal developed would be ready for the second stage, which is to be implemented in a real case in Mexico, which already has the covenant.

Introducción:

En México, los ingenios azucareros tienen un alto consumo de combustibles fósiles que resultaran insostenibles a largo plazo, debido al constante incremento en los costos de estos, ya sea por la influencia geopolítica o porque, en determinado momento se llegará a la escases de este tipo de recursos. Además, atendiendo a causas medioambientales, el aporte de contaminación a la atmósfera y su contribución al cambio climático deben de reducirse.

La generación de residuos por parte de la industria azucarera no siempre contempla una estrategia para el aprovechamiento de los subproductos como el bagazo de caña, haciendo referencia a lo que nos mencionan Rosas-Calleja (2006). “Los procesos de la agroindustria azucarera, cafetalera (café en grano y solubles instantáneos) y tortillera (tortilla y masa) generan volúmenes importantes de residuos, que generan costos adicionales para su manejo y disposición final.”

Ante este escenario, se vuelve primordial revalorizar los subproductos del procesamiento de caña, transformándolos en fuentes de energía que permitan reducir la quema de combustibles fósiles y promover una economía circular en la producción de azúcar.

Además, el contexto global de descarbonización y transición energética ha impulsado el desarrollo de tecnologías que valoricen residuos agrícolas como fuentes de energía renovable. En este sentido, la biomasa lignocelulósica (como el bagazo de caña) ha sido ampliamente reconocida por su disponibilidad, bajo costo y potencial para sustituir combustibles fósiles (FAO, 2010). México, al contar con una importante producción cañera, posee condiciones idóneas para el desarrollo de esquemas de bioenergía que aprovechen residuos agroindustriales como insumos estratégicos.

Diversos estudios han mostrado que el bagazo de caña, es especialmente apto para ser convertido en biocombustible sólido mediante procesos de compactación como la peletización, sin necesidad de aditivos externos. Este proceso permite no solo reducir el volumen y la humedad del residuo, sino también mejorar su densidad energética y facilitar su almacenamiento y transporte, condiciones esenciales para su uso eficiente en calderas de vapor y sistemas de cogeneración (Martínez-Nodal et al., 2017).

Durante la cosecha y procesamiento de la caña (zafra) de 2014/2015 al 2024/2025 se obtuvo para el último periodo una producción de caña de azúcar de alrededor de 46 millones de toneladas, de la cuál alrededor del 28.3% resulta en nuestro subproducto, el bagazo de caña, aproximadamente 13 millones de toneladas, esto según datos del 11° Informe Estadístico del Sector Agroindustrial de la Caña de Azúcar en México zafras 2014-2015/2024-2025 (CONADESUCA, 2024).

Si bien, el bagazo en algunos casos si es utilizado como combustible en el mismo ingenio, no es común que la forma en que se utiliza sea la más optima, debido al contenido de humedad presente en su utilización o su dificultad de transporte y almacenamiento que también generan un problema. Es por ello la propuesta de los pellets, con ello se busca obtener el porcentaje ideal de contenido de humedad, fácil almacenamiento y transporte que nos den el mayor beneficio energético al menor costo.

Objetivo:

Proponer una metodología de peletización del residuo de bagazo de caña para la implementación en procesos de combustión en ingenios azucareros en México, considerando el poder calorífico.

Metodología:

El aprovechamiento energético del bagazo de caña representa una alternativa viable ante el alto consumo de combustibles fósiles en los ingenios azucareros mexicanos, así como ante la necesidad de dar valor a los subproductos generados en el proceso agroindustrial. Si bien el bagazo se utiliza en muchos ingenios como combustible directo, su uso sin tratamiento previo presenta limitaciones significativas: alta humedad, baja densidad y dificultades para su almacenamiento y transporte.

El bagazo de caña es un residuo fibroso generado tras la molienda en los ingenios azucareros, con partículas de hasta 25 mm y alto contenido de humedad (50 %) y fibra (45 %). Químicamente, contiene celulosa (46.6 %), hemicelulosas (25.2 %) y lignina (20–22 %), esta última útil como aglutinante natural en la peletización. Su disponibilidad en el sitio reduce costos logísticos y lo hace apto para valorización energética (ICIDCA, 2000).

En ese sentido, la transformación del bagazo mediante peletización se alinea con las tendencias actuales de cogeneración de alta eficiencia, las cuales han evolucionado desde esquemas tradicionales hacia configuraciones que consideran la producción de energía como producto principal del ingenio. De acuerdo con Diez y Garrido (2023), incluso con procesos optimizados de hidrólisis, convertir una tonelada de bagazo a etanol produce significativamente menos energía (hasta 399,000 kcal menos) que su combustión directa. Por ello, consideran que el valor de uso del bagazo como combustible supera ampliamente su aprovechamiento como materia prima para etanol.

Además, con esquemas modernos de cogeneración, que emplean calderas de alta presión y sistemas Rankine o combinados, se puede cubrir la demanda interna de potencia y calor con solo la mitad del bagazo generado, dejando la otra mitad disponible para la producción de pellets o la generación de electricidad adicional (Diez & Garrido, 2023).

El poder calorífico del bagazo, tanto en su forma seca como húmeda, es un factor determinante para evaluar su viabilidad como biocombustible sólido. Diversos estudios han demostrado que el Poder Calorífico Superior (PCS) del bagazo seco se sitúa alrededor de 4600 kcal/kg, mientras que su Poder Calorífico Inferior (PCI) desciende significativamente con el aumento del contenido de humedad y cenizas, llegando a valores promedio de 3900 a 4250 kcal/kg en condiciones de operación industrial (Agüero et al., s.f.). Esta variabilidad es consecuencia directa de factores como la variedad de caña, el tipo de cosecha (manual o mecanizada), el grado de absorción y el contenido de cenizas elementos que no forman parte estructural del bagazo, pero que impactan negativamente su eficiencia energética. Para obtener pellets de alto rendimiento térmico, la metodología propuesta considera indispensable establecer un control riguroso de la humedad y la limpieza del bagazo previo al proceso de secado y compactación. Así se busca maximizar el PCI del producto final y reducir la necesidad de combustibles fósiles auxiliares en calderas de vapor, optimizando el balance térmico general de los ingenios.

La bioenergía derivada de residuos agroindustriales, como el bagazo de caña, representa una de las principales fuentes renovables a nivel global, con más del 6 % del suministro energético total (IEA, 2023). Países como Brasil, India y algunos de la Unión Europea han adoptado políticas que promueven la cogeneración eléctrica y la producción de biocombustibles sólidos a partir de residuos agrícolas. Estas estrategias contribuyen a diversificar la matriz energética, reducir emisiones y fomentar el desarrollo rural sostenible.

Es importante considerar que el sistema de producción cañero forma parte de un agroecosistema complejo, influenciado por factores sociales, tecnológicos y ecológicos interrelacionados. Investigaciones como la de Armida Alcudia (2010), en el área de influencia del Ingenio Presidente Benito Juárez en Tabasco, han identificado limitantes significativas, como el uso inadecuado de fertilizantes, la baja fertilidad del suelo, la emigración de la mano de obra y prácticas agrícolas poco sostenibles, como la quema de la caña. Estos factores no solo afectan los rendimientos, sino también la sostenibilidad del sistema productivo.

En México, instituciones como el INEEL y el IMP han estudiado el uso energético del bagazo, desarrollando tecnologías para su aprovechamiento eficiente en ingenios. Sus investigaciones han ayudado a adaptar procesos como la peletización a las condiciones locales, impulsando así una transición energética más sustentable y menos dependiente de combustibles fósiles (INEEL, 2017; IMP, 2020).

Por ello, la peletización del bagazo se plantea como una estrategia para mejorar su eficiencia energética y fomentar la reconversión tecnológica del sector cañero. Este proceso transforma un residuo de baja densidad y alto contenido de humedad en un biocombustible sólido, homogéneo y de mayor valor energético. Su uso en sistemas modernos de cogeneración ayuda a reducir emisiones y a disminuir la presión sobre los recursos naturales, además de permitir una producción local que impulsa la economía circular y fortalece los encadenamientos productivos regionales.

Resultados:

El proceso descrito en la *Figura 1. Diagrama de proceso*, resume, paso a paso, cómo se transforma el bagazo de caña en pellets. A continuación, se explica cada etapa de forma clara y técnica.

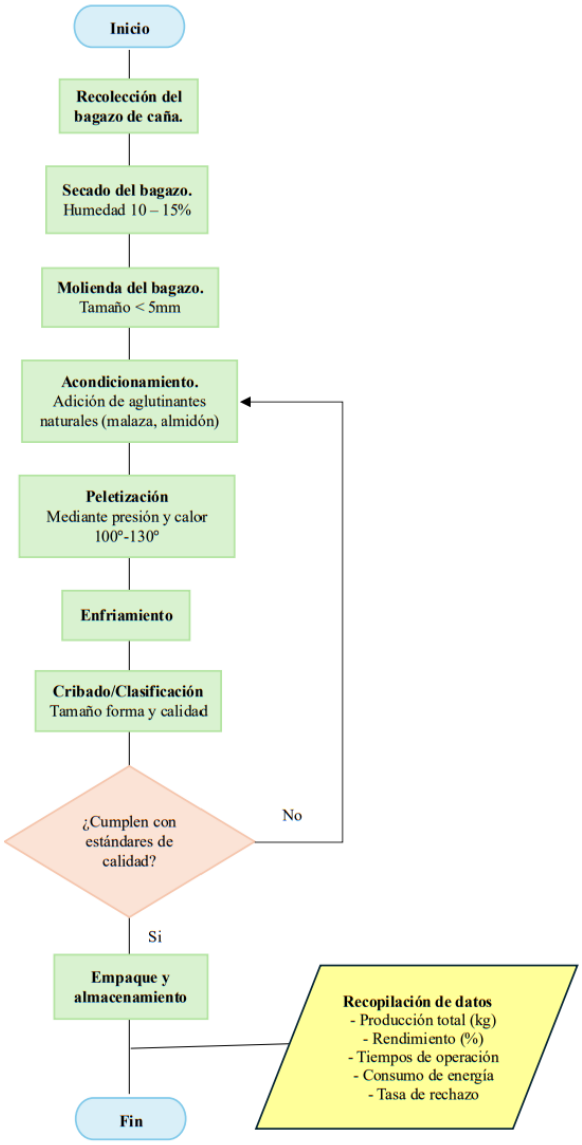


Figura 1. Diagrama de proceso.

1. Recolección del bagazo de caña

El bagazo es el residuo fibroso que queda tras la extracción del jugo de caña en ingenios azucareros. Su alto contenido de celulosa y lignina lo convierte en un biomaterial valioso para aplicaciones energéticas y de biofabricación. Es importante recolectarlo en condiciones que eviten su fermentación y degradación biológica.

2. Secado del bagazo

Para lograr una peletización eficiente, el bagazo debe tener una humedad entre el 10 y el 15%. Un contenido superior impide una compactación efectiva y promueve la formación de vapor, afectando la calidad del pellet.

3. Molienda

El bagazo seco se tritura hasta obtener partículas menores a 5 mm. Esto aumenta la superficie de contacto y mejora la densidad aparente del pellet final. Además, permite una alimentación uniforme al sistema de peletización.

4. Acondicionamiento

En esta etapa, el material puede mezclarse con aditivos naturales como melaza, almidón o aceites vegetales para mejorar la cohesión y la durabilidad del pellet.

5. Peletización

Este proceso ocurre en un molino peletizador, donde el material se somete a alta presión y temperaturas entre 100 y 130°C. La lignina del bagazo actúa como aglutinante natural, fundiéndose y dando forma al pellet.

6. Enfriamiento

Los pellets recién formados tienen una alta temperatura y cierta humedad superficial. El enfriamiento, ya sea mediante sistemas de aire forzado o túneles, permite que se endurezcan y estabilicen, evitando deformaciones durante el almacenamiento.

7. Cribado o Clasificación

Aquí se separan los pellets no conformes (rotos, malformados o con exceso de polvo). Los productos no aptos se redirigen al reproceso.

8. Control de calidad

Se evalúan propiedades como densidad, tamaño, y contenido de finos. Si el pellet no cumple con las normas (por ejemplo, ISO 17225-2 para pellets de biomasa), se redirige a la reprocesamiento.

9. Empaque y almacenamiento

Los pellets aprobados se empacan en sacos o se almacenan a granel en silos. Se requiere un ambiente seco, fresco y ventilado para evitar la degradación del producto por humedad o plagas.

10. Recopilación de datos de producción

Durante todo el proceso, se deben registrar variables como masa procesada, tiempo por lote, consumo energético, tasa de rechazo, y eficiencia general. Estos datos permiten implementar mejoras continuas y evaluar la sostenibilidad del proceso.

Conclusión:

La propuesta metodológica que se desarrolló de peletización del residuo de bagazo de caña, para la implementación en procesos de combustión en ingenios azucareros en México, en la que se consideró el poder calorífico. Se alcanzó el objetivo planteado, mostrandose un diagrama de flujo de proceso condensado, teniendo como variables más importantes, el poder calorífico, el tipo de caldera, la humedad, la estructura del pellet, el aditivo y el tiempo de almacenamiento. Todo lo anterior repercuten finalmente en el costo que representa desde la recolección, secado, procesamiento, almacenamiento y transporte. Este costo se obtendrá en la segunda etapa del proyecto, que ya se esta trabajando en conjunto con el ingenio seleccionado en el estado de Veracruz, México.

Referencias bibliográficas:

Rosas-Calleja, D. (2016). *REVALORIZACIÓN DE ALGUNOS RESIDUOS AGROINDUSTRIALES y SU POTENCIAL DE APLICACIÓN a SUELOS AGRÍCOLAS*. https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/796

Martínez-Nodal, P. C., Rosa-Domínguez, E., Rodríguez-Rico, I., & Leiva-Mas, J. (2017). Caracterización físico-química del bagazo de caña natural utilizado como biosorbente en la remoción de hidrocarburos en agua. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 51(2), 35–39. https://www.redalyc.org/pdf/2231/223154251006.pdf

International Energy Agency (IEA). (2023). *Bioenergy*. Recuperado de https://www.iea.org/energy-system/renewables/bioenergy

Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar (CONADESUCA). (2024). *11º Informe estadístico del sector agroindustrial de la caña de azúcar en México: Zafras 2014–2015 / 2023–2024*. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural.

ISO. (2021). ISO 17225-1:2021 – Solid biofuels — Fuel specifications and classes — Part 1: General requirements. International Organization for Standardization.

ICIDCA (Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Caña de Azúcar). (2000). *Manual de los derivados de la caña de azúcar* (3.ª ed.). La Habana, Cuba: Editorial Revolucionaria.

Agüero, A. C., Pisa, J. R., Agüero, C. J., & Bugeau, A. T. (2004). Poder calorífico del bagazo de caña de azúcar. *Revista de Ciencias Exactas e Ingeniería*, *13*(24), 33-37.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). (2010). *Bioenergía y seguridad alimentaria: El marco analítico BEFS*. Serie sobre el Medio Ambiente y la Gestión de los Recursos Naturales N.º 16. Roma: FAO. https://www.fao.org/3/i2044s/i2044s.pdf

Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias (INEEL). (2017). *Aprovechamiento energético del bagazo de caña mediante tecnologías de combustión y peletización*. Cuernavaca, Morelos: INEEL. https://www.gob.mx/ineel

Instituto Mexicano del Petróleo (IMP). (2020). *Bioenergía, eficiencia energética y sostenibilidad*. Ciudad de México: IMP.

ID 112. CODIGESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS CON GALLINAZA Y BOÑIGA PARA LA PRODUCCIÓN DE ENERGÍA RENOVABLE EN COSTA RICA

Erick Centeno Mora,
Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca. erick.centenomora@ucr.ac.cr
Fabricio Ruiz Murillo
Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca. fabricio.ruizmurillo@ucr.ac.cr

Palabras clave: FORSU, codigestión, digestión anaeróbica, biogás, energía renovable.

Abstract

Costa Rica generates approximately 1.6 million tons of municipal solid waste annually, with a significant proportion corresponding to the organic fraction (FORSU). This study evaluated the anaerobic codigestion of FORSU with poultry manure and cattle manure to enhance biogas production and energy recovery. Biochemical methane potential (BMP) tests were conducted at laboratory scale, using cosubstrate-to-FORSU mass ratios in terms of volatile solids of 25:75, 50:50, and 75:25. Results showed that codigestion with poultry manure improved methane yields by up to 30% compared to FORSU alone, reaching 405 L CH_4/kg VS for the best-performing mixture (25:75 poultry manure:FORSU), while codigestion with cattle manure achieved a more modest 3% increase. Based on experimental data, theoretical national scenarios were developed. Full valorization of FORSU via codigestion with poultry manure could generate approximately 402 GWh/year of electricity, enough to supply around 318,500 households. This would represent 3.43% of Costa Rica's total electricity generation. Despite its limited contribution to the energy matrix, anaerobic codigestion of FORSU offers significant advantages for sustainable waste management and supports the transition toward a circular economy model.

1.- Introducción

En el año 2021, se generaron más de 1,6 millones de toneladas de residuos ordinarios en Costa Rica, de los cuales apenas el 2,7 % fue recuperado y tratado en centros de compostaje municipales o privados (Ministerio de Salud, 2023). Considerando que aproximadamente el 58 % de estos residuos corresponde a la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) (Ministerio de Salud, 2017), y que solo se recuperaron unas 2,4 toneladas durante ese año, se estima que hasta 1 900 toneladas diarias de FORSU continúan siendo dispuestas en rellenos sanitarios o en sitios no controlados.

Ante la actual crisis en la disposición de residuos, vinculada tanto a la limitada vida útil de los rellenos sanitarios existentes (Quesada Webb, 2024) como a la insostenibilidad ambiental del modelo de gestión vigente, el Gobierno de Costa Rica publicó la Política Nacional de Residuos 2023-2032 (Gobierno de Costa Rica, 2023). Esta política incorpora, entre sus ejes temáticos, la investigación, el desarrollo y la innovación tecnológica, con el fin de reducir el porcentaje de residuos dispuestos en vertederos y promover la circularidad en su gestión.

En este contexto, la digestión anaeróbica de la FORSU se alinea plenamente con los objetivos de la Política y representa una alternativa tecnológica prometedora para aprovechar estos residuos. Este proceso permite la generación de biogás con potencial energético, así como la obtención de digestato que puede ser utilizado como mejorador de suelos (Hammes et al., 2000).

Sin embargo, la FORSU es susceptible a acidificarse durante el proceso de digestión anaeróbica (Pramanik et al., 2019), por lo que su codigestión con otros sustratos, tales como residuos agrícolas, puede promover un proceso más estable y una mayor producción de biogás (Obileke et al., 2021).

A pesar de su potencial, este tema ha sido escasamente explorado en Costa Rica. Los estudios experimentales sobre la codigestión de FORSU con otros cosustratos son limitados para la región latinoamericana, y no se han encontrado registros publicados que aborden el potencial de esta alternativa como solución a la problemática de gestión de residuos orgánicos en el país.

2.-Objetivos

El objetivo de este trabajo es evaluar la codigestión de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) con otros cosustratos orgánicos, como gallinaza y estiércol bovino, para la generación de biogás. La evaluación se realizó mediante pruebas a escala de laboratorio, complementadas con el análisis de escenarios teóricos de gestión de estos residuos a escala nacional en Costa Rica.

3.- Metodología

La investigación se separó en dos partes. Una primera experimental y otra de generación de escenarios teóricos a partir de los datos experimentales obtenidos.

Para la fase experimental, se realizaron ensayos de potencial bioquímico de metano (PBM) en muestras de codigestión de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) con gallinaza y estiércol bovino, en proporciones de masa cosustrato:FORSU en términos de

sólidos volátiles de **75:25**, **50:50** y **25:75**. Como controles, se evaluó también la digestión anaeróbica de FORSU sola (proporción **0:100**) y de los cosustratos puros (**100:0**). Todos los ensayos se llevaron a cabo en triplicado. La producción de gas se midió diariamente mediante un método volumétrico manual, utilizando una jeringa esmerilada. Se registraron los volúmenes acumulados de biogás a lo largo del experimento, con el objetivo de comparar el desempeño de las distintas mezclas y proporciones. Las principales características físico-químicas de los sustratos utilizados, determinadas experimentalmente en laboratorio, se presentan en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Características de los sustratos utilizados en los experimentos de codigestión anaeróbica.

Materia Orgánica	pH	%ST	SV/ST	DQO (mg/L)	%C	%N	C/N
FORSU	6,95	20,71	0,87	66 170	46	2,29	20,1
Gallinaza	7,38	48,77	0,49	200 000	27	3,14	8,8
Estiércol bovino	6,75	15,35	0,74	146 000	39	2,59	15,1

La biomasa utilizada como inóculo para los análisis fue tomada de un reactor anaeróbico tipo UASB de escala plena que trata aguas residuales municipales. Esta biomasa tenía un contenido de sólidos de 6,43%, con una relación SV/ST de 0,51.

Los reactores consistieron en botellas de borosilicato de 250 mL, equipadas con tapas adaptadas mediante conexiones a mangueras y válvulas de tres vías, permitiendo la conexión directa a jeringas esmeriladas para la medición del biogás generado, como se muestra en la **Figura 1**.

Figura 1. Aparato experimental para la prueba de PBM: (a) Medición volumétrica de generación de biogás; (b) incubación de muestras.

Todos los reactores fueron mantenidos a una temperatura controlada de 35 ± 1 °C en una incubadora durante el desarrollo de los experimentos. Independientemente de la composición de los cosustratos evaluados, los reactores fueron operados con una relación sustrato/inóculo de 0,5 gSV de sustrato/gSV de inóculo, utilizando una masa inicial fija de 2,88 gSV de inóculo. El *headspace* fue establecido en aproximadamente 40% del volumen total de cada reactor, y este fue inicialmente barrido con nitrógeno puro para eliminar el oxígeno atmosférico de cada reactor antes de iniciar las pruebas.

Las concentraciones de metano se estimaron según composiciones teóricas (Moncayo Romero, 2013) de 61%, 65% y 55% para el FORSU, la gallinaza y el estiércol bovino, respectivamente.

Para la generación de escenarios teóricos, se consideraron los parámetros resumidos en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Parámetros considerados para los modelos generación de biogás a partir de FORSU a nivel nacional

Parámetro	Valor	Unidad	Fuente
Generación de FORSU en el país	1 618 533	ton/año	Ministerio de Salud, (2023)
Contenido energético del metano (PCI)	10	kWh	(Perry et al., 1997)
Eficiencia eléctrica de generador con biogás	35	%	Relea et al., (2005)

Se consideraron porcentajes crecientes de recuperación de FORSU, desde 5% hasta 100%, con distintas condiciones de digestión anaeróbica (FORSU sola, o codigestión con gallinaza y estiércol bovino), usando los datos de mayor producción de biogás obtenidos en la fase experimental. Se estimó el potencial de producción de metano y de energía eléctrica correspondiente, con el fin de evaluar el potencial de valorización energética de las FORSU dentro de la matriz eléctrica nacional.

4.- Resultados y Discusión

4.1. Resultados experimentales de generación de gas a escala de laboratorio

La **Figura 2** muestra los datos experimentales de generación de biogás para las pruebas de codigestión de FORSU con gallinaza (a) y con boñiga bovina (b).

Según se observa en la **Figura 2**, la codigestión de la FORSU con gallinaza y boñiga evidenció un aumento en la generación acumulada de biogás en comparación con la monodigestión de FORSU. La codigestión con gallinaza (**Figura 2a**) permitió alcanzar una producción acumulada de hasta 1163 mL de biogás para la codigestión con 75:25 (FORSU:gallinaza) superando la generación registrada para el FORSU puro (903 mL). De forma similar, en la **Figura 2b**, la codigestión con boñiga bovina mostró un aumento en la producción de biogás, alcanzando hasta 968 mL para la

codigestión con 75:25 (FORSU:boñiga), en comparación con 894 mL de FORSU solo.

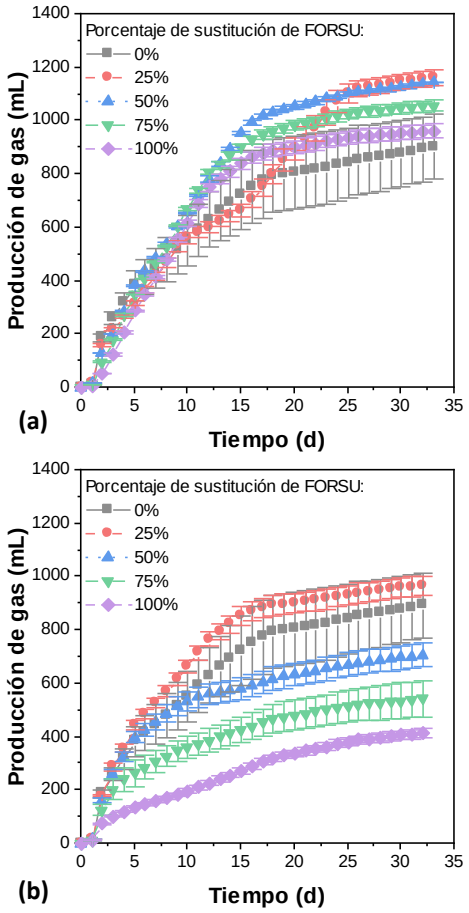


Figura 2. Producción de biogás de pruebas de codigestión de FORSU con: (a) gallinaza; (b) boñiga bovina.

La **Figura 3** muestra los valores de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) de las muestras de codigestión.

La **Figura 3** confirma las ventajas de la codigestión de FORSU con cosustratos de origen animal, en este caso gallinaza y boñiga bovina. En la codigestión con gallinaza (**Figura 2a**), se observó una mayor producción de metano en las mezclas 25:75 y 50:50 (Gallinaza:FORSU), con un rendimiento máximo alcanzado en la mezcla 25:75. De manera similar, para la codigestión con boñiga bovina (Figura 2b), la mezcla 25:75 también presentó el mayor rendimiento en generación de metano.

El efecto positivo de la codigestión fue más notable en sustituciones del 25% al 50% de cosustrato para la gallinaza, probablemente debido a la optimización de la sinergia entre sustratos, mejorando la disponibilidad de nutrientes, equilibrando la relación carbono/nitrógeno y favoreciendo la actividad microbiana. A niveles superiores de sustitución (75% y 100%), la producción de metano tendió a estabilizarse o incluso disminuir ligeramente, sugiriendo posibles fenómenos de inhibición o desbalances nutricionales.

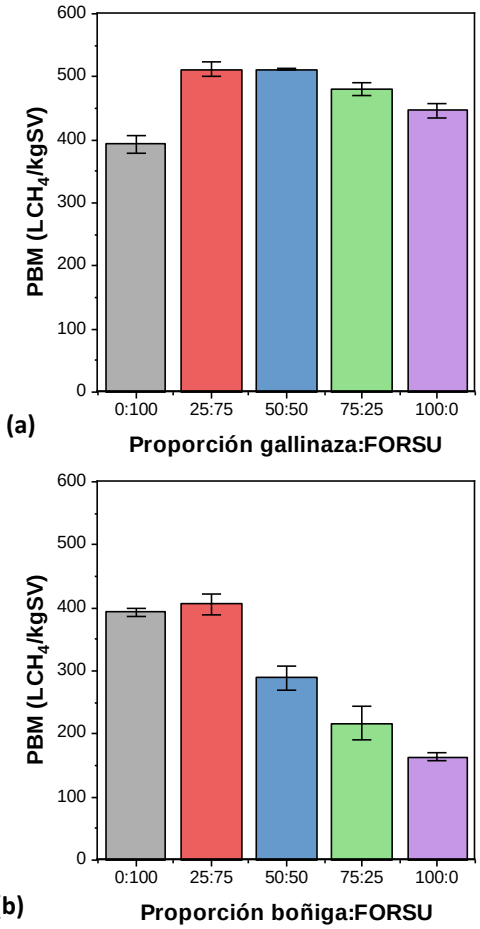


Figura 3. Resultados experimentales de potencial bioquímico de metano para codigestión de FORSU con: (a) gallinaza; (b) boñiga bovina.

Este comportamiento fue particularmente marcado en la boñiga bovina, donde la digestión individual alcanzó apenas 163 L CH_4/kg SV, en contraste con 405 L CH_4/kg SV obtenidos en la mezcla 25:75. Desde la perspectiva de valorización de la FORSU, la codigestión con gallinaza incrementó la producción de metano hasta en un 30% por kilogramo de sólidos volátiles respecto a la digestión de FORSU puro, mientras que la boñiga bovina apenas aportó un incremento del 3%, posicionando a la gallinaza como el cosustrato preferente.

4.2. Análisis energético de escenarios de codigestión de FORSU en Costa Rica

La **Figura 4** muestra los resultados de los escenarios de generación de metano y energía según el porcentaje de recuperación de FORSU en Costa Rica, considerando que anualmente se genera aproximadamente 1 618 533 toneladas.

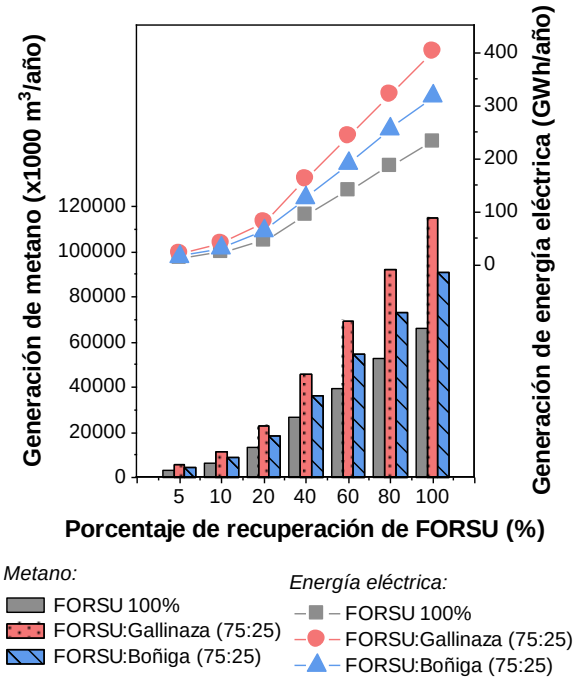


Figura 4. Resultados de los escenarios de generación de biogás y energía eléctrica a partir de la FORSU, sola o con codigestión con gallinaza o boñiga bovina.

La **Figura 4** muestra el potencial de valorización energética de la FORSU en Costa Rica. A modo de ejemplo, recuperando el 20% de la FORSU disponible, se estima una generación de hasta 22,983 miles de m^3 de metano anualmente mediante codigestión con gallinaza, equivalente a aproximadamente 80,4 GWh de energía eléctrica. Esto podría dar energía eléctrica a aproximadamente 23 mil hogares, considerando un consumo promedio de unos 290 kWh.

El incremento en la producción de metano mediante codigestión es importante, alcanzando hasta un 73% y 38% más en comparación con la digestión de FORSU solo, cuando se utiliza gallinaza y boñiga bovina, respectivamente.

Según los resultados experimentales de este trabajo, es posible afirmar que, en el caso de la gallinaza, este incremento se debe a la mayor producción de metano por unidad de MV y al incremento neto de MV, mientras que para la boñiga la mayor parte del incremento se puede asociar al incremento de MV.

Por otro lado, el máximo potencial de generación eléctrica, para el caso de 100% de recuperación de la FORSU y codigestión con gallinaza, ascendería a unos 402 GW-h/año, que podrían beneficiar a unos 318 500 hogares. No obstante, esta generación máxima teórica representaría apenas un 3,43% de la generación eléctrica nacional, estimada en 11 716 GWh/año (Datosmacro.com, 2024). Esta cifra permite dimensionar que, si bien la digestión anaeróbica de FORSU constituye una estrategia viable de aprovechamiento energético, su impacto en la matriz eléctrica nacional sería relativamente modesto.

En este contexto, las ventajas más relevantes de implementar sistemas de digestión anaerobia de FORSU para generar electricidad radicarían en su contribución a la gestión integral de residuos y a la aplicación de principios de economía circular, más que en su aporte energético per se.

Futuros estudios deberían explorar el potencial de valorización del biogás no sólo para generación eléctrica, sino también para producción de calor o biometano, el cual podría sustituir parte del gas licuado de petróleo actualmente utilizado en el país. Asimismo, la valorización agrícola del digestato como fertilizante o mejorador de suelos representa otra línea estratégica que merece investigación adicional.

5.- Conclusiones

Los resultados experimentales demostraron que la codigestión de FORSU con gallinaza o boñiga bovina mejora la producción de biogás y metano en comparación con la monodigestión de FORSU. La codigestión con gallinaza, en particular, permitió incrementos de hasta un 30% en la producción de metano por unidad de sólidos volátiles.

A escala nacional, el aprovechamiento de la FORSU en Costa Rica podría generar hasta 402 GWh/año de energía eléctrica mediante codigestión, en el escenario muy optimista de que el 100% de la FORSU se valorizara energéticamente. Este potencial sería suficiente para abastecer aproximadamente a 318.500 hogares. Aunque su contribución representaría un aporte modesto del 3,43% al total de la matriz eléctrica nacional, su implementación constituiría una estrategia clave para avanzar en la gestión integral de residuos sólidos urbanos y fomentar la economía circular en el país.

En ese sentido, la valorización de FORSU mediante digestión anaerobia representa una oportunidad relevante para fortalecer la sostenibilidad energética y ambiental en Costa Rica.

6.- Referencias

Datosmacro.com. (2024). *Costa Rica - Consumo de electricidad*. https://datosmacro.expansion.com/energia-y-medio-ambiente/electricidad-consumo/costa-rica

Gobierno de Costa Rica. (2023). *Política Nacional para la gestión integral de residuos 2023-2033*.

Hammes, F., Kalogo, Y., & Verstraete, W. (2000). Anaerobic digestion technologies for closing the domestic water, carbon and nutrient cycles. *Water Science and Technology*, *41*(3), 203–211. https://doi.org/10.2166/wst.2000.0073

Ministerio de Salud. (2017). *Costa Rica reduce depósito de residuos en los vertederos en un 5%*. https://www.ministeriodesalud.go.cr/index.php?option=com_content&view=article&id=917

Ministerio de Salud. (2023). *Estado de la situación de la gestión integral de residuos en Costa Rica*.

Moncayo Romero, G. (2013). *Biodigestores - Manual Práctico de Diseño* (Aqua limpia Beraten de Ingenieure, Ed.; 1st ed.). Aqualimpia.

Obileke, K. C., Nwokolo, N., Makaka, G., Mukumba, P., & Onyeaka, H. (2021). Anaerobic digestion: Technology for biogas production as a source of renewable energy—A review. In *Energy and Environment* (Vol. 32, Issue 2, pp. 191–225). SAGE Publications Inc. https://doi.org/10.1177/0958305X20923117

Perry, S., Perry, R. H., Green, D. W., & Maloney, J. O. (1997). *Chemical Engineers ' Handbook* (7th ed.). McGraw-Hill. https://doi.org/10.1021/ed027p533.1

Pramanik, S. K., Suja, F. B., Zain, S. M., & Pramanik, B. K. (2019). The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. *Bioresource Technology Reports*, *8*(July), 1–15. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100310

Quesada Webb, A. (2024). Costa Rica está en “crisis” por agotamiento de vida útil de rellenos sanitarios, según ministra de Salud. *Ameila Rueda*.

Relea, F., Jiménez, E., González, E., Cabré, J., Haberbauer, M., Ayats, A., Broto, F., Comellas, L., Ribas, C., Gotor, G., Roig, E., & Vallmitjana, N. (2005). *MICROPHILOX - Energy recovery from Landfill’s Biogas by the use of microturbines and biological removal of hydrogen sulphide and siloxanes*. https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=laymanReport&fil=LIFE05_ENV_E_000319_LAYMAN.pdf

ID 113. PROPUESTA DE METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DE CARBAMATOS PRESENTES EN MUESTRAS DE SUELO DE CULTIVO DE PAPA, EN LA COMUNIDAD LA GLORIA, VERACRUZ, MÉXICO

Banda Velasco Fernanda, Domínguez Almaraz Wendy Shaddai, García Villanueva Luis Antonio, Manuel Jalomo Ricardo, Niño Aguirre Andres
Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad No. 3000, Alcaldía Coyoacán, C.P. 04510 Ciudad Universitaria, Ciudad de México
fer.bvelsc@gmail.com, shaddaidominguez78@gmail.com, lagvillanueva@ingenieria.unam.edu, ricardojalomo2025@gmail.com, andresnino@comunidad.unam.mx

Palabras clave:
Carbofuran, carbamatos, HPLC-DAD, plaguicidas

Abstract:
In recent years, potato production has increased significantly in Mexico due to increases in food demand. The Trans-Mexican Volcanic Belt serves as a major region for potato farming due to its favorable soil conditions. The need to increase production has prompted the use of synthetic pesticides, sometimes, to become indiscriminate.
Potato crops in La Gloria, Veracruz, are often treated with carbofuran to eradicate pests and maximize crop yields. However, excessive usage of this product has led to accumulation thereof in farming soil and bodies of water, thus, highlighting the importance of reliable methods for carbamate identification in soil.
High Performance Liquid Chromatography with Diode Array Detector (HPLC-DAD) provides an effective method of quantifying carbamates in soil samples, even in low concentrations. Therefore, this approach proves useful for the proposed methodology towards determining the concentration of carbamates in the soil of potato crops in La Gloria, Veracruz, Mexico.

Introducción:

El cultivo de papa en La Gloria, Veracruz, México ha experimentado un notable crecimiento por la creciente demanda de esta (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, 2020). Para lograr los rendimientos esperados en estos cultivos, se utilizan plaguicidas, en particular carbamatos, para combatir las plagas. Entre estos, destaca el carbofurano (Furadan, en su nombre comercial), un carbamato de amplio uso en la agricultura por su acción por contacto e ingestión y su alta eficacia; pero también es altamente tóxico para el ser humano (Vallejo J. y Horacio S, 2021). El uso intensivo ha propiciado su acumulación en suelos y aguas, por lo que se considera un contaminante de importancia mundial. (Mendoza, B, 2023)

Para cuantificar los carbamatos en los suelos de La Gloria, esta propuesta emplea el método analítico de Cromatografía Líquida de Alta Eficiencia acoplada a un detector de arreglo de diodos (HPLC-DAD), caracterizado por su alta precisión y sensibilidad (Gómez L, 2024). El detector de arreglo de diodos capta señales a diferentes longitudes de onda de manera simultánea, esto ayuda a distinguir los diferentes carbamatos presentes (Zhu, R. et al, 2014). De esta manera, se facilita una evaluación exhaustiva de los riesgos para la salud pública y el medio ambiente.

Objetivo:

Proponer una metodología para determinar la concentración de Carbamatos presentes en muestras de suelo obtenidas de terrenos de producción de papa en la comunidad La Gloria, Veracruz, con el fin de

evaluar el riesgo a la salud de las poblaciones, a través de la metodología analítica por cromatografía líquida de alta eficiencia con detector de arreglo de diodos (HPLC-DAD).

Metodología:
Para la elaboración de la presente propuesta, se empleó la investigación documental para identificar guías y normativas existentes para el muestreo de suelos agrícolas y la identificación y cuantificación de plaguicidas presentes en los mismos. Para el procedimiento de muestreo de suelos se usó la norma NOM-AA-105-1988 de México, la Guía para la toma de muestras de residuos de Plaguicidas, Agua, Sedimento y Suelo de Chile, y la Guía para el Muestreo de Suelos del Ministerio del Ambiente de Perú.
Resultados y discusión (propuesta de metodología):

Muestreo

El muestreo se realizará de acuerdo con la *NOM-AA-105-1988. Plaguicidas - determinación de residuos en suelo método de toma de muestras* y se complementará con las directrices de las guías de Chile y Perú empleadas.

1. **Delimitación del área**

   Identificar las parcelas donde se ha implementado el uso de carbamatos, la unidad de muestreo consistirá en un área menor a 5 hectáreas, donde el terreno no sea aparentemente uniforme. La toma de muestras debe realizarse aproximadamente 15 días antes de la siembra del cultivo.

2. **Aparatos y equipo**

   - Barreno tipo tornillo
   - Cubeta de lámina con tapa, de capacidad mínima de 10 litros.
   - Guantes de hule.
   - Bolsas de plástico nuevas, de resistencia comprobada, con capacidad de 2.5 Kg.

3. **Tipo de muestras: Combinadas**

Muestras de 1 kg de suelo constituidas por homogeneización de 10 submuestras tomadas en forma de zigzag, libres de restos vegetales y piedras.

4. **Muestreo en Zigzag:**
   1. Trazar una línea diagonal en el área de muestreo.
   2. Fijar los puntos de muestreo en zigzag, asegurándose de que estos puntos estén distribuidos uniformemente a 5 metros de la diagonal, excluyendo 20 metros en los extremos.

5. **Profundidad de las muestras:**

   Las muestras deben tomarse desde la superficie hasta una profundidad de 30 cm, esto permite evaluar la presencia de carbamatos y evitar excesos que pudieran estar en la superficie. (Benitez, P., et al, 2020)

6. **Almacenamiento de muestras**

Para el almacenamiento de las muestras para identificación de carbamatos, se preserva la misma a una temperatura de 4°C por máximo 14 días y se debe de contener en los siguientes recipientes:

- Frasco de vidrio de boca ancha, con tapa y sello de teflón.
- Bolsas de plástico resistentes y nuevas, con capacidad de 2.5 kg.

7. Etiquetado:

Las finales deben etiquetarse con la siguiente información: nombre del responsable del predio, localización, fecha y hora de la toma, superficie del lote, y nombre del recolector.

8. Transporte

Las muestras deben enviarse de inmediato al laboratorio, protegidas para evitar contaminarlas, y no transportarse junto con sustancias que puedan contaminarlas.

Extracción de plaguicidas en suelo

Tratamiento previo de la muestra

Se debe secar la muestra a temperatura ambiente para luego pulverizarla y tamizarla a través de un tambor de 1 milímetro. La muestra sólida se muele para aumentar la superficie de contacto con el disolvente.

Extracción mediante Soxhlet

Para la extracción de plaguicidas en suelo, se usa el método 3540 de la EPA. Este proceso garantiza un estrecho contacto de la matriz de la muestra con el disolvente de extracción. (EPA, 1996)

Resumen del método:

Preparación de la muestra:

- La muestra sólida se muele.
- Se mezclan 10 g de la muestra con una cantidad adecuada de sulfato de sodio anhidro (Na_2SO_4). Este se utiliza como un agente deshidratante para mejorar la eficiencia.

Montaje del Sistema Soxhlet:

- Se coloca la mezcla en un cartucho o bolsa de extracción.
- Este se coloca en el tubo de extracción Soxhlet, montado sobre un matraz de fondo redondo.
- Se llena el matraz con el disolvente apropiado.

Los solventes que pueden utilizarse son

1. **Acetona: cloruro de metileno** (Zhu R., et al. 2014)
2. **Acetona: Hexano** (Benitez, P., et al. 2020)

Proceso de Extracción:

- El sistema se calienta de manera continua para evaporar el disolvente. Los vapores ascienden a través de un tubo de refrigeración y luego condensan en el cartucho de extracción.
- El condensado pasa a través del cartucho que contiene la muestra mezclada con Na_2SO_4, disolviendo los compuestos orgánicos presentes.
- Cuando el disolvente alcanza un nivel determinado, se drena al matraz y se repite el ciclo varias veces, para asegurar la extracción efectiva de los compuestos orgánicos.

Recuperación del Disolvente:

- Después de completar el proceso de extracción, el disolvente se evapora mediante un calentamiento, dejando atrás los compuestos orgánicos extraídos.

Los compuestos orgánicos se analizan con HPLC-DAD.

Metodología analítica HPLC-DAD

La metodología descrita a continuación se basa en la investigación *Residuos de plaguicidas en suelos de uso agrícola y riesgo de exposición en la microcuenca de los Zarzales, municipio Rivas Dávila, estado Mérida, Venezuela*.

Preparación del equipo:

- Utilizar un equipo de HPLC Agilent modelo 1200, que consta de:
  - Bomba binaria
  - Desgasificador
  - Inyector manual Rheodyne de 100 µL
  - Compartimiento termostático para columna
  - Detector de arreglo de diodos (DAD)
- Asegurarse de que los parámetros del sistema estén configurados y que el software ChemStation esté listo.

Selección de la columna:

- Utilizar una columna de fase reversa C18 Spherisorb con las siguientes características:
  - Tamaño de partícula: 5 µm
  - Dimensiones: 4.6 × 250 mm

Preparación de la fase móvil:

- **Fase móvil A**: Preparar metanol en agua (20 %), ajustado a pH 4.6 con ácido fosfórico.
- **Fase móvil B**: Preparar metanol en agua (90 %), pH 4.6.

Programa de elución:

- Establecer un gradiente lineal que vaya de 0 % a 100 % de fase móvil B en un periodo de 115 minutos.
- Mantener un flujo constante de 0.7 mL/min durante la separación.

Inyección:

- Inyectar 100 µL de la muestra en el sistema HPLC.

Condiciones de detección:

- Monitorear la absorbancia de los compuestos en tres longitudes de onda: 220 nm, 230 nm y 300 nm.
- Los compuestos se identifican con base en su tiempo de retención y los espectros de absorbancia.

Cuantificación de los plaguicidas:

- Realizar la cuantificación con el método del estándar externo, comparando los picos obtenidos con los de los estándares conocidos.

Análisis de los datos:

- Analizar los datos cromatográficos obtenidos mediante el software ChemStation para la interpretación y elaboración de informes.

Conclusiones:
El método HPLC-DAD representa una herramienta confiable y eficaz para determinar la presencia y concentración de carbamatos presentes en muestras de suelo. Al complementarla con guías para muestreo en suelos agrícolas, se desarrolló una propuesta integral para la identificación de carbamatos en el suelo de La Gloria, Veracruz, México. Esto permitirá llevar a cabo investigaciones a profundidad sobre los riesgos a los que están expuestos la población y el medio ambiente derivado del uso de carbamatos en los cultivos locales.

Referencias bibliográficas:

Benitez, P., et al. (2020). Residuos de plaguicidas en suelos de uso agrícola y riesgo de exposición en la microcuenca de los Zarzales, municipio Rivas Dávila, estado Mérida, Venezuela. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992019000200307#B17

Cano García, A., et al. (2022). Determinación y cuantificación de residuos de plaguicidas en suelo y agua en pastizales del noreste de México, hábitat del perrito de la pradera mexicano. *Revista Mexicana De Mastozoología (Nueva Época)*, *12*(1), 33–48. https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2022.12.1.347

Cevallos, R. et.al. (2023). Métodos para la degradación de pesticidas (carbamatos) en matrices acuosas. (17. agosto.2024).

CONAGUA (2024). Calidad del agua en México. *Indicadores de Calidad del Agua superficial.* https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua

DOF. (1988). NORMA Oficial Mexicana NOM-AA-105-1988. Plaguicidas - determinación de residuos en suelo método de toma de muestras. (10.agosto.2024). https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4735980&fecha=17/05/1988#gsc.tab=0

EPA (1996). METHOD 3540C SOXHLET EXTRACTION. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3540c.pdf

EPA (2024). reconocimiento y manejo de los envenenamientos por pesticidas. Sexta edición.https://espanol.epa.gov/sites/default/files/2018-07/documents/reconocimiento_y_manejo_de_los_envenenamientos_por_pesticidas-_quinta_edicion.pdf

Gobierno de Chile. (2006). Guía para la toma de muestras de residuos de Plaguicidas, Agua, Sedimento y Suelo. https://bibliotecadigital.ciren.cl/server/api/core/bitstreams/16059cdf-f353-4a40-a2a4-644e1bdd6f92/content

Gómez, L (2024). Validación y análisis de carbamatos como Aldicarb, Carbofurano y sus metabolitos en muestras de suelos por cromatografía líquida acoplado a un espectrómetro de masas. [Tésis de Maestría, Universidad Nacional Mayor de San Marcos].https://cybertesis.unmsm.edu.pe/item/bdbb7d04-6f9c-4c34-91cd-c3f6ca7dbc3c

INEGI (2005). Guia para la identificación de cartografía. *Climatología.* https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825231781/702825231781_1.pdf

INEGI (2006). Red hidrográfica digital de México. Escala 1:250000 Edición 1.https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598428

INEGI (2015). Guía para la interpretación de la cartografía: *Edafología. Serie III.* https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825076221.pdf

INEGI (2024). Conjunto Nacional de información edafológica. Escala 1:250 000 Serie III. https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=794551118313

Mendoza, B. (2023) Intoxicación por carbamatos como causa de síndrome colinérgico y diferencias en el tratamiento de la intoxicación por organofosforados (08.septiembre.2024).https://www.medigraphic.com/pdfs/medintmex/mim-2023/mim234p.pdf

Mendoza, L y Yupanqui L. (2023). Determinación del grado de contaminación por presencia de plaguicidas en suelos de cultivo de papa en la localidad de sucaraylla, andahuaylas. [Tesis de licenciatura, Universidad San Ignacio de Loyola] https://repositorio.usil.edu.pe/server/api/core/bitstreams/fbfac1a6-77aa-4e56-99cb-9cd1fa294957/content

Ministerio del ambiente, Perú. (2014). Guía para el muestreo de suelos. https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp-content/uploads/sites/22/2013/10/GUIA-PARA-EL-MUESTREO-DE-SUELOS-final.pdf

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, (2020). La papa como alimento básico. (16. agosto.2024). Recuperado de: https://www.gob.mx/agricultura/articulos/la-papa-como-alimento-basico

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2019). La papa, el cuarto cultivo de mayor producción en el mundo. (16. Agosto.2024). Recuperado de: https://www.gob.mx/agricultura/articulos/la-papa-como-alimento-basico

Vallejo, J y Horacio S. (2021). Ruralidad y estrategias adaptativas: producción de papa y leche en dos localidades de la región centro de Veracruz. (18. agosto.2024). Recuperado de: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2448-57052021000300069

Zhu R., et al. (2014). Determination of Carbamate and Triazol Pesticides in Soil Using QuEChERS with Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. Asian Journal of Chemistry, 26(19). https://asianpubs.org/index.php/ajchem/article/view/26_20_34/3905

ID114. Propuesta del Plan de Gestión Integral para el Manejo de los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos en la Ciudad de México

IXTCHEL MONSSERRAT ABARCA SALGADO
LUIS ANTONIO GARCÍA VILLANUEVA
FERNANDO GUTIÉRREZ TORRES
ÁNGEL MUÑOZ CARRASCO
MARIO IVÁN PINEDA BAUTISTA

Palabras clave:
Gestión Integral, Residuos Electrónicos, Contaminación, Sustentabilidad

Abstract:

The increasing generation of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) in Mexico City, estimated at over 112,000 tons annually, poses an environmental and public health risk due to the improper handling of toxic materials such as lead, cadmium, and chromium.

This project proposes an integrated management plan for WEEE, which includes updating the local inventory, identifying and formalizing collection centers, and implementing a pilot plant for the recovery of non-ferrous metals and other economically valuable components.

The planned actions include documentary research, field surveys, and laboratory tests, with the aim of establishing processes for the collection, separation, and treatment of WEEE that reduce environmental impact and promote a circular economy.

The project also integrates training activities, scientific outreach, and the development of human resources, with the goal of contributing to the construction of a sustainable public policy for WEEE management in Mexico City.

Introducción:

La innovación y la globalización económica propician un proceso constante de sustitución, renovación y desecho de RAEE. Ello produce mundialmente entre 20 a 50 millones de toneladas al año de residuos electrónicos, que representan de 1 a 3% de la generación mundial de residuos sólidos urbanos (INECC, 2013).

El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) elaboró el Inventario Nacional sobre RAEE, para esto, consideró cinco aparatos electrónicos que representan el mayor consumo actual y futuro en México y son las fuentes principales de residuos electrónicos: televisores, computadoras personales de escritorio y portátiles, aparatos de sonido, teléfonos fijos y teléfonos celulares (INECC, 2013).

La vida útil promedio estimada para los diferentes aparatos electrónicos es de tres años para teléfonos celulares, cinco años para las computadoras, seis años para teléfonos inalámbricos, seis años para reproductores de sonido y diez años para televisores.

La estimación de RAEE generados de 2006 a 2010, fue de 1,408,529 ton. La generación se compone de los siguientes aparatos; televisores, computadoras, aparatos de sonido, teléfonos fijos y celulares.

La Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), se seleccionó por su gran densidad de población con un elevado número de consumidores de aparatos electrónicos y a su intensa actividad económica, la generación de RAEE en esta zona se estima en 112,490 ton para 2010 .

En México, hasta en el año del 2010, se generaron 307,224 ton de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos ("RAEE"), de las cuales 112,490 ton se generan en la Ciudad de México y área metropolitana (INECC, 2013), esta cifra seguirá en aumento dado el desarrollo tecnológico y los patrones de consumo de la población.

Hoy en día se desconoce el porcentaje del destino final de los RAEE, las "estimaciones para América Latina indican que entre 57% y 80% de estos residuos terminan en basureros o se acumula sin procesar en hogares y empresas; entre 5% y

15% se destina a recuperación y reúso de partes y equipos; entre 10% y 20% se somete a reciclado primario (plásticos y metales ferrosos), y un magro 0.1% es aislado y recibe tratamiento certificado de contaminantes", estas pueden ser tomadas como base para México, por la similitud de ciertos indicadores económicos (INECC, 2013).

Muchos de los materiales que componen a los RAEE son residuos peligrosos, por ejemplo: Cadmio, Plomo, Cromo y Policloruro de Vinilo (PVC) (Maldonado N., 2010). Esto causa gran preocupación, ya que el destino que tienen los RAEE son los tiraderos no controlados donde existen prácticas de quema a cielo abierto para la recuperación de metales o para la reducción de volumen, donde no existen sistemas de control de lixiviados, permitiendo la liberación de metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes al aire, agua y suelo (INECC, 2013).

Tan solo un teléfono celular está constituido por plástico en un 45%, vidrio 3,8%, Plata 0,24%, Cobre 10%, entre otros materiales de valor comercial, que podrían ser recuperados tras el tratamiento adecuado (Magalini, 2015), y evitar que se sigan explotando los recursos naturales.

El estado mexicano cuenta con el Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos que en su artículo 19 una de las clasificaciones de residuos de manejo especial, es la de Residuos Tecnológicos provenientes de las industrias de la informática, fabricantes de productos electrónicos, o de vehículos automotores, y otros que, al transcurrir su vida útil, por sus características, requieren un manejo específico (Maldonado N., 2010). Sin embargo, no se hace una clasificación por tipo de aparato o dispositivo, como si se cuenta, por ejemplo, en la Unión Europea (Electrónicos, 2012).

El que no exista una legislación y estrategia de gestión que obligue a los productores y consumidores a gestionar de una manera adecuada los RAEE, implica que no se aprovechen los materiales con valor económico y que los residuos peligrosos no se manejen adecuadamente, provocando daños al ambiente.

Un estudio del INECC de 2010 indica que, considerando computadoras, televisores, aparatos de sonido, teléfonos fijos y celulares, son los productos de mayor uso en hogares y empresas. Se estima que se generaron 307.224 toneladas del total se recicla de manera formal aproximadamente el 10%, 40% permanece almacenado en casas habitación o bodegas y cerca de 50% llega a rellenos sanitarios o tiraderos no controlados (INECC, 2013).

La creación de una planta de reciclaje con las instalaciones adecuadas en la que se lleven actividades de recolección, separación, recuperación y comercialización de materiales a partir de los RAEE será de gran ayuda para aumentar el volumen de residuos tratados que se generan en la Ciudad de México, así mismo la elaboración de un manual con los lineamientos adecuados para el manejo integral de los RAEE para la Ciudad de México.

Lo anterior ayudará a recuperar los materiales con un valor económico, minimizando la explotación de recursos naturales, así como dar un tratamiento adecuado para el almacenamiento y la disposición de los residuos peligrosos contenidos en los RAEE, evitando futuras implicaciones ambientales y problemas de salud pública. Reduciendo el impacto al medio ambiente en la Ciudad de México, principalmente impidiendo que se mezclen en los rellenos sanitarios provocando lixiviados.

Objetivo

Realizar una propuesta para la elaboración de un plan de gestión integral para el manejo de los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) en la Ciudad de México, considerando la recolección, separación y tratamiento que reduzcan el impacto ambiental y promuevan la economía circular.

Metodología

El desarrollo del proyecto se estructurará en tres fases principales: actividades de gabinete, actividades de campo y actividades de laboratorio. Cada fase tiene actividades específicas que contribuyen al logro de los objetivos del plan de gestión integral para el manejo de los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE).

A continuación, se describe detalladamente cada fase:

Fase I: Actividades de Gabinete

Se realizará la recopilación y análisis de información sobre políticas internacionales, mejores prácticas y normativas relacionadas con el manejo de RAEE.

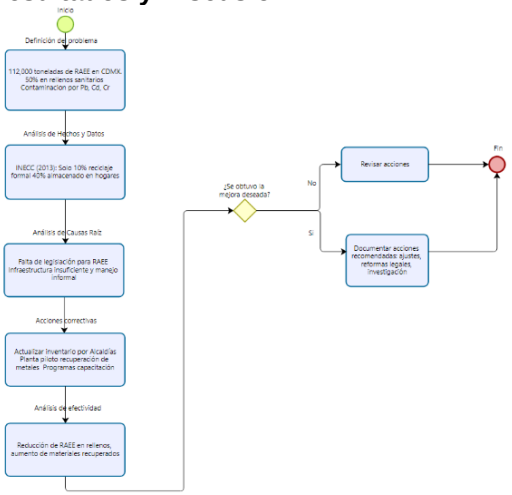
Se identificarán los componentes reciclables de mayor valor, como metales no ferrosos, y se mapearán los centros autorizados mediante herramientas de georreferenciación.

Además, se recabarán datos sobre la generación de RAEE en la CDMX por alcaldía, para diseñar un proceso integral de

gestión que abarque desde la recolección hasta la disposición final.

Fase II: Actividades en Campo
Esta fase se llevará a cabo en sitios específicos para verificar la información obtenida en la fase de gabinete y llevar a cabo una recolección directa de datos sobre los RAEE en la ciudad.
Inicialmente, se realizarán visitas a los centros de manejo autorizados para verificar los volúmenes de RAEE gestionados, las zonas de cobertura y los procesos involucrados en su tratamiento.
Fase III: Actividades de Laboratorio
Por último, en esta fase, se llevará a cabo la parte experimental del proyecto, enfocada en la recuperación de materiales valiosos de los RAEE.
Se realizarán pruebas piloto en el laboratorio para evaluar la eficiencia de los procesos fisicoquímicos en la recuperación de metales no ferrosos y otros componentes útiles de los RAEE.
Las muestras de los productos recuperados serán sometidas a una caracterización fisicoquímica detallada, para determinar su calidad y potencial de valorización en el mercado.

Resultados y Discusión



Se espera que esta iniciativa contribuya significativamente a la gestión adecuada de estos residuos, alineándose con las normativas ambientales vigentes y actualizando el inventario de RAEE con datos detallados por alcaldías.

Un aspecto clave del proyecto es la formalización de centros no autorizados, integrándolos a un sistema regulado que garantice un manejo más eficiente y seguro de los residuos.

Esto, junto con la puesta en marcha de la planta piloto, permitirá reducir el impacto ambiental al evitar la disposición inadecuada en rellenos sanitarios y minimizar la contaminación por lixiviados.

Además, la recuperación de metales con valor económico promoverá la economía circular, transformando los residuos en recursos reutilizables.

Para asegurar un impacto duradero, el proyecto incluye estrategias de educación ambiental, como capacitaciones y talleres dirigidos a la población, con el fin de fomentar una cultura de manejo responsable de los RAEE.

De esta manera, no solo se abordará el problema desde un enfoque técnico, sino también social, posicionando a la Ciudad de México como un referente en la gestión sostenible de residuos electrónicos y protegiendo tanto la salud pública como el medio ambiente.

Conclusiones

Se realizó una propuesta para la elaboración de un plan de gestión integral para el manejo de los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) en la Ciudad de México, en la que se consideró la recolección, separación y tratamiento que redujeron el impacto ambiental y promovieron la economía circular.

El proyecto de gestión integral para el manejo de los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE) en la Ciudad de México representa una respuesta estratégica ante el creciente desafío ambiental y sanitario que estos residuos generan.

A través de un enfoque multidisciplinario que combina investigación documental, trabajo de campo y experimentación en laboratorio, se ha diseñado un plan que no solo busca mitigar los impactos negativos de los RAEE, sino también transformarlos en recursos valiosos mediante la recuperación de metales no ferrosos y otros materiales reutilizables.

Referencias Bibliográficas

SEDEMA (2014), Inventario de Residuos Sólidos, Ciudad de México.

Ministerio del Ambiente de Perú (MINAM) (2014), *Gestión y Manejo de los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos*, Lima, Perú.

Maldonado N., Diana Olivia, (2010), *Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos; Análisis de Impacto Ambiental y Alternativas de Manejo. Caso Estudio: Ciudad Universitaria UNAM*, Ciudad de México.

Magalini, Federico, *E-Waste en América Latina. Estadístico u Recomendaciones de Política Pública*, UNU-IAS, 2015.

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) 2013, *Los Residuos Electrónicos en México y el Mundo*, Ciudad de México.

Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos, *Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos RAEE*, Diario Oficial de la Unión Europea, 2012.

Román M., Guillermo J., *Diagnóstico sobre la generación de Residuos Electrónicos en México*, México D.F., INE, 2007.

Y.-C. Yang, Waste Electrical and Electronic equipment (WEEE) managment in Korea: generation, collection, and recycling systems, Korea del Sur, 2010, Waste Managment Reserc

In Korea II

ID 115. WASTE MANAGEMENT IN VETERINARY CLINICS: INADEQUACIES AND KNOWLEDGE REGARDING DISPOSAL

Nilva Lúcia Rech Stedile[1], Adriane Carine Kappes[2], Brenda Picoli Gheno[3], Scheila de Avila e Silva[4], Vania Elisabete Schneider[5]

[1] Municipal Government of São Marcos, São Marcos, RS, Brazil (nlrtedi@ucs.br)
[2] Municipal Government of Caxias do Sul, RS, Brazil (ackappes@hotmail.com)
[3] University of Caxias do Sul (UCS) – Caxias do Sul, RS, Brazil – Graduate Program in Biotechnology (PPGBIO) (bpgheno@ucs.br)
[4] University of Caxias do Sul (UCS) – Caxias do Sul, RS, Brazil – Graduate Program in Biotechnology (PPGBIO) (sasilva6@ucs.br)
[5] Institute for Disaster Research (IPD), Graduate Programs in Civil Engineering (PROEC) and Water Resources (PRORH), Federal University of Sergipe (UFS), Sergipe, Brazil (veschnei@ucs.br)

Abstract

The management of Healthcare Waste (HW) resulting from human and animal healthcare activities must comply with current Brazilian legislation through legal, regulatory, and normative instruments. This study aimed to identify and assess inadequacies in veterinary establishments and to evaluate professionals' knowledge regarding HW management. The data revealed deficiencies in waste segregation, with errors mainly related to the classification of recyclable and chemical waste, and better performance regarding identifying sharps. Concerning waste treatment, 24.3% of respondents could not identify any treatment category, and only 5.4% answered correctly; 59.5% demonstrated a lack of knowledge regarding final disposal. These findings underscore the crucial role of veterinary professionals in addressing these issues. They highlight the need for continuous education programs and the inclusion of this topic in academic training. Adopting educational and structural measures is essential to ensure proper waste management, thereby minimizing risks to public health and the environment.

Keywords: Health Care Waste; Veterinary Waste; Waste Management; Handling Inadequacies.

1. INTRODUCTION

Facilities that provide human or animal healthcare services are classified as generators of Health Care Waste (HCW), as established by RDC No. 222/2018 (Brazil, 2018). This regulation sets out the responsibilities of waste generators, including the proper segregation, packaging, labeling, and disposal of waste. Managing such waste is the generator's responsibility, including any resulting environmental damage. This responsibility encompasses handling any incidents that may occur throughout the various stages of waste management, holding the legal representative of the establishment administratively, civilly, or criminally liable for environmental harm, per Law No. 9,605/1998 (Brazil, 1998). Additionally, Regulatory Standard No. 32 (Brazil, 2011) assigns responsibility to the employer for occupational accidents involving HCWs. This standard outlines specific safety measures and procedures to be followed in healthcare waste management, including the use of personal protective equipment, proper waste segregation, and the prevention of needlestick injuries.

Although veterinary clinics are covered under the legislation (Brazil, 2010), regulatory enforcement has primarily focused on human healthcare (Stedile et al., 2015), leaving gaps in managing animal-origin waste. Such waste may contain pathogenic agents of zoonotic diseases—parasitic or otherwise—such as salmonellosis, toxoplasmosis, rabies, and giardiasis (Weese; Peregrine; Armstrong, 2002a; Sobsey et al., 2006). Microorganisms like *Giardia* spp. can remain viable for up to two months (Rivera et al., 2002; Castro-Hermida et al., 2009), increasing the risks associated with improper handling (Skowronski et al., 2010). Law No. 12,305/2010 (Brazil, 2010) establishes shared responsibility among waste generators, manufacturers, consumers, and public services.

2. OBJECTIVES

To identify the main inadequacies in handling Health Service Waste (HSW) observed in animal health care services and to assess the knowledge of the professionals responsible for the categorization, segregation, handling, identification, packaging, treatment, and disposal of HSW.

3. METHODOLOGY

This study employed a quantitative-descriptive field research approach, as defined by Marconi and Lakatos (1996), aiming to outline and analyze the reality of HCW management in veterinary establishments. The investigation was conducted in a large municipality in Rio Grande do Sul, based on a list of 262 establishments registered with the Environmental Health Surveillance Agency. Of these, 37 services were selected for data collection.

Two main instruments were used: (a) a structured interview script to profile the establishments and assess the knowledge of veterinary professionals regarding HCW management; and (b) a direct observation guide, applied on-site to verify practices carried out during each stage of the process. When necessary, the researchers conducted observations and supplemented them with questions directed to the technical managers.

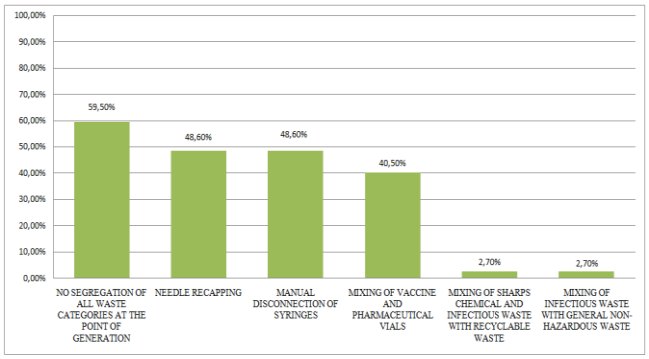
Participant selection was based on the following inclusion criteria: consent from the technical manager; signing the Free and Informed Consent Form (FICF); and the establishment being registered as a veterinary clinic, practice, or hospital. Services that did not meet these conditions were excluded.

Data were organized in Microsoft Excel 2018® spreadsheets and analyzed using descriptive statistics. The study focused on two main aspects: (1) direct observation of the segregation, packaging, and identification stages of waste handling; and (2) structured interviews addressing nonconformities in management, classification of 42 types of waste, treatment methods used, and the final destination of each category. This study is part of a broader research project and was approved by the Research Ethics Committee under opinion No. 620.792/2014.

4. RESULTS AND DISCUSSION

The data reveal several nonconformities in the management of veterinary HCWs. In the storage stage, 97.3% (36) of the institutions required manual opening containers for infectious waste, violating RDC 222/18, which mandates pedal-operated mechanisms. In 81.1% (30) of the establishments, appropriate containers were lacking, including for hazardous waste. Regarding labeling, 94.6% (35) did not display risk symbols for chemical waste, and 83.8% (31) lacked such symbols for infectious waste. In 54.1% of cases, no waste typology was indicated on the containers, and 24.3% had no risk description. Most services did not have a Waste Management Plan (WMP), which is crucial for ensuring systematic and safe waste management. The absence of a WMP can lead to inconsistent and potentially unsafe waste management practices, increasing the risk of accidents and environmental harm. Segregation was identified as the most critical stage, as improper segregation compromises all subsequent steps. The nonconformities observed at this stage, according to the definitions and guidelines established by regulatory instruments (Brazil, 2004; 2005; 2010; 2011; 2018), are presented in Graph 1.

Graph 1 – Distribution of Nonconformities Related to the Segregation Stage of Health Care Waste in the Analyzed Veterinary Services



Source: Developed by the authors using data from the direct observation instrument, 2025.

The data show that in 59.5% (22) of the evaluated veterinary establishments, the segregation of HCWs is not correctly carried out at the point of origin for all categories. Hazardous waste—such as chemicals, sharps, and infectious materials—is frequently transported between areas prior to segregation, a practice prohibited by legal regulations due to occupational risks.

Significant noncompliances were also observed, such as needle recapping in 48.6% (18 establishments) and manual disconnection of syringes in 48.6% (18 establishments), both of which are expressly prohibited by NR 32 (Brazil, 2022) due to the increased risk of occupational accidents. Another noteworthy finding was mixing vaccine and pharmaceutical vials in 40.5% (15 establishments), which complicates proper treatment and final disposal. Vaccine vials must be incinerated or sent to specific landfills, whereas pharmaceutical vials are classified as chemical waste and require a different treatment process.

Instances of hazardous waste being mixed with recyclables occurred in 2.7% (1 establishment), and infectious waste being mixed with general waste was also identified in 2.7% (1 establishment), both of which increase risks to public health and

the environment. The main factor identified was the professionals' lack of knowledge regarding waste classification and proper handling, which compromises all subsequent stages of waste management (Stedile et al., 2015).

The absence of appropriate containers at waste generation points exacerbates this issue. Chemical and infectious waste are among the least properly segregated (37.8% and 29.7%, respectively), followed by general waste (27%) and recyclables (21.6%). In contrast, sharps are more frequently segregated correctly, with only 16.2% (6 establishments) displaying segregation errors, possibly due to the ease of identifying such items as hazardous.

The results reveal significant deficiencies in waste classification by veterinary professionals. Although 73% (27) correctly classified saline solution bottles as recyclable, 27% assigned them to incorrect categories, such as infectious or chemical, or reported not using the item. For saline bottles containing medication, only 43% (16) correctly identified them as chemical waste. Improper disposal of such items, mainly when classified as recyclable, poses occupational risks to waste pickers and contributes to environmental damage.

regarding surgical procedures, are likely contaminated. As highlighted in previous studies, a lack of knowledge regarding RDC 222/2018 (Brazil, 2018) and the Waste Management Plan (WMP) undermines proper handling.

As for pharmaceutical waste, only 24% (9) correctly classified chemotherapy vials as chemical waste, while 11% (4) incorrectly categorized them as infectious. Syringes containing medication were also misclassified: only 35% (13) were correctly identified, while the remainder were confused with infectious or sharp waste. Similar classification errors were found with vaccine vials, antibiotics, and even clean cotton, which was classified as contagious waste by 35% (13), unnecessarily increasing waste treatment costs.

Other types of waste, including urine and feces from infected animals, batteries, and carcasses, were also incorrectly classified. These errors are particularly concerning as they may lead to serious accidents, especially among waste pickers. These results indicate the urgent need for professional training and the effective implementation of the WMP in veterinary establishments.

The data show that only 5.4% (2 establishments) of the professionals interviewed answered all questions correctly regarding the treatment of HCW, indicating minimal knowledge on the subject. Many confused treatment with other stages of waste management or chose not to respond. Most could only correctly classify a few categories of waste, demonstrating a lack of comprehensive understanding of the management process.

This scenario is similar to that identified by Koch, Siegloch, and Agostinetto (2022), who reported deficiencies in HCW management in dental clinics, particularly in the public sector, and a general lack of knowledge and failure to implement WMPs. These findings reinforce that the issue extends across different areas of healthcare.

Regarding final waste disposal, this study observed that 59.5% (22) of professionals were unable to correctly identify the destination of their waste. This gap undermines the professionals' shared responsibility and poses risks to the environment and the legal operation of the establishments since correct treatment and disposal are legal requirements.

The lack of knowledge is directly related to the absence or superficial treatment of the topic in the curricula of health-related academic programs. Corrêa et al. (2005) had already identified this gap at a higher education institution in Rio Grande do Sul, emphasizing the exclusion of the subject in programs such as Veterinary Medicine. Most professionals interviewed stated that their limited knowledge had been acquired primarily through regulatory inspections, with no prior academic preparation. These findings reinforce the urgent need to integrate the topic more consistently into educational training and continuing education for health professionals.

Gonçalves et al. (2020) also observed shortcomings in the management of HCWs in veterinary hospitals, particularly in terms of non-compliance with legislation, the absence of personal protective equipment (PPE), inadequate use of spaces for storing infectious waste, and insufficient containers for proper segregation. The authors also noted a lack of professional training regarding legal standards, best segregation practices, and the absence of an effective WMP. These findings show that weak HCW management compromises institutional biosafety and that curriculum revisions are needed in health education programs. In addition, further studies in different regions are essential. As noted by Koch, Siegloch, and Agostinetto (2022) in the context of dentistry, this issue transcends specialties and affects multiple healthcare sectors.

5. CONCLUSIONS

The study concludes that the improper management of HCWs in veterinary clinics poses significant biological, chemical, and physical hazards, leading to risks for human health and the environment. Several critical shortcomings were identified, including the absence of appropriate containment devices, the lack of a WMP, and significant gaps in professional knowledge related to waste identification, segregation, treatment, and final disposal. These inadequacies are primarily associated with the limited inclusion of HCW management in veterinary medical education.

The lack of technical preparedness contributes to unsafe practices that jeopardize the safety of workers, animals, pet owners, and society. In light of this, the study emphasizes the importance of integrating HCW management more comprehensively into academic training and promoting ongoing professional development for practitioners. Continuous health education is an essential strategy to reduce risks, enhance sustainability, and ensure compliance with legal and sanitary

regulations.

6. REFERENCES

Brazil. (1998). Law No. 9.605, of February 12, 1998. Provides for criminal and administrative sanctions arising from conduct and activities harmful to the environment and other provisions. Brasília (DF), February 17. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm (accessed 30 November 2015).

Brazil. Brazilian Association of Technical Standards (ABNT). (2004). NBR 10004: Solid Waste – Classification. Rio de Janeiro. https://analiticaqmcresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf (accessed 11 September 2024).

Brazil. National Environment Council (CONAMA). (2005). Resolution No. 358/05. Provides for the treatment and final disposal of health service waste and other provisions. Brasília (DF). https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=453 (accessed 11 September 2024).

Brazil. (2010). Law No. 12.305, of August 2, 2010. Establishes the National Solid Waste Policy; amends Law No. 9.605 of February 12, 1998; and provides other measures. Brasília (DF), August 3. http://www.jusbrasil.com.br/diarios/7190459/pg-3-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-03-08-2010 (accessed 30 November 2015).

Brazil. Ministry of Labor and Employment (MTE). (2011). Regulatory Norm (NR) No. 32 – Occupational safety and health in health services. Brasília (DF), August 31. http://portal.mte.gov.br/images/Documentos/SST/NR/NR32.pdf (accessed 30 November 2015).

Brazil. National Health Surveillance Agency (ANVISA). (2018). Collegiate Board Resolution – RDC No. 222, of March 28, 2018. Regulates Good Practices for the Management of Health Service Waste and provides other measures. Brasília (DF). https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2018/rdc0222_28_03_2018.pdf (accessed 22 April 2022).

Brazil. Ministry of Labor and Employment. (2022). NR 32 – Occupational Safety and Health in Health Services. Brasília (DF). https://www.gov.br/trabalho-e-emprego/pt-br/acesso-a-informacao/participacao-social/conselhos-e-orgaos-colegiados/comissao-tripartite-partitaria-permanente/arquivos/normas-regulamentadoras/nr-32-atualizada-2022-2.pdf (accessed 11 September 2024).

Corrêa, L. B., et al. (2005). Knowledge of solid health service waste in academic training: a contribution from environmental education. Interface – Communication, Health, Education, 9(18), 571–584. http://www.scielo.br/pdf/icse/v9n18/a08v9n18.pdf (accessed 10 November 2015).

Castro-Hermida, J. A., Ortega, Y. R., Cama, V. A., Meza, R., & Bern, C. (2009). Detection of Cryptosporidium spp. and Giardia duodenalis in surface water: a health risk for humans and animals. Water Research, 43(17), 4133–4142. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/19576608/ (accessed 5 August 2024).

Gonçalves, C. da S., Nazarí, M. T., Silva, P. L. C., Peruchin, B., Corrêa, É. K., & Corrêa, L. B. (2020). Biosafety in a veterinary hospital: the perspective of waste generators on hospital waste. Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento, 9(3), e194932758. https://doi.org/10.33448/rsd-v9i3.2758 (accessed 5 May 2025).

Koch, B., Scigloch, A. E., & Agostineto, L. (2022). Management of health service waste by dental surgeons in the Planalto Serrano Catarinense region. Interações, 23(4), 959–977. https://www.scielo.br/j/inter/a/5DZLPmBkW9FgQJ57fN6nYYQ (accessed 22 April 2024).

Marconi, M. D. A., & Lakatos, E. M. (1996). Research techniques: planning and execution of research, sampling and research techniques, data elaboration, analysis, and interpretation. 3rd ed., Atlas, São Paulo, Brazil. https://docente.ifrn.edu.br/olivianeta/disciplinas/copy_of_historia-i/historia-ii/china-e-india/view (accessed 11 September 2024).

Rivera, M., Garcia, M., Villarroel, J., Farías, C., & Flores, J. (2002). Intestinal giardiasis. Mini-review. Investigaciones Clínicas, 43(2), 119–128. https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0535-51332002000200007 (accessed 29 April 2024).

Skowronski, J., Silva, R. S., Borges, K. A., & Gimenes, C. A. (2010). Studies on health service waste generated in the Veterinary Hospital of a public university in Mato Grosso do Sul. Engenharia Ambiental, 7(2), 145–162. http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:jYQzNrJcCUJ:ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/include/getdoc.php%3Fid%3D1134%26article%3D421%26mode%3Dpdf (accessed 10 November 2015).

Sobsey, M. D., et al. (2006). Pathogens in animal wastes and the impacts of waste management practices on their survival, transport, and fate. In: Rice, J. M., Caldwell, D. F., & Humenik, F. J. (Eds.), Animal Agriculture and the Environment, ASABE, St. Joseph, USA, pp. 609–666. https://fyi.extension.wisc.edu/manureirrigation/files/2014/03/ASABE_2006_Pathogens-in-Animal-Wastes-and-Impacts-of-Waste-Management-Practices.pdf (accessed 29 April 2024).

Stedile, N. L. R., Schneider, V. E., & Silva, R. M. (2015). Management of health service waste from different generating sources: an individual and collective health issue (Chap. 19, pp. 351–372). In V. E. Schneider & N. L. R. Stedile (Eds.), Health Service Waste: An Interdisciplinary Perspective. EDUCS. https://www.ucs.br/site/midia/arquivos/ebook_residuos.pdf (accessed 11 September 2024).

Weese, J. S., Peregrine, A. S., & Armstrong, J. (2002a). Occupational health and safety in small animal veterinary practice: Part I

– Nonparasitic zoonotic diseases. Canadian Veterinary Journal, 43, 631–636. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12170843 (accessed 29 April 2024).

Av. Rómulo Betancourt No.2154 Torre Bellbank, Sector Renacimiento, Distrito Nacional, Santo Domingo, R.D
info@eco5rd.gob.do

XI CONGRESO INTERAMERICANO DE RESIDUOS SÓLIDOS

Trabajo Técnico

INTERVENCION Y CIERRE TECNICO DE VERTEDEROS A CIELO ABIERTO EN LA REPUBLICA DOMINICANA EN EL AÑO 2023-2024.

SUSTENTANTES

Ing. Ányelo Ortiz Rodríguez Msc
Licda. Dolores de Salas Abreu
Ing. Sergio Fidel Breton Sanchez
Agrim. José Miguel Mañón Martinez Msc

Santo Domingo, D.N.

16 de mayo, 2025

ID 116. INTERVENCIÓN Y CIERRE TÉCNICO DE VERTEDEROS A CIELO ABIERTO EN LA REPUBLICA DOMINICANA EN EL AÑO 2023-2024.

INTRODUCCION

La República Dominicana ha avanzado en la actualización de su legislación ambiental y en la adopción de buenas prácticas internacionales para el cierre de vertederos En nuestro país, la mayoría de los sitios de

disposición final (SDF) son vertederos a cielo abierto operados de manera inadecuada. El Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MMARN) ha comenzado a establecido los instrumentos regulatorios relacionados directamente con la gestión de los residuos sólidos, a través de la Ley 225-20, Pero además En el año 2021 se promulgó el Reglamento 320-21, Reglamento General para la aplicación del mismo. también en el 2021, MMARN emitió la Resolución 0036-2021 sobre el Plan de Regularización de SDF Existentes. contando con la primera ley y planes regulatorios específica en gestión de residuos sólidos del país.

ABSTRACT:

Solid waste management in the Dominican Republic faces significant challenges, the lack of environmental education, makes it urgent to find solutions that include the implementation of intervention measures and technical closure of open-air landfills, from this need was born the creation of the ECO5RD executing unit through decree No. 62-21, with the intention of remediating and building transfer stations in different parts of the country. seeking to minimize risks associated with leachate, gas emissions and soil and water pollution, and also promoting the recovery of space and the integration of ecological and socially responsible solutions, it should be noted that the correct execution of these closures contributes to the transition towards waste management systems with more sustainable alternatives aligned with international standards and national environmental policies.

La gestión de residuos sólidos en la República Dominicana enfrenta desafíos significativos, la falta de educación ambiental, hace urgente la búsqueda de soluciones que incluyen la implementación de medidas de intervención y cierre técnico de vertederos a cielo abierto, de esta necesidad nace la creación de la unidad ejecutora ECO5RD mediante el decreto No. 62-21, con la intención de remediar y construir estaciones de transferencia en diferentes puntos del país, buscando minimizar riesgos asociados al lixiviado, emisiones de gases y contaminación del suelo y agua, y promoviendo además la recuperación del espacio y la integración de soluciones ecológicas y socialmente responsables, cabe destacar que La correcta ejecución de estos cierres contribuye a la transición hacia sistemas de gestión de residuos con alternativas más sostenibles alineadas a los estándares internacionales y políticas ambientales nacionales.

OBJETIVO GENERAL:

Implementar la intervención y cierre técnico de vertederos a cielo abierto en la Republica Dominicana en el año 2023-2024.

METODOLOGIA:

- Enfoque mixto (cualitativo y cuantitativo)
- Revisión documental y análisis de casos.
- Trabajo de campo con entrevistas, talleres y visitas técnicas.
- Análisis de datos cualitativos y cuantitativos.
- Participación comunitaria y consulta con stakeholders**.**

RESULTADOS

Resultados y logros

Se han llevado a cabo labores de remediación para devolver los sitios a un estado ambientalmente seguro, incluyendo la revegetación y el saneamiento del terreno, hemos ha avanzado hacia sistemas de gestión más sostenibles, incluyendo la implementación de rellenos sanitarios controlados., actualmente estamos realizando campañas de sensibilización sobre la importancia de la gestión adecuada de residuos con programas de reciclaje y la protección del medio ambiente, promoviendo La participación comunitaria a

través de jornadas de siembra.

DISCUSION.

Cierre de vertederos a cielo abierto: Se han cerrado varios vertederos en diferentes regiones del país, como son : Municipio de Haina, Provincia Higüey, Provincia Samaná, Municipio Las Terrenas, Municipio de Nagua, Estos cierres incluyen la clausura física , la construcción de estaciones de transferencia, con su respectiva estación de pesaje , también hemos dado apoyo a sitios de disposición final en la Provincia de san Cristóbal, Municipio de Sosua , Municipio de San Luis , Municipio Santo Domingo Este, y Punta Cana, estos cierres técnico consisten en la cobertura del sitio con capas de tierra, compactación y la instalación de sistemas de control de lixiviados y gases, hemos realizado estas intervenciones con el fin de minimizar impactos ambientales, en los lugares mencionados fueron colocados tubos de desfogue y/o chimeneas manteniendo un monitoreo constante de los gases emitidos, realizamos este arduo trabajo actuando siempre en cumplimiento con las normativas ambientales y de salud pública. De lo cual hasta ahora se han obtenido los resultados esperados.

Retos y desafíos pendientes

La cobertura aún no es total en todas las regiones, y algunos sitios continúan operando de manera informal o sin las medidas adecuadas. Es necesario fortalecer la infraestructura de gestión de residuos, promover la separación en origen y ampliar los ampliar los programas de reciclaje. programas de reciclaje.

CONCLUSIONES.

el cierre técnico de vertederos a cielo abierto en la República Dominicana ha producido resultados positivos en la mejora ambiental y sanitaria del país. Sin embargo, aún persisten desafíos que requieren un esfuerzo continuo, inversión en infraestructura y educación ambiental para lograr una gestión sostenible de residuos en toda la nación.

HAINA 168,120.00 ,HIGUEY 73,123.00, SAMANA, 35,640.00 , LAS TERRENAS 62,640.00,NAGUA 69,480.00.

la intervención y cierre técnico de los vertederos a cielo abierto en la República Dominicana durante 2023-2024 representan un paso crucial hacia la gestión ambiental sostenible y la protección de la salud pública. La clausura y cierre técnico de vertederos han contribuido a disminuir la contaminación, mejorar la calidad del aire, reducir riesgos sanitarios y promover prácticas de manejo de residuos más responsables. Sin embargo, aún persisten desafíos relacionados con la implementación de soluciones definitivas y la sensibilización de la población. Es fundamental continuar fortaleciendo las políticas ambientales, invertir en infraestructura adecuada y promover la educación ambiental para garantizar una gestión de residuos eficiente y sostenible en el país.

Referencias bibliográficas.

1- Sawanobori, T., De León, P., Chalas, M., Pérez, Y., López, E. y Tapia, C. (2023). Manual de cierre y rehabilitación sitios de disposición final existentes: Proyecto de Fortalecimiento de la Capacidad Institucional en el Manejo Integral de los Residuos Sólidos (FOCIMIRS) Fase 2. Santo Domingo: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA).

URI: https://bvearmb.do/handle/123456789/4494

2- Pérez, S. et al. (2022). Programa de Gestión Integral y Sostenible de Residuos Sólidos en el Gran Santo Domingo: perfil de proyecto. [Lugar de edición no identificado]: Banco Interamericano de Desarrollo (BID). Recuperado de:

URI: https://bvearmb.do/handle/123456789/5569

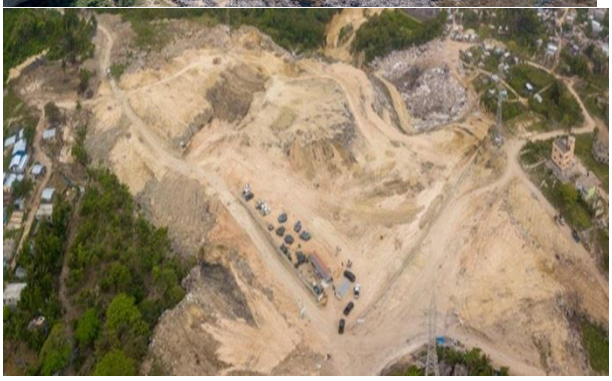
3- Nakada, F., De León, P., Chalas, M., Pérez, Y., Gañán, A., López, E. y Tapia, C. (2023). Manual de construcción sitios de disposición final nuevos: Proyecto de Fortalecimiento de la Capacidad Institucional en el Manejo Integral de los Residuos Sólidos (FOCIMIRS) Fase 2. Santo Domingo: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales ; Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA).

URI: https://bvearmb.do/handle/123456789/4493

4- Fideicomiso Público-Privado para la Gestión Integral de Residuos Sólidos (2022). Plan Estratégico Institucional Fideicomiso Público-Privado para la Gestión Integral de Residuos Sólidos [DO] Sostenible 2022-2024. Santo Domingo: Fideicomiso Público-Privado para la Gestión Integral de Residuos Sólidos.

URI : https://bvearmb.do/handle/123456789/5064

5 - Jiménez, T. (2021). Generación de lixiviados en vertederos [Trabajo Fin de Grado]. Universidad de Sevilla.



DESPUES

DESPUES

Anyelo.ortiz@eco5rd.gob.do
Fidel.breton@eco5rd.gob.do
Dolores.Desalas@eco5rd.gob.do
Jose.manon@eco5rd.gob.do

ID 117. VALORIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS COMO BIOCOMBUSTIBLES GASEOSOS Y BIOFERTILIZANTES

Ana Laura Zapata-Morales[1], Iván Moreno-Andrade[2]
[1,2]Laboratorio de Investigación en Procesos Avanzados para el Tratamiento de Aguas, Instituto de Ingeniería, Unidad Académica Juriquilla, Universidad Nacional Autónoma de México, Querétaro, México
[1]AZapataM@iingen.unam.mx, [2]IMorenoA@iingen.unam.mx

Palabras Clave

Biofertilizante, Biogás, Digestatión Anaerobia, Residuos Sólidos Urbanos.

Abstract

The organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) represents a major component of urban waste, primarily composed of food residues from restaurants, markets, and cafeterias. This study evaluates the potential of OFMSW as a substrate for biogas production and the reuse of its anaerobic digestate as a biofertilizer. Two sampling sources (a municipal recycling facility and a local restaurant) were characterized to determine energy potential and fertilization properties. Biohydrogen ws produced. Hydrogen production was obteined succesfully as 31 mL H_2/g TS added. Methane generation in the case of study fo the Queretaro state in Mexico, was estimated at 90 Nm³ CH_4/ton of fresh biomass, resulting in a potential annual yield of over 22 million Nm³ CH_4. This energy could supply electricity for more than 52,000 inhabitants. Digestate from FORSU of a restaurant, revealed high organic load (as COD), nutrients (Ca, Mg, Al), and volatile fatty acids (acetate, propionate, valerate). Germination assays using cucumber and tomato seeds demonstrated enhanced growth and development, particularly in tomato plants, suggesting that digestate improves seedling emergence and growth compared to water-only controls. These findings support the dual valorization of OFMSW as both a renewable energy source and an effective agricultural input, offering a sustainable waste management strategy for urban environments.

Introducción

Los residuos sólidos urbanos (RSU) se pueden definir como aquellos residuos generados en las casas habitación resultado del uso de materiales que se utilizan en las actividades domésticas, productos como envases, empaques, residuos que se generan de otras actividades dentro de establecimientos y vías públicas con características domiciliarias. La composición de estos residuos es: 31% residuos susceptibles de aprovechamiento, el 46% a residuos orgánicos y el 22% a “otros residuos” (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2020). Por otro lado, la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), engloba los desechos que se generan y se caracterizan por ser una mezcla de alimentos provenientes de cafeterías, centrales de abasto, residuos de jardín y papel mientras que los residuos sólidos orgánicos (RSO) no contienen desechos de jardín (Palmisano y Barlaz, 1996). Los RSO son el objeto de estudio de este documento, ya que este desecho puede ser aprovechado para la producción de metano, sin embargo, la complejidad de este residuo se ha convertido en un reto tanto para el tratamiento y la valorización.

Los residuos sólidos orgánicos, especialmente los alimentarios, se generan a partir del desecho de alimentos, mayormente de

cafeterías, supermercados y centrales de abastos; por lo que se usan técnicas para poder aprovechar estos desechos. La digestión anaerobia se da de forma natural en los vertederos, pero el biogás que se produce se libera en la atmósfera o se usa para la producción de energía (Palmisano y Barlaz, 1996).

Desde hace tiempo la digestión anaerobia de los residuos sólidos orgánicos se han utilizado ampliamente como una forma de recuperación de energía de forma gaseosa (hidrógeno y metano). El uso de técnicas como la digestión anaerobia es un proceso prometedor y sostenible para el tratamiento de este tipo de residuos, debido a que, se puede usar como fuente de energia y aditivos ricos en nitrógeno para uso en el compostaje (Walter *et al.*, 2016; Dong *et al.,* 2010).

Objetivos

El objetivo del trabajo es evaluar el uso de la FORSU como sustrato para la generación de biogás y su posible uso como biofertilizante. Se expora el caso de estudio de a) la FORSU obtenida en el estado de Querétaro para la generación de energía y b) los digestatos de tratamiento anaerobio de la FORSU de un restaurante como biofertilizante.

Metodología

Muestreo de FORSU

Se realizó el muestreo de FORSU para el estudio de generación de biogás y el uso de digestatos: 1) FORSU de la planta recicladora del municipio de Querétaro, México, para la evaluación del potencial energético y 2) FORSU de un restaurante de la ciudad de Querétaro, México.

Para el caso de la FORSU de la recicladora, se recolectó 0.5 toneladas de RSO e n la planta para su posterior caracterización. Para el caso del muestreo de FORSU generada en un reataurante, se recolectaron 20Kg diaraiamente durante una semana, obteniendo una muestra compuesta de la semana. Se realizó la caracterización de los dos tipos de FORSU de acuerdo a (Jimenez et al., 2022).

Generación de biohidrógenoy a partir de FORSU

Se evaluó la producción de H_2 en un pruebas en lote en un equipo AMPTS (Bioprocess Control) de acuerdo a según Carrillo et al (2019). Las condiciones de operación fueron una concentración de 5 y 10 gVS/L, una temperatura de 37 °C, una carga de trabajo de 360 mL, una agitación de 120 rpm y un pH inicial ajustado a 7.5 sin ajustes posteriores durante la prueba. La relación sustrato/inóculo fue de 2.7.

Generación de Biogás (metano) a partir de FORSU

Para el cálculo del biogás generado, se consideró un potencial promedio de generación de metano en un sistema de digestión anaerobia a partir de de RSO de 90 N-m^3CH_4/ton biomasa fresca (Base de datos de sustratos potenciales para la generación de biogás en México, Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático 2017-2020). Considerando la producción de FORSU y un generador con tecnología CHP, para generar calor (Ec. 1) o electricidad (Ec 2; Carrillo-Reyes et al., 2021), se obtuvo el potencial energético del estado de Querétaro.

$$E_{out,calor} = P_{CH4}\xi\eta_{calor} \qquad \text{Ec.1}$$

$$E_{out,electricidad} = P_{CH4}\xi\eta_{electricidad} \qquad \text{Ec.2}$$

Donde

P_{CH4}: producción de metano (m^3CH_4 /año).

ξ: poder calorífico inferior del metano (35.8 MJ/m^3CH_4 o 10 kWh/m^3CH_4).

η_{calor}: eficiencia de conversión del metano a calor (%), aquí se considera del 35%.

$\eta_{electricidad}$: eficiencia de conversión del metano a electricidad (%), aquí se considera del 55%.

Uso de digestato como biofertilizante

La FORSU recolectada del restaurante fue molida para disminuir el tamaño de partícula (<1 mm) y se realizó su tratamieto po medio de un digestor anaerobio operando con un tiempo de retención hidráhulica de 20 d. El digestato obtenido fue caracterizado determinando el pH, contenido de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y demanda química de oxígeno (DQO), utilizando los métodos estándar de acuerdo con APHA (2017). Se realizó la cuantificación colorimétrica de carbohidratos por el método Dubois et al., (1951), así mismo se realizó la cuantificación de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) que comprende nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal y se analizaron los ácidos grasos volátiles (AGV) mediante un cromatógrafo de gases Agilent Technologies, con detector de ionización de flama y se analizó también el contenido de metales, como K, Ca, Pb, Cu, Al, Ni, Na, Mg, Mn, Zn y Fe en un equipo de absorción atómica.

Para determinar si existe un efecto positivo del digestato en la germinación de semillas, se realizó un ensayo para evaluar el crecimiento en semillas de pepino y jitomate, usando lo equivalente a 4 mL por m^2. Se midió la longitud del brote y radícula.

Resultados y Discusión

Caracterización de la FORSU

Los residuos fueron separados de acuerdo con su composición en: orgánicos (ROL), vidrio, papel, plástico, madera, huesos y metales. Posteriormente cada uno de los metales fueron pesados para determinar el porcentaje de la composición de cada residuo, los resultados se muestran en la tabla 1.

Tabla 2. Determinación de subproductos de la FORSU

Material	**Peso (kg)**	**Peso (%)**
ROL	165.5	78.8
Papel	25.6	12.2
Plástico	10.7	5.1
Vidrio	6.2	3.0
Metales (aluminio)	0.5	0.2
Madera	1.1	0.5
Huesos	0.5	0.2
Total	**210.2**	**100**

Potencial de generación de hidrógeno

La mayor producción de H_2 se obtuvo en los reactores con una concentración de 15 g TS/L, donde se utilizó el OFMSW seleccionado como sustrato. Se alcanzó un volumen acumulado de 167 ± 20 mL de H_2 y un rendimiento de 31 ± 3 mL de H_2/gST. La Tabla 2 muestra la producción experimental de H_2 el volumen máximo de hidrógeno producido y el rendimiento de H_2. La composición del sustrato tiene una influencia clara en la producción de hidrógeno.

Tabla 2. Producción de hidrógeno a partir d FORSU

Condicion	Volumen Total ($mL\ H_2$)	Yield (mLH_2/gTS)
5 gST	32.1	36.3
10 gST	92.2	27.3
15 gST	167.4	31.0

Potencial de generación de biogás y energía eléctrica

Debido a la variabilidad de la FORSU en el tiempo, en la tabla 3 se muestra una caracterización tomada de referencias bibliográficas y de muestreos realizados en el estado de Querétaro con el fin de homogeneizar los datos obtenidos. Se tiene una carga orgánica medida en términos de DQO muy alta (de hasta 546 g/kg), al igual que la cantidad de sólidos volátiles, siendo entre 23-39% del peso de la muestra, la humedad es muy importante al momento de describir los residuos orgánicos de alimentos, donde se puede tener hasta el 84% de la humedad.

De acuerdo con el Diagnóstico Básico para la Gestión de Residuos, de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, el estado de Querétaro tiene una generación estimada de residuos sólidos urbanos (RSU) según el Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PEPGIR) de 1,572 ton/día. De los cuales, los residuos alimentarios conforman el 43.1%, por lo tanto, la generación anual de residuos orgánicos es de (1572 ton/día)*(365 días/año)*(0.43)= 246,725 ton/año.

Tabla 3. Características de la FORSU

Información cuantitativa	**Unidades**	**Descripción/ Valor**
Generación anual de la muestra en el estado de Querétaro	toneladas	646,780
Sólidos totales	%	16-46
Sólidos volátiles	%	15-39
KN	g/kg	5.4
Humedad	%	70.3-90
pH		4.1-7.8
DQO total	g/kg	542
DQO soluble	g/kg	92.0

Con información obtenida de Zucconi, 1987; Browne y Murphy, 2013; Castillo *et al.,* 2006; Campuzano y González-Martínez, 2015; Santiago *et al.,* 2020; Canto-Robertos *et al.,*2022; SEMARNAT 2020.

Tomando en cuenta los datos de la tabla 3, se calculó el potencial de producción de metano (tabla 4) y potencial energético a partir de la FORSU generados en el estado de Querétaro, (México) para un sistema combinado de electricidad y calor (CHP). Considerando la generación anual de 246,725 ton/año de FORSU, el potencial de producción de metano a partir de FORSU en el estado de Querétaro es de 22,205,286 $N\text{-}m^3CH_4$/año. Tomando las cifras de consumo de electricidad en México, con un promedio de gasto de electricidad por habitante de 2,329 KWh por habitante/año se podría solventar la energía eléctrica de un año para 52,440 habitantes.

Tabla 4. Potencial de producción de metano y potencial energético a partir de los RSO generados en el estado de Querétaro para un sistema combinado de electricidad y calor

Suero de leche	Producción de metano $N\text{-}m^3CH_4$/año	E_{calor}, MJ/año*	$E_{electricidad}$, kWh/año*
RSO	22,205,826	278,239,000	122,132,043

* Sistema combinado de electricidad y calor (CHP)

Uso de digestatos como biofertilizante

El uso de digestatos tiene un gran valor agrícola debido a su rico perfil nutricional, es importante conocer la disponibilidad de nutrientes lo cual es crucial para su uso e identificar si pueden inducir un efecto negativo en el desarrollo de las plantas desde la germinación, para este trabajo se evaluaron algunas características fisicoquímicas del digestato, como se observa en la tabla 5, el valor de pH fue de 7.3 , lo que indica un pH neutro, esto es importante ya que el pH influye en la solubilidad de los nutrientes y la actividad microbiana, lo que hace adecuado para la mayoría de los cultivos, debido a que el pH del suelo oscila entre 7-8.5 (Rivera et al., 2018).

También se evaluó la DQO (16.1 g/L) que indica la concentración de materia orgánica, este valor sugiere un espectro de biodegradabilidad y potencial de emisión de metano en los digestatos como fertilizante directo, un punto que aún se debe de evaluar para conocer su emisiones y efecto, así mismo dentro de la caracterización se detecto la presencia de nutrientes como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Al^{3+}, los cuales han sido descritos por su papel al estimular el crecimiento radicular, desarrollo y adaptación de diversas especies vegetales (Muhammad et al., 2019).

Tabla 5. Caracterización del digestato

Determinación (g/L)	FORSU restaurant
pH	7.3
TS	72.5 ±2.8
COT	46.21
Carbohidratos	3.3 ± 0.03
DQO total	16.1 ± 0.78
Al (mg/g)	0.98
Ca(mg/g)	49.72
Zn (mg/g)	0.05
Na (mg/g)	1.54
Mg (mg/g)	15.92
Co (mg/g)	0.014
Acetato (mg/L)	3243
Propionato (mg/L)	3823
Isobutirato (mg/L)	636.5
Valerato (mg/L)	1318.5

La presencia de AGV como una propiedad dentro del digesto de restaurante es de resaltar ya que se ha reportado que la presencia de compuestos como valerato y propionato en concentraciones de 1-100 mg/L presentan actividad antifúngica lo que permite proteger los cultivos antes diferentes hongos fitopatógenos. Los índices de germinación demostraron ser mayores para el caso del jitomate en comparación con el pepino (Tabla 5).

Tabla 5. Índices de germinación de semillas a distintas concentraciones de digestato

Digestate concentration	3%	1%	0.5%	0.2%
Indice de germinación pepino	74	77	94	195
Indice de germinación jitomate	103	106	139	137

El crecimiento de las plantas de jitomate, se evaluó usando como fertilizante de suelo cada uno de los digestatos como se aprecia en la figura 1.

Figura 1. Germinación y crecimiento resultante de las distintas condiciones evaluadas.

Se observó un desarrollo de las plantas con una altura de crecimiento de 20.2 ± 9.6 cm, comparado con el control de agua (18.75 ± 6.1 cm), en un periodo de 35 días, de acuerdo con los resultados, se observa que los digestatos presentan características que permiten un mayor índice de germinación y crecimiento en los cultivos.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos tiene un alto potencial para ser valorizada mediante digestión anaerobia, tanto para la generación de biogás como para la producción de biofertilizantes. Se estimó que, a partir de la FORSU generada anualmente en el estado de Querétaro, es posible producir más de 22 millones de metros cúbicos de metano, lo cual podría abastecer de electricidad a más de 52,000 habitantes.

Por otro lado, el digestato obtenido de la FORSU de restaurante mostró propiedades fisicoquímicas favorables, como un pH neutro, una alta concentración de nutrientes esenciales (Ca, Mg, Al) y presencia de ácidos grasos volátiles con actividad antifúngica. Las pruebas de germinación en semillas de pepino y jitomate confirmaron un efecto positivo en el desarrollo de las plantas, especialmente en el caso del jitomate, lo que sugiere un uso viable del digestato como biofertilizante.

En conjunto, estos hallazgos confirman que la valorización de la FORSU es una estrategia sustentable y eficiente para el manejo de residuos urbanos, con beneficios energéticos y agrícolas significativos. Se recomienda continuar con estudios sobre emisiones y posibles impactos ambientales del uso del digestato.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo financiero otorgado por la DGAPA-UNAM a través del proyecto PAPIIT IN105025 y al proyecto Grupos Interdisciplinarios de Investigación del Instituto de Ingeniería UNAM. Ana Zapata agradece a la DGAPA-UNAM por la beca de posdoctorado.

Referencias

APHA (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition, American Public Health

Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.

Base de datos de sustratos potenciales para la generación de biogás en México, Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático 2017-2020.

https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Globalcooperation/Publications_reports_papers/base_de_datos_de_sustratos_esp.pdf

Browne, J.D., Murphy, J.D. (2013). Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. Applied Energy. 104, 170-177.

Campuzano, R., González-Martínez, S. (2015). Extraction of soluble substances from organic solid municipal waste to increase methane production. Bioresource Technology. 178, 247-253.

Carrillo-Reyes, J., Buitrón, G., Moreno-Andrade, I., Tapia-Rodríguez, A. C., Palomo-Briones, R., Razo-Flores, E., Aguilar-Juárez, O., Arreola-Vargas, J., Bernet, N., Braga, A. F. M., Braga, L., Castelló, E., Chatellard, L., Etchebehere, C., Fuentes, L., León-Becerril, E., Méndez-Acosta, H. O., Ruiz-Filippi, G., Tapia-Venegas, E., Zaiat, M.(2020) Standardized protocol for determination of biohydrogen potential. MethodsX, 7, 100754.

Carrillo-Reyes, J., Buitron, G., Arcila, J.S., López-Gómez, M. O. (2021). Thermophilic biogas production from microalgae-bacteria aggregates: biogas yield, community variation and energy balance. Chemosphere. 275, 129898.

Castillo, E. F., Cristancho, D. E., Arellano, A. V. (2006). Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. Waste Management. 26(5), 546-556.

Dong, L., Zhenhong, Y., Yongming, S. (2010). Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). Bioresource Technology. 101(8), 2722-2728.

Palmisano, A.C., Barlaz, M.A. (1996). Microbiology of solid waste. CRC press.

Muhammad, N., Zvobgo, G. y Guo-Ping, ZHANG (2018). Una revisión: el efecto beneficioso del aluminio.sobre el crecimiento de las plantas en suelos ácidos y los posibles mecanismos. Revista de Agricultura Integrativa, 17, 60345-60347. https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61991-4

Rivera, E., Sánchez, M. y Domínguez, H. (2018). pH como factor de crecimiento en plantas. Iniciación Científica, 4(2), 101–105. https://doi.org/https://doi.org/10.33412/rev-ric.v4.0.1829

Santiago, S.G., Morgan-Sagastume, J.M., Monroy, O., Moreno-Andrade, I. (2020). Biohydrogen production from organic solid waste in a sequencing batch reactor: An optimization of the hydraulic and solids retention time. International Journal of Hydrogen Energy. 45(47), 25681-25688.

Secretaria de medio ambiente y recursos natuales naturales. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los residuos. Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los residuos, 286-312. https://www.gob.mx/semarnat

Walter, A., Probst, M., Hinterberger, S., Müller, H., Insam, H. (2016). Biotic and abiotic dynamics of a high solid-state anaerobic digestion box-type container system. Waste Management. 49, 26-65

Zucconi, F. D. (1987). Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. Compost: production, quality and use, 30-50.

ID 118. A RELEVÂNCIA DA ANÁLISE DO CONTEÚDO MÍNIMO NOS PLANOS DE SANEAMENTO BÁSICO COM FOCO NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

LENZ, Letícia[1]; ALVES, Alcione Aparecida de Almeida[2]. TONES, Aline Raquel Müller[3]

Acadêmica do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Políticas Públicas da Universidade Federal da Fronteira Sul. Rua Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, Bairro São Pedro, Cerro Largo/RS – Brasil, CEP 97900-000. e-mail: leticia.lenz@estudante.uffs.edu.br. [2]Prof.ª Dr.ª, Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo, e-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br; Prof.ª Dr.ª, Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo, e-mail: aline.tones@uffs.edu.br

Palavras Chave: Gestão integrada, PMSB, PNRS, Sustentabilidade.

Abstract

Basic sanitation was regulated in 2007 by Federal Law No. 11,445, which sets out its elements and guidelines regarding the supply of drinking water, sewage treatment, solid waste management, urban cleaning, and including the disposal of rainwater. In 2010, the legislative framework was introduced to address the National Solid Waste Policy (PNRS), governed by Federal Law No. 12,305/2010. This law establishes the precepts and regulations on waste management, making municipalities, states, and the federative entity responsible, as well as the development of plans, which tend to be drawn up and cover the minimum content required. In light of these plans, municipalities are required to have a Municipal Basic Sanitation Plan (PMSB), which regulates the universalization of basic sanitation services. To this end, this research aims to demonstrate the importance of meeting the minimum content in Brazilian municipal plans regarding solid waste management. To develop the research, qualitative methodology was used through bibliographic research, in documents and scientific articles. Given the study carried out, it became possible to highlight the need and importance of analyses and studies on PMSBs, given that many municipalities have had difficulties in the real development, enjoyment, monitoring and application of the plans, consequently resulting in low compliance with the minimum content provided for in the law.

Introdução

O crescimento populacional brasileiro resultou na progressiva geração de resíduos, tal crescimento foi intensificado pelo êxodo rural, que superlotou certos pontos e cidades, sem qualquer planejamento (Silva, Prietto, Korf, 2019). O crescimento populacional, de forma desenfreada, resultou na intensificação da industrialização e o consumo excessivo, tornando como resultado o aumento dos resíduos sólidos (Marino, Chaves, Júnior, 2018).

O Brasil possui um rico ordenamento jurídico que preceitua as formas de gestão e gerenciamento dos resíduos, bem como a criação, desenvolvimento e aplicação de planos, no entanto, a legislação não está associada a realidade fática vivenciada pelos brasileiros.

A Constituição Federal brasileira estabelece que a administração dos resíduos é competência dos municípios, os quais, infelizmente tem enfrentado diversas dificuldades para sua real aplicação, estas dificuldades estão vinculadas as questões de administração e organização, como a capacitação dos gestores e membros designados para este fim, a educação e conscientização sobre o tema e a escassez financeira (Freitas, Pires, Benincá, 2020)

A regulamentação sobre os resíduos sólidos deu-se tão somente em 2010 com a Lei Federal de nº 12.305, que promulgou a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), que "dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos" (Brasil, 2010).

Dentre os instrumentos de desenvolvimento, administração, gestão e gerenciamento dos resíduos está disciplinado o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), sendo este obrigatório para todos os municípios brasileiros conforme disciplinado na Lei nº 11.445 de 2007. O Saneamento Básico está atrelado ao abastecimento de água, tratamento de esgoto sanitário, tratamento dos resíduos, limpeza urbana e o deslinde das águas pluviais.

Conforme disciplinado em lei, todos os municípios brasileiros devem contemplar o conteúdo mínimo previsto na PNRS. Aos municípios com mais de 20 mil habitantes, estes devem elaborar um Plano Municipal de Gestão Integrada (PMGIRS), com a contemplação do conteúdo mínimo. Já aos municípios com menos de 20 mil habitantes, estes podem inserir tal conteúdo junto ao PMSB, desde que contemple em sua integralidade o conteúdo mínimo previsto, nos termos estabelecidos das leis 12.305/2010 e 14.026/2020.

Para tanto justifica-se a escolha do presente tema com o fulcro de demonstrar a importância da análise do conteúdo mínimo nos municípios brasileiros, ressaltando as dificuldades de implantação, aplicação, execução e fiscalização dos PMSB, principalmente atrelados aos pequenos municípios brasileiros, igualmente, afim de demonstrar a relevância da análise com fulcro na real aplicação dos dispositivos legais, de forma adequada, com o objetivo de atendimento as demandas populacionais por meio da qualidade de vida, vinculada a sustentabilidade ambiental.

Objetivos

Analisar a importância da verificação do atendimento ao conteúdo mínimo exigido no artigo 19 da Lei n° 12.305/2010, com ênfase na gestão de resíduos sólidos, identificando as principais limitações enfrentadas pelos municípios em sua elaboração, implantação e execução.

Metodologia

O desenvolvimento do presente artigo deu-se pelo método qualitativo, em que se utilizou de pesquisas bibliográficas, por intermédio de livros, artigos científicos, documentos, e pesquisas realizadas no ornamento jurídico (Marconi; Lakatos, 2003).

Resultados e discussão

A evolução histórica da Política Nacional dos Resíduos Sólidos

No ano de 1981 tem-se a criação da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), cujos objetivos e princípios estavam vinculados a preservação do meio ambiente, mas sem qualquer menção sobre os resíduos sólidos. Segundo Gaudard e Fontoura (2024), em 1986 houve o envio do Projeto de Lei nº 359 que possuía proposituras para a regularização dos resíduos sólidos urbanos, tal projeto, após 21 anos, transformou-se na legislação da PNRS, promulgada tão somente em 2010.

A Constituição Federal de 1988 fora um dos principais marcos legislativos sobre o tema, em que disciplina no artigo 225 que "Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações." E inclusive, conforme artigo 30 do referido dispositivo legal, determinou a competência aos munícipios sobre a gestão dos resíduos sólidos, bem como a limpeza urbana e rural e o saneamento básico.

A política que trata sobre os resíduos sólidos, PNRS, promulgada pela Lei n°12.305, no dia 2 de agosto de 2010, dispositivo este que alterou a Lei nº 9.605 de 1998, que estabelecia sanções penais e administrativas aos que realizassem atividades lesivas ao meio ambiente, até então parcas leis tratavam sobre o tema.

Nos anos que antecederam o ano de 2010, ano da promulgação da PNRS, o tema era apenas e brevemente tratado por resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que possuía muitas dificuldades de aceitação, fruição e execução de suas normas (Santos, 2018, p. 24).

No dia 5 de janeiro de 2007 foi promulgada a Lei nº 14.445, tratando sobre a Política Nacional do Saneamento Básico (PNSB), um verdadeiro marco evolucionário legislativo, que disciplina sobre o saneamento básico o qual compreende o fornecimento e tratamento de água potável, o tratamento de esgoto, de forma limitada disciplina sobre a gestão e gerenciamento e resíduos sólidos, drenagem e limpeza das passagens das águas pluviais, bem como a fiscalização na fruição e execução das tarefas e bens de consumo comum (Santos, 2018, ´p. 28).

Após toda a trajetória histórica evolucionária, apenas em 2010 tem-se a promulgação da PNRS, que possui seus pilares atrelados a sustentabilidade e a gestão dos resíduos sólidos, orientado e regulamentando as formas de desenvolvimento, planejamento, elaboração e implantação dos planos.

Gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos

A gestão dos resíduos sólidos, trata sobre a administração dos resíduos sólidos, cuja finalidade está associada a redução, reaproveitamento, tratamento e disposição final, inclusive disposto no Saneamento Básico (Santiago, 2016). A PNRS fora desenvolvida com o fulcro de melhorar a gestão do país, disciplinando as responsabilidades aos órgãos municipais, estaduais e federais (Silva; Carneiro, 2023). Assim sendo, "[...] a gestão e o gerenciamento devem respeitar uma ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e a disposição ambientalmente adequada dos rejeitos" (ABREMA, 2024, p. 28).

O Brasil possuí um rico arsenal jurídico sobre o tema, que disciplinam sobre a gestão e gerenciamento de forma adequada, bem como o desenvolvimento de planos que sustentam tais pautas, no entanto, infelizmente a realidade vivenciada não está associada ao disposto legalmente, os municípios tem enfrentado diversas dificuldades no atendimento de metas e objetivos vinculados a sustentabilidade, e em específico sobre o tema dos resíduos sólidos, dificuldades estas associadas a diversos fatores, como a crescente geração de resíduos, associado ao aumento populacional, vulnerabilidade financeira, falta de conhecimento, dentre tantas outras temáticas (Silva, 2023).

O Plano Municipal de Saneamento Básico

O PMSB fora promulgado pela Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes do saneamento básico tanto a nível nacional como federal, conforme entabulado em seu artigo 1º. Possuindo seu principal papel vinculado ao acesso dos serviços de saneamento básico (Santos, 2018).

Conforme disciplinado na referida legislação, os serviços de saneamento básico estão atrelados ao abastecimento de água, ao esgotamento sanitário, ao tratamento dos resíduos sólidos, a limpeza urbana e a ideal condução das águas pluviais. Destacando ainda a "[...] integralidade da prestação, a consideração de aspectos regionais e locais, a articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, a sustentabilidade econômica e o controle social (Santos, 2018, p. 28). O Ministério das Cidades em conjunto com a Secretaria Nacional de Saneamento Básico, elaborou um "Roteiro para elaboração de plano municipal de saneamento básico (PMSB) para municípios de pequeno porte, com até 20.000 habitantes" (Brasília, 2018).

Apesar dos instrumentos facilitadores para a realização dos planos, alguns municípios ainda enfrentam diversas dificuldades, tanto para elaboração, fiscalização, utilização, desenvolvimento e atendimento aos conteúdos mínimos

estabelecidos na lei. Conforme dados extraídos pela agência de notícia do IBGE, "Em 2017, 2.313 municípios brasileiros (41,5% do total possuíam Plano Municipal de Saneamento Básico (regulamentado ou não)", ou seja, 41,5% do total de 5.570 munícipios (Agência..., 2018).

Quanto as questões de conteúdo mínimo ao PMGIRS, estas estão disciplinadas no artigo 19 da Lei 12.305 de 2010 e demonstradas de forma resumida a seguir:

I - diagnóstico da situação dos resíduos sólidos[...]; II - identificação de áreas favoráveis para disposição final ambientalmente adequada de rejeitos[...]; III - identificação das possibilidades de implantação de soluções consorciadas ou compartilhadas com outros Municípios[...]; IV - identificação dos resíduos sólidos e dos geradores sujeitos a plano de gerenciamento ou a sistema de logística reversa[...]; V - procedimentos operacionais e especificações mínimas a serem adotados nos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos[...]; VI - indicadores de desempenho operacional e ambiental dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos; VII - regras para o transporte e outras etapas do gerenciamento de resíduos sólidos[...]; VIII - definição das responsabilidades quanto à sua implementação e operacionalização[...]; IX - programas e ações de capacitação técnica voltados para sua implementação e operacionalização; X - programas e ações de educação ambiental que promovam a não geração, a redução, a reutilização e a reciclagem de resíduos sólidos[...]; XI - programas e ações para a participação dos grupos interessados, em especial das cooperativas ou outras formas de associação de catadores[...]; XII - mecanismos para a criação de fontes de negócios, emprego e renda, mediante a valorização dos resíduos sólidos[...]; XIII - sistema de cálculo dos custos da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos[...]; XIV - metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem[...]; XV - descrição das formas e dos limites da participação do poder público local na coleta seletiva e na logística reversa[...]; VI - meios a serem utilizados para o controle e a fiscalização, no âmbito local, da implementação e operacionalização dos planos de gerenciamento de resíduos sólidos[...]; XVII - ações preventivas e corretivas a serem praticadas, incluindo programa de monitoramento; XVIII - identificação dos passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos, incluindo áreas contaminadas, e respectivas medidas saneadoras; [...] XIX - periodicidade de sua revisão, observado o período máximo de 10 (dez) anos.

O conteúdo mínimo que deve estar disposto nos planos municipais abrange a gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos desde os tipos de resíduos as formas de descarte, inclusive o local adequado para o descarte final do resíduo, ou seja, o local adequado para os rejeitos; as metas vinculadas a redução, reutilização e reciclagem; a educação ambiental sobre o tema; as responsabilidades aos órgãos públicos, aos geradores e consumidores; além de métodos de fiscalização e fruição da aplicação dos dispositivos estabelecidos no regulamento.

Outro fator que merece guarida trata-se da não aplicação dos princípios de universalização e equidade quanto ao enquadramento das áreas rurais nos PMSB, conforme estabelecido na PNSB, os planos municipais devem abranger tanto as áreas urbanas como rurais, o que de fato tem apresentado diversas fragilidades (Lima, 2021).

Não obstante a legislação mencionar sobre a contemplação do meio rural, deixa de esclarecer as formas de aplicação ou enquadramento, ademais, a maioria dos planos deixa de citar o saneamento básico rural (Lima, 2021). Resultando num cenário desigual, não contemplando a universalização dos serviços (Lima, Pereira, Pifano, 2024).

Apesar da obrigatoriedade da elaboração dos Planos Municipais e inclusive a adequação e preenchimento do conteúdo mínimo, os munícipios tem enfrentado diversas dificuldades na elaboração, execução e contemplação no que está disposto na legislação, fazendo assim necessária e relevante a pesquisa sobre a contemplação do conteúdo mínimo nos planos, o que de fato auxiliaria a população brasileira em questões vinculadas a saúde pública e sustentabilidade ambiental, gerenciando de forma correta os resíduos sólidos, desde sua produção a execução final.

Lacunas e Fragilidades nos PMSB relacionados a Gestão de Resíduos Sólidos

Um dos principais problemas enfrentados para o correto atendimento da PNRS está na busca e atendimento das metas dispostas em planos e em dispositivos legais que não estão associados a realidade local da sociedade e das comunidades, demonstrando assim a necessidade de métodos possíveis, adequados, eficientes e sustentáveis, e não o simples e puro desenvolvimento de plano e aplicação sem um estudo prévio da realidade local (Freitas; Pires; Benincá, 2024, p.1).

Outro fator que possui seu ponto de relevância está atrelado a falta de capacitação administrativa e gestão eficiente, dentro das municipalidades brasileiras, associada a responsabilidade sobre os resíduos, alguns municípios tem avançado positivamente com a implantação e execução dos planos, mas, os municípios menores tem enfrentado diversas dificuldades. Por ser um país com muitos municípios a gestão centralizada não é possível, sendo necessária a gestão local, com um olhar assíduo sobre as características de cada localidade (Marino; Chaves; Júnior, 2018).

Além dos aspectos apontados, é importante destacar que muitos PMSB apresentam fragilidades metodológicas, especialmente na etapa de diagnóstico. Em diversos casos, os diagnósticos são elaborados com base em dados desatualizados, genéricos ou sem a devida consulta à população local, o que compromete a eficácia das metas estabelecidas e a aderência das soluções propostas à realidade do município (CEMPRE, 2021).

Conforme pesquisa do IBGE, em 2017, apenas 41,5% dos municípios possuíam planos, sendo que a regularização estava prevista já a 7 anos. Tais dificuldades estão atreladas a falta de capacitação técnica, recursos financeiros, conscientização sobre o tema e inobservância da realidade vivenciada pelo munícipio.

Conclusão

O desenvolvimento da temática permitiu um estudo sobre o avanço histórico da regularização sobre a gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, sendo este um dos pilares do saneamento básico.

O conteúdo mínimo estabelecido aponta as principais diretrizes a serem atendidas pelos municípios, que devam abordar sobre a gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos de forma adequada, a criação e atendimento de metas associadas a redução, reutilização e reciclagem, as responsabilidades das entidades gestoras sobre a fiscalização, atualização e aplicação do que está previsto nos planos.

Observa-se que muitos municípios brasileiros tem tido dificuldades para a realização e aplicação dos planos, consequentemente atendimento ao conteúdo mínimo previsto.

Além das dificuldades quanto a realização dos planos, observa-se que muitos planos deixam de citar a área rural, o que demonstra fragilidades quanto a universalização e equidade dos serviços, além de causar prejuízos na sustentabilidade e nas condições de vida das pessoas.

Quanto a importância da análise do atendimento ao conteúdo mínimo dos PMSB, está é inquestionável, visto tratar do mínimo que propicia maior qualidade de vida a população além de prever a sustentabilidade ambiental.

Contudo é possível afirmar a necessidade de políticas públicas que realizem a análise periódica destes planos, para sua real aplicação e atendimento ao conteúdo mínimo previsto, além de medias socio afirmativas sobre a conscientização que envolve o tema da sustentabilidade, principalmente sobre a redução, reutilização e reciclagem dos resíduos sólidos.

Para solucionar a falta de atendimento do regulamentado em lei, deve-se primeiramente analisar e verificar a realidade local, capacitar a gestão pública para realizar e executar os planos municipais.

Referências

AGÊNCIA IBGE NOTÍCIAS. **Munic:** mais da metade dos municípios brasileiros não tinha plano de saneamento básico em 2017. 2018. Disponível em: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/22611-munic-mais-da-metade-dos-municipios-brasileiros-nao-tinha-plano-de-saneamento-basico-em-2017. Acesso em 3 maio 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos sólidos** – classificação. NBR 10004:2004. Disponível em: https://analiticaqmcresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf. Acesso em 10 dez. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (ABREMA). **Panorama de resíduos sólidos no Brasil 2024**. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. Acesso em 20 jan. 2025.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.

BRASIL. Lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente**. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm#:~:text=L9605&text=LEI%20N%C2%BA%209.605%2C%20DE%2012%20DE%20FEVEREIRO%20DE%201998.&text=Disp%C3%B5e%20sobre%20as%20san%C3%A7%C3%B5es%20penais,ambiente%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAncias. Acesso em 10 dez. 2024.

BRASIL. Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico.** Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm. Acesso em 3 maio 2025.

BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos.** Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em 23 dez. 2024.

BRASIL. Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022. **Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos.** Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/d11043.htm. Acesso em 20 jan. 2025.

BRASIL. Lei 14.026, de 15 de junho de 2020. **Atualiza o marco legal do saneamento básico**. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm#. Acesso em 20 maio 2025.

CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo: CEMPRE, 2021. Disponível em: https://cempre.org.br/panorama/. Acesso em: 26 maio 2025.

FILHO, Gerson Teixeira Cardoso. **Avaliação da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos na cidade de Parintins/AM**: desafios e oportunidades à luz da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS. Orientador: Neliton Marques da Silva. Dissertação. 2014. Pós-graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia – PPG/CASA, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2014. Disponível em: https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/2554. Acesso em 10 dez. 2024.

FREITAS, Mydiã Falcão; PIRES, Mônica Moura; BENINCÁ, Dirceu**. Fragilidades e potencialidades na gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil.** 2024. Disponível em: https://www.scielo.br/j/urbe/a/VphbjGPyh6QDYKDc4X6tK4m/. Acesso em 20 jan. 2025.

GAUDARD, Denise de Mattos; FORTUNATO, Rafael Ângelo. **Reflexões sobre a construção da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil**. Disponível em: https://revista.ioles.com.br/boca/index.php/revista/article/view/3139/1010. Acesso em 23 dez. 2024.

LIMA, Alyne Gessik Pinheiro da Silva; PEREIRA, Jane Paulino; PIFANO, Daniel Salgado. **Os desafios da universalização do saneamento rural:** análise à luz do novo marco regulatório no Brasil. Disponível em: https://portaldeperiodicos.ucsal.br/index.php/cadernosdoceas/article/view/1224/994. Acesso em 20 maio 2025.

LIMA, Marcelle Maria Gois. **O PMSB e os desafios da universalização do saneamento em áreas rurais.** Orientadora: Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos. Dissertação. 2021. Pós-graduação de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2021. Disponível em: repositorio.unicamp.br. Acesso em 20 maio 2025.

MARINO, Arthur Lima; CHAVES, Gisele Lorena Diniz; JÚNIOR, Jorge Luiz dos Santos. **Os municípios brasileiros têm capacidade técnica para implementar a gestão de resíduos sólidos em nível local?** Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S095965261830996X. Acesso em 23 dez. 2024.

MARCONI, Marina de Andrade; LAKATOS, Eva Maria. **Fundamentos de metodologia científica**. 5 e.d. São Paulo: Atlas S.A., 2003.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Roteiro para elaboração de plano municipal de saneamento básico (PMSB) para municípios de pequeno porte**. Manual para elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) para municípios de pequeno porte, com até 20.000 habitantes. 2018. Disponível em:

https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/interaguas/pmsb/manual_de_aplicacao_pmsb.pdf. Acesso em 3 maio 2025.

PEREIRA, Eduardo Vinícius. **Resíduos sólidos.** 2019. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=U_W2DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PT8&dq=residuos+solidos&ots=z1IQTVEo1S&sig=yEL0aPdRSE7s5kYUAIcK1xfxsZA#v=onepage&q&f=false. Acesso em 10 dez. 2024.

SANTIAGO, Cristine Diniz Santiago. **Planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos:** desafios na implementação da política nacional de resíduos sólidos na bacia hidrográfica Tietê Jacaré-SP. Orientadora: Erica Pugliesi. Dissertação. 2016. Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016. Disponível em: https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/8042/DissCDS.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em 20 jan. 2025.

SANTOS, Jorge Edmir da Silva dos. **Desafios da implementação da política nacional de resíduos sólidos:** a gestão de resíduos sólidos urbanos no munícipio de São Gonçalo, RJ. Orientador: João Alberto Ferreira. 2018. Dissertação. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: https://www.bdtd.uerj.br:8443/bitstream/1/11092/1/Jorge%20Edmir%20da%20Silva%20dos%20Santos.pdf. Acesso em 20 jan. 2025.

SILVA, Luciana da; PRIETTO, Pedro Domingues; KORF, Eduardo Pavan. **Indicadores de sustentabilidade para gestão de resíduos sólidos urbanos em cidades grandes e médias do mundo**. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652619326629. Acesso em 3 maio 2025.

SILVA, Jaqueline Soares da. **Resgate histórico da gestão de resíduos sólidos no Brasil e as dificuldades dos pequenos municípios em adequar-se à Política Nacional.** 2023. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2023. Disponível em: https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/56178. Acesso em: 26 maio 2025.

ID 120. Costa Rica, Indicadores Cantonales de Gestión Integral de Residuos 2023-2024

Nayib Alpízar Arguedas
Mauricio Méndez Trejos
Carlos Gómez Artavia

nalpizar@ifam.go.cr/mmendez@ifam.go.cr /cgomez@ifam.go.cr
Instituto de Fomento y Asesoría Municipal, San José, Moravia.

Palabras Clave: Gestión integral de residuos sólidos, valorización de residuos, datos actualizados, municipalidades.

Abstract:

The Integrated Solid Waste Management (ISWM) system is one of the most strategic and relevant responsibilities of local governments in Costa Rica, directly influencing citizens' perception of municipal performance. To support local improvement, the Institute for Municipal Development and Advisory (Insstituto de Fomento y Asesoría Municipal,IFAM) conducted a nationwide study during 2023–2024 to assess the ISWM status across the country's 91 municipalities. The research involved structured questionnaires and direct interviews with technical personnel.

The study collected primary data on legal, technical, financial, and operational aspects, including waste generation, collection, recovery, final disposal, service fees, budgeting, equipment, and outsourced services. Data was obtained from 88 municipalities, resulting in a national database of updated, reliable information to support decision-making and public policy development.

Findings highlight the urgent need for a standardized data collection and analysis system that allows for better comparison and coordination across local governments. The study also identified challenges such as inconsistent measurement units, outdated demographic data, and lack of detailed information on recoverable waste—especially where services are outsourced.

Introducción

Para cada gobierno local es necesario desarrollar una gestión de residuos sólidos ordinarios efectiva, eficiente y sostenible. Procurando alcanzar máximas de la Gestión Integral de Residuos Sólidos (GIRS) como lo son, reducir la cantidad de residuos generados, reorientar las prácticas de consumo hacia la circularidad de los productos, promover procesos de valorización y garantizar una disposición final segura.

Para lo anterior, es importante poseer información actualizada y de calidad sobre los principales indicadores de la gestión integral de residuos sólidos ordinarios que se recolectan, valorizan, transportan y se disponen finalmente.

La Ley N° 4716, Ley de Organización y Funcionamiento del IFAM, establece que este debe fortalecer el régimen municipal, estimulando el funcionamiento eficiente del gobierno local y procurando el constante mejoramiento de la gestión pública municipal. Adicionalmente, el inciso h) del artículo 5º. de ese mismo cuerpo normativo establece dentro de sus funciones:

"h) Realizar investigaciones y divulgar ideas prácticas que contribuyan al mejoramiento del régimen municipal."

Es por esto que se ha desarrollado la investigación de las métricas, los costos asociados, el presupuesto destinado, tarifas, contratos tercerizados, herramientas de planificación de corto y mediano plazo, estudios de generación y composición, equipos de recolección y el recurso humano que participa, entre muchos datos más que componen el estudio realizado durante el período comprendido entre los años 2023 y 2024, datos recabados de fuente primaria.

A partir de la cantidad de datos recabados, se ha generado información precisa y actualizada, condición que permitirá tomar decisiones sobre cómo incidir en el estado de situación de nuestro sistema de recolección tratamiento y disposición de residuos sólidos ordinarios.

Así las cosas, con el presente documento se pretende dar un banderazo de salida a la producción periódica de información relevante en el tema GIRS, con la actualización constante de los datos y de manera sistematizada y permanente.

Objetivo general:

Conocer mediante la entrevista personal y la aplicación del cuestionario estructurado, los principales datos respecto de la gestión integral de residuos sólidos ordinarios de las 91 corporaciones municipales durante el período comprendido entre los años 2023 y 2024. Lo anterior, para la construcción de una base de datos que gestione y genere información actualizada y de calidad, que apoye la toma de decisiones en la generación de política pública vinculada a la atención de la problemática presente respecto al agotamiento de la vida útil de los sitios de disposición final en el territorio nacional.

Metodología

Para lograr los objetivos planteados se llevaron a cabo varias fases de trabajo:

- *Construcción del instrumento de recolección de información:* Un cuestionario de 76 preguntas, donde se abarcaron temas como el marco normativo, la generación, recolección y transporte, valorización, disposición final de los residuos sólidos ordinarios, así como de los principales aspectos financieros relacionados a su gestión. El instrumento fue revisado y validado por expertos de la cooperación internacional G.I.Z, así como por personal del área de Gestión Ambiental y técnicos municipalidades.

- *Recopilación de información:* El levantamiento se realizó desde fuente primaria, ya que se consultó directamente al personal de Gestión Ambiental de cada gobierno local o, en su defecto, a profesionales que poseen la información.

- *Validación de datos:* Se realizó a través de un análisis de la información ya recopilada y sistematizada. Esto ya que, a partir de esta revisión, se acudió a las personas de cada gobierno local para que verificaran y validaran los datos.

- *Construcción del informe:* Se elaboró el documento final, que contiene los datos ya recopilados y validados por cada gobierno local.

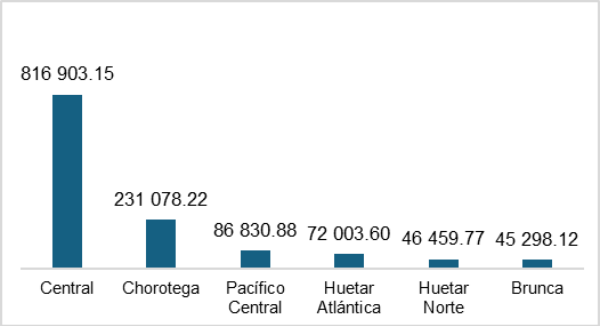
Sobre la población de estudio, se consideró a todos los gobiernos locales para obtener información particular. A pesar de que se realizó el acercamiento con cada una de las 91 corporaciones municipales, no se recibió respuesta de los gobiernos locales de Monteverde, Paquera y Puerto Jiménez.

Resultados y discusión

En términos generales resultó que se identificó la necesidad de generar un sistema integral estandarizado de gestión de datos asociados a la GIRS que permita la captura y procesamiento de información de forma oportuna para cada Gobierno Local.
Ahora bien, como principales resultados se ha podido conocer los principales datos e información sobre la gestión integral de residuos sólidos ordinarios de la mayor parte de las corporaciones municipales.
Se ha construido un documento que permite visualizar y gestionar información actualizada y de calidad, permitiendo a los tomadores de decisiones dirigir y priorizar acciones.
Lo anterior debido a que la información que se posee permite tener una visión para cada gobierno local, extrapolándola a un nivel de provincia, región e incluso a nivel nacional.
Consecuente con esto, a continuación, se ofrecen algunos gráficos con información relevante que es posible distinguir con las variables obtenidas.

Gráfico 1. Residuos ordinarios recolectadas por región socioeconómica (Toneladas métricas anuales)

Cómo puede observarse en el gráfico 1, es la región central en la que se recolecta mayor parte de los residuos ordinarios (816 903.15 toneladas métricas), siendo aproximadamente un 63% del total general y en segundo lugar se encuentra la Región Chorotega (231 078.22) con un 18%.



Como se mencionó el análisis puede incluso realizarse desde una perspectiva de provincia, por tanto, cuando se trata de residuos valorizables, es posible visualizar como las municipalidades de la provincia de San José recolectan casi el 28,18% del total de material valorizable del país (12 885.19 Tm); siendo las que menos recolectan material valorizable las de la provincia de Limón con un 5,28%.

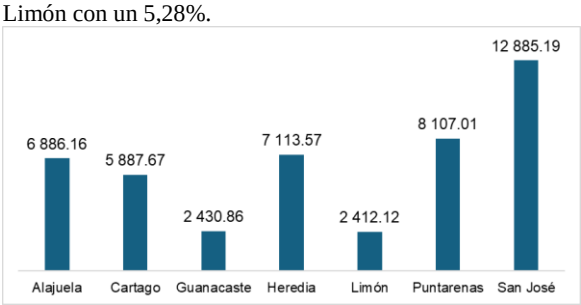


Gráfico 2. Recolección de residuos valorizables (Tm anuales)

Ahora bien, en el siguiente gráfico se puede diferenciar entre los materiales valorizables, que se recolectan a nivel nacional. Como puede observarse el que más se recolecta es papel y cartón con 17 432.90, seguido de PET con 11 928.76.

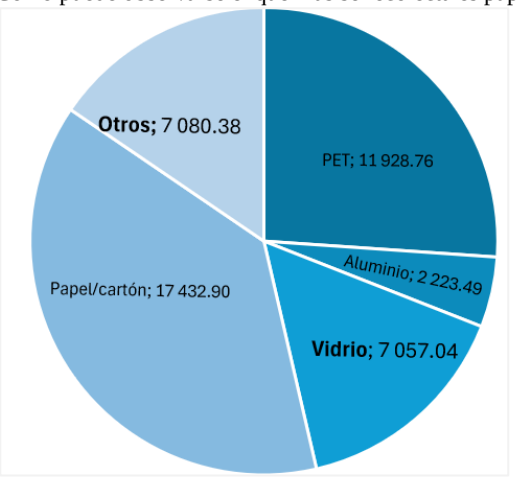


Gráfico 3: Costa Rica: Recolección de residuos valorizables por material (Tm anuales)

También es posible conocer información sobre los sitios de disposición final, de manera que se podría reconocer cuales son los que reciben más residuos, o los que reciben menos. Como se muestra en la tabla 1, el PTA Aczarrí es el que recibe más.

Tabla 1: Toneladas métricas entregadas al Sitio de Disposición Final

Sitio de disposición Final	Toneladas métricas entregadas anual
PTA Aczarrí	659 406.41
RS El Tomatal Limón	34 169.00
RS Los Laureles CTM	33 970.80

RS Municipal de Turrialba	12 424.00
PTA San Luis de Florencia	20 676.24
PTA Santa Cruz	213 188.80
PTA Tecnoambiente	375 051.19
PTA Uruka	23 400.00
Total	1 372 286.44

En temas financieros también se posee información, es posible reconocer por región, provincia, gobierno local o nivel nacional cuanto se destina en recursos económicos para la Gestión Integral de Residuos; también el precio que se cobra por el servicio o tarifa. Tal y como se muestra en el siguiente gráfico.

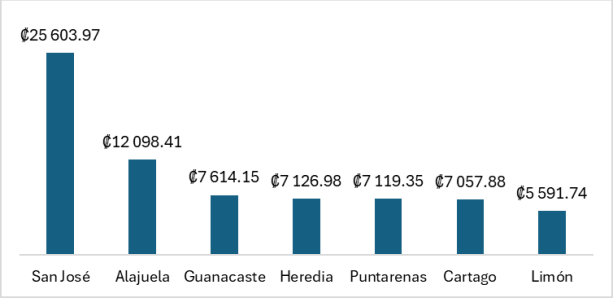


Gráfico 3. Presupuesto anual en miles de millones destinado a GIRS por provincia

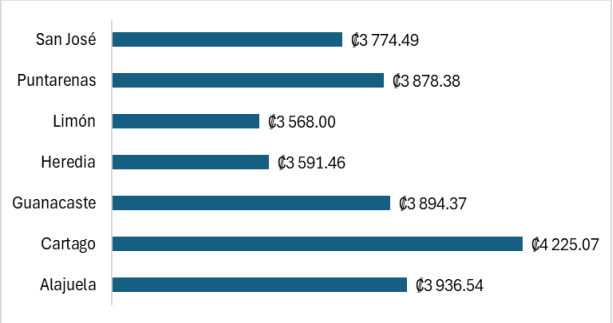


Gráfico 4. Tarifa promedio para el servicio de recolección de residuos a la categoría residencial

Conclusiones

La problemática de los residuos sólidos exige un enfoque integral y coordinado, por lo que la planificación, la inversión en tecnología y la sensibilización de la ciudadanía respecto de cambios culturales, desempeñan un papel fundamental para lograr una gestión eficiente y sostenible.

En este contexto, contar con datos actualizados y con información que permita visualizar con mayor detalle la realidad de esta temática es crucial no sólo para la generación de política pública desde lo local, sino también para la definición de grandes líneas de acción que involucren la institucionalidad pública en una estrategia nacional.

Del proceso de captura de datos se ha capitalizado algunas enseñanzas que deben reorientar la gestión de información. Entre ellas, se ha identificado que cada gobierno local gestiona sus datos de manera distinta, sin que exista una orientación que homogenice la gestión de datos, ya sea con relación a las unidades de medida, su forma de presentación, la periodicidad del registro, por mencionar solo algunas de las inconsistencias halladas.

Esta falta de estandarización dificulta la recolección, sistematización y análisis de los datos a nivel nacional, lo cual limita la toma de decisiones informada y reduce la capacidad de respuesta. Asimismo, obstaculiza la implementación de políticas públicas eficaces que optimicen los recursos destinados a la gestión integral de los residuos.

Parte de la importancia de esta investigación radica en la generación de un instrumento actualizado que permita visualizar el estado de situación cantonal. La información recopilada, proveniente de fuentes primarias, conforma una base de datos confiable que permite el análisis y generación de información a escala cantonal, regional, provincial y nacional.

Este tipo de estudios resultan imprescindibles, tanto para los gobiernos locales como para el gobierno central y otros actores involucrados, ya que facilitan la identificación de necesidades prioritarias, fortalezas y áreas de mejora en el manejo de residuos sólidos. Además, permiten realizar comparaciones entre regiones, provincias o cantones, identificar tendencias y evaluar la efectividad de las políticas implementadas, lo que favorece una toma de decisiones más informada, eficiente y oportuna.

La recopilación de datos confiables y su análisis pueden servir como base para proponer nuevas ideas de financiamiento, asistencia técnica, programas de educación ambiental a nivel nacional e internacional, así como para la generación e implementación de soluciones innovadoras que contribuyan al desarrollo de estrategias más efectivas frente a esta problemática.

Finalmente, se hace un llamado a la acción para que los gobiernos locales, el gobierno central y demás actores implementen medidas concretas basadas en la información presentada. En el marco de la gobernanza multinivel, el IFAM debe asumir un rol estratégico en la generación de información para la toma de decisiones, actuando como articulador y asesor, y consolidándose como un socio clave para los gobiernos locales y las demás instituciones involucradas.

Limitaciones y oportunidades de mejora

El proceso enfrentó desafíos que afectaron el alcance y precisión de la información, especialmente debido a la disposición y

disponibilidad de datos por parte de los gobiernos locales.

La información recopilada fue de fuente primaria, lo cual implicó lidiar con una variabilidad de datos debido a que cada gobierno local los gestiona de acuerdo a sus necesidades o realidades. Algunos gobiernos no contaban con sistemas adecuados o solo tenían registros parciales, distribuidos entre diferentes áreas administrativas. En algunos casos, la información fue incompleta o no se obtuvo del todo, a pesar de múltiples gestiones.

En algunos casos existe una falta de control sobre los datos cuando la gestión de residuos valorizables está tercerizada, lo que dificultó conocer con precisión la cantidad y tipo de materiales recuperados o valorizables. Además, la ausencia de una política pública estandarizada genera una gran heterogeneidad en la forma de recolectar y presentar los datos, lo que obligó a un esfuerzo adicional para homogeneizar unidades de medida y periodos de reporte.

Fue necesario realizar un proceso de verificación con los gobiernos locales para depurar y ajustar los datos, lo que extendió el tiempo de recopilación, sistematización y análisis.

También se tuvo que hacer frente a ciertas limitantes en indicadores clave, como lo son:

- **Datos demográficos**: se utilizó información del INEC del año 2022 por no contar con datos actualizados a 2023 o 2024.

- **Generación per cápita**: En algunos casos se tuvo que estimar con base en la cantidad de abonados, habitantes por vivienda y residuos recolectados al año.

- **Unidades y plazos inconsistentes**: a pesar de que se consultó por toneladas, se corrigieron diferencias entre kilogramos, toneladas, y plazos de tiempo de los datos.

- **Materiales valorizables**: solo se consultó por PET, vidrio, cartón/papel y aluminio, en algunos casos se pudo subestimar los totales. En otros casos, solo existía información de estudios de generación y composición por lo cual se utilizó esta.

- **Costos de disposición**: en contratos tercerizados, el costo por tonelada suele incluir recolección y transporte, no solo la disposición, lo que puede distorsionar comparaciones.

- **Porcentaje del presupuesto en GIRS**: cuando no fue proporcionado por los gobiernos locales, se estimó a partir de los informes de liquidación presupuestaria ante la Contraloría.

A pesar de estas limitaciones, el estudio ofrece una visión relevante del estado actual de la Gestión Integral de Residuos en Costa Rica y constituye un insumo valioso para futuras investigaciones.

Referencias Bibliográficas

Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (2010). Ley N.° 8839: Ley para la Gestión Integral de Residuos. Recuperado de *https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?nValor1=1&nValor2=68300&nValor3=83024&param1=NRTC&strTipM=TC*

Instituto Geográfico Nacional. (2024). División Territorial Administrativa, 2024: Totales de provincias, cantones y distritos de Costa Rica. Recuperado de *https://www.snitcr.go.cr/biblioteca_DTA*

Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2023). Estimación de Población y Vivienda 2022: Resultados Generales. Recuperado de *https://admin.inec.cr/sites/default/files/2023-07/rePoblacResultadosGenerales_Estimacion_poblacion_vivienda_2022.pdf*

Poder Ejecutivo de Costa Rica. (2024). Decreto Ejecutivo N.° 44421-S: Reglamento de parques ambientales para la separación, tratamiento, aprovechamiento y disposición final de residuos sólidos. Recuperado de *https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?nValor1=1&nValor2=101788&nValor3=140485&param1=NRTC&strTipM=TC*

ID 121. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO DE VILLA ELISA DEPARTAMENTO CENTRAL, REPÚBLICA DEL PARAGUAY

Lizbeth Zarza Mereles[1*], Vivian Urizar[1*], Edgar Javier Cardozo Maldonado[2*], Rodrigo Luis Mussi Buzarquis[3*]

[1] Universidad Nacional de Asunción (UNA), Facultad de Ingeniería, Ingeniería Geográfica y Ambiental, Campus Universitario, San Lorenzo, Central, Paraguay

[2,3] Universidad Nacional de Asunción (UNA), Facultad de Ingeniería, Ingeniería Geográfica y Ambiental, Cátedra de Gestión Integral de Residuos, 9º semestre, Campus Universitario, San Lorenzo, Central, Paraguay.

*nzarza@fiuna.edu.py, vurizar@fiuna.edu.py, edgarcardozo@fiuna.edu.py, rmussi@ing.una.py

1.- ABSTRACT

This study estimates greenhouse gas (GHG) emissions from the organic fraction of municipal solid waste (MSW) in Villa Elisa, Central Department, Paraguay. The rapid increase in urban solid waste generation globally, driven by population growth and technological advancement, necessitates a robust understanding of waste composition to develop effective management strategies. Our research highlights the urgent need for reliable data on waste characteristics and management practices. Through comprehensive diagnostics, we assessed the current state of waste management in Villa Elisa, revealing significant deficiencies, particularly in organic waste handling. We employed the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) methodologies to estimate GHG emissions, focusing on methane generated from anaerobic degradation of organic waste in landfills. Our findings indicate that approximately 60% of the total waste generated is organic, which presents substantial opportunities for improving waste management practices, including source separation and composting. The estimated GHG emissions demonstrate a stable yet slightly increasing trend from 2012 to 2032. This underscores the importance of implementing sustainable waste management strategies to mitigate environmental impacts. The proposed management plan emphasizes community involvement and education to enhance recycling and valorization of organic waste. Our study is critical for local authorities to formulate policies that align with environmental sustainability goals.

Keywords: Greenhouse gas emissions, municipal solid waste, organic waste, waste management, Paraguay, sustainability.

2.- INTRODUCCIÓN

La generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) ha experimentado un aumento significativo a nivel global, impulsado principalmente por el crecimiento poblacional, el desarrollo tecnológico y las actividades humanas. Comprender la composición de estos residuos resulta esencial para diseñar estrategias efectivas de manejo a nivel nacional, aunque la obtención de datos fiables y consistentes sigue siendo un desafío. La gestión de residuos urbanos representa un problema crucial en muchas ciudades, donde la recolección y disposición adecuada enfrentan obstáculos significativos, evidenciados por la falta de acceso a servicios básicos para más de 40 millones de personas en América Latina. A pesar de las mejoras en los sistemas de recolección, es común encontrar materiales valiosos en rellenos sanitarios o vertederos a cielo abierto, lo que genera impactos negativos para la salud pública y el medio ambiente. Este problema trasciende las fronteras locales y se ha consolidado como un reto social, económico, sanitario y ambiental a escala internacional. Factores como el empaquetado masivo, la obsolescencia programada, cambios en los patrones de consumo y la insuficiente implementación de sistemas integrales de gestión dificultan la solución del problema. Aunque existen iniciativas enfocadas en la reducción, reutilización y reciclaje, estas se enfrentan a barreras culturales, económicas y tecnológicas, además de la falta de mecanismos efectivos que incentiven la responsabilidad activa de los generadores de residuos para adoptar prácticas modernas que minimicen o eliminen la producción de desechos.

3.- OBJETIVO GENERAL

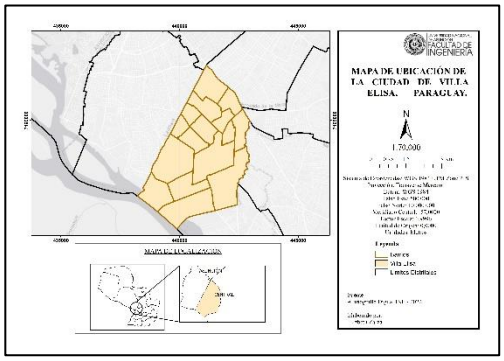
Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en el municipio de Villa Elisa

4.- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar un diagnóstico sobre la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en el municipio.
- Estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos generados. (Incluye todas las fracciones: orgánicas, vidrio, plásticos, papel y cartón, otros.)
- Estimar de las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el relleno sanitario.
- Proponer un plan de gestión de los Residuos Sólidos Urbanos, con énfasis en el manejo de la fracción orgánica.

5.- MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. ÁREA DE ESTUDIO



Villa Elisa es una ciudad del Departamento Central de Paraguay, ubicada a 16 km de Asunción. Fundada en 1938 como una colonia de inmigrantes europeos, hoy es una de las localidades más dinámicas del Área Metropolitana. Según el

Censo Nacional de Población y Viviendas 2022, realizado por el Instituto Nacional de Estadística (INE), su población alcanzó los 71,383 habitantes, distribuidos en 16 barrios. La ciudad limita con Asunción, Fernando de la Mora, San Lorenzo, Ñemby, Lambaré, San Antonio y el río Paraguay, y abarca una superficie aproximada de 18,43 km².

5.2.- DIAGNÓSTICO DE LA GESTIÓN DE LOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

El presente estudio inició con un análisis detallado de la situación actual de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Mariano Roque Alonso, Paraguay. Para ello, se recopiló información de fuentes primarias y secundarias, incluyendo entrevistas a actores clave en la gestión de residuos, documentación oficial municipal y estudios previos del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD 2022).

Se realizó una evaluación de la infraestructura de recolección y disposición final de los residuos, identificando deficiencias en el manejo de la fracción orgánica y la ausencia de estrategias de valorización. A través de un diagnóstico comparativo con estándares internacionales y la normativa vigente en Paraguay, se analizaron los desafíos que enfrenta el municipio en cuanto a gestión ambiental, especialmente en la reducción de emisiones contaminantes y la optimización de la recolección de residuos.

5.3.- ESTIMACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS GENERADOS

Ante la falta de datos completos, se estimó la tasa de crecimiento poblacional anual del municipio de Villa Elisa utilizando los censos nacionales de población y viviendas de 2012 y 2022, proporcionados por el Instituto Nacional de Estadística (INE). Para este cálculo se aplicó la fórmula de la Tasa de Crecimiento Anual Compuesto (CAGR), que asume un crecimiento compuesto constante a lo largo del tiempo. La población pasó de 70,362 habitantes en 2012 a 71,383 en 2022, resultando en una tasa promedio anual de aproximadamente 0.145%.

Tasa de Crecimiento Anual Compuesto (Compound annual growth rate)

$$CAGR = \left(\frac{P_f}{P_i}\right)^{\frac{1}{n}} - 1 \ldots(1) \quad \text{(BBVA, 2024)}$$

Con esta tasa, se proyectó la población para los años intermedios (2013-2021) y futuros (2023-2032) mediante la fórmula de proyección poblacional compuesta.

$$P_t = P_i \times (1 + r)^n \ldots(2) \quad \text{(United Nations, 2019)}$$

Posteriormente, se calculó la producción per cápita (PPC) de residuos sólidos urbanos multiplicando la población anual estimada por un índice de generación de residuos de 1.22 kg por habitante por día, valor tomado del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, 2022). Este índice considera tanto residuos domiciliarios como no domiciliarios, incluyendo estratos específicos de generación según estaciones secas y húmedas, y se tomó como referencia la composición urbana del municipio de Asunción, dado que ambos municipios comparten características urbanas similares.

Clasificación	Subclasificación	Promedio, %
Orgánicos		60,39
Inorgánicos	Vidrio	2,84
	Papel y cartón	7,25
	Plásticos	12,12
	Metales no ferrosos	0,39
	Metales ferrosos	0,42
	Cerámicas	0,78
	Artículos de oficina y utensilios de cocina	0,02
	Equipos eléctricos y electrónicos	1,58
	Ropa y textiles	1,49
	Sanitarios y pañales desechables	5,31
	Otros no considerados como de manejo especial	1,56
	Arenas o material menor a 2 micras	4,71
	Otros	0,39
Peligrosos		0,75
Totales		**100,00**

Tabla 1. Clasificación y subclasificación de residuos sólidos urbanos (agrupados). Fuente: PNUD, 2022.

5.4.- ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI)

El cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) es fundamental para evaluar el impacto climático de actividades como la eliminación de residuos sólidos urbanos (RSU) en sitios de disposición final (SDF), siguiendo la metodología del IPCC (2006). Esta metodología se basa en un modelo de descomposición de primer orden (FOD), que estima las emisiones de metano (CH4) generadas por la descomposición del carbono orgánico degradable (DOC) en los residuos depositados.

Para calcular las emisiones, se recopilan datos sobre la cantidad y composición de residuos. La masa de carbono orgánico degradable disuelto (DDOCm) se calcula con:

COD DISUELTO A PARTIR DE LOS DATOS SOBRE ELIMINACIÓN DE DESECHOS

$$DDOCm = W \bullet DOC \bullet DOC_f \bullet MCF$$

donde W es la masa de residuos, DOC la fracción de carbono orgánico degradable, DOCf la fracción que se descompone, y MCF el factor de corrección según el tipo de SDF.

La cantidad de metano generado se obtiene con:

CH_4 GENERADO A PARTIR DE LOS DDOCm EN DESCOMPOSICIÓN

$$CH_4\ generado_T = DDOCm\ descomp_T \bullet F \bullet 16/12$$

y las emisiones netas de metano emitidas son:

EMISIONES DE CH_4 PROVENIENTES DE LOS SEDS

$$Emisiones\ de\ CH_4 = \left[\sum_x CH_4\ generado_{x,T} - R_T\right] \bullet (1 - OX_T)$$

donde F es la fracción volumétrica de metano en el gas, T el metano recuperado, y OX el factor de oxidación del metano en la cubierta del SDF.

Este modelo permite estimar las emisiones temporales de metano, considerando variables clave como la composición de residuos, las condiciones climáticas, la gestión del sitio y la capacidad de recuperación de gas, lo que lo convierte en una herramienta esencial para la evaluación ambiental y planificación de mitigación en la gestión de residuos.

5.5.- PROPUESTA DE UN PLAN DE GESTIÓN DE LOS RSU CON ÉNFASIS EN LA FRACCIÓN ORGÁNICA

La propuesta de mejora en los planes de gestión de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Villa Elisa, con énfasis en el manejo de la fracción orgánica, se estructura en seis componentes fundamentales. En primer lugar, se plantea la realización de un diagnóstico inicial, mediante la recolección de datos sobre la generación de residuos, utilizando tanto las cifras proporcionadas por la empresa ECOTOTAL como

encuestas aplicadas a la población, lo que permitirá obtener información precisa sobre volúmenes y composición. A partir de estos datos, se establecerán objetivos concretos orientados a la reducción de la fracción orgánica que actualmente se destina al relleno sanitario.

Con base en estos objetivos, se diseñarán estrategias de manejo adecuadas que incluyan la separación en origen, programas de compostaje y la recolección diferenciada de residuos orgánicos. Estas acciones estarán acompañadas por el desarrollo de la infraestructura necesaria, como contenedores específicos y centros de acopio para la valorización de la materia orgánica. La capacitación y concienciación de la población serán elementos claves, abordados a través de campañas educativas y talleres comunitarios, fomentando así una participación activa y responsable. Finalmente, se implementará un sistema de monitoreo y evaluación que permita medir la efectividad de las estrategias aplicadas, mediante indicadores de rendimiento y la elaboración de informes periódicos que faciliten la toma de decisiones y ajustes continuos.

6.- RESULTADOS

6.1.- DIAGNÓSTICO DE LA GESTIÓN DE LOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

En el municipio de Villa Elisa se generan aproximadamente 85,7 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos, según datos de la empresa ECOTOTAL, responsable de su recolección. Actualmente, no existe un sistema de separación en origen, lo que limita las posibilidades de reciclaje y valorización, y contribuye a problemas como la acumulación de basura en espacios públicos, con impactos negativos sobre la salud y el ambiente. Aunque la recolección es diaria y cuenta con camiones compactadores, cuadrillas organizadas y rutas zonificadas, persisten prácticas inadecuadas de disposición.

En cuanto al destino final de los residuos, el plan oficial prevé su paso por la Estación de Transferencia y Planta de Separación (ET/PS) de Luque antes de llegar al Centro de Disposición Final (CDF) El Farol. No obstante, en la práctica, los residuos de Villa Elisa se transportan directamente al CDF sin clasificación previa. Este relleno sanitario, ubicado en Chaco-i, Pte. Hayes, opera desde hace cuatro años, recibe entre 550 y 700 toneladas diarias del Área Metropolitana de Asunción, y cuenta con infraestructura en desarrollo para la separación mecánica de materiales reciclables. La falta de separación en origen y el desvío de la ruta planificada de gestión evidencian la necesidad urgente de fortalecer el sistema mediante infraestructura adecuada, educación ambiental y estrategias integrales de manejo de residuos.

6.2. ESTIMAR LA COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS GENERADOS EN LA CIUDAD DE VILLA ELISA.

Teniendo los valores de población de los años 2012 y 2022 extraídos de censos elaborados por el INE, se estimó la cantidad de habitantes para los años faltantes en un periodo de 20 años resultando en una tasa de crecimiento poblacional anual de 0.145%.

Una vez teniendo los valores de población anual se realizó el cálculo de PPC de residuos, tomando como índice de PPC igual a 1,22 kg/hab./día según estudio realizado por el PNUD en 2022. Así se obtuvo entonces la siguiente tabla con los resultados:

Año	Población	PPC		
		Kg/día	Ton/día	Ton/año
2012	70362	85842	86	31332
2013	70463	85965	86	31377
2014	70565	86089	86	31423
2015	70667	86213	86	31468
2016	70769	86338	86	31513
2017	70871	86462	86	31559
2018	70973	86587	87	31604
2019	71075	86712	87	31650
2020	71178	86837	87	31695
2021	71280	86962	87	31741
2022	71383	87087	87	31787
2023	71486	87213	87	31833
2024	71589	87339	87	31879
2025	71692	87464	87	31925
2026	71796	87591	88	31971
2027	71899	87717	88	32017
2028	72003	87843	88	32063
2029	72107	87970	88	32109
2030	72210	88097	88	32155
2031	72315	88224	88	32202
2032	72419	88351	88	32248
TOTAL	**1499100**	**1828902**	**1829**	**667549**

Tabla 2. Producción de residuos per cápita en un periodo anual. Fuente: Elaboración propia.

La generación per cápita de residuos en Villa Elisa se ha mantenido relativamente estable, con un promedio anual de 31.788 toneladas, lo que sugiere que las prácticas de consumo por habitante no han variado significativamente a pesar del crecimiento poblacional. Esta estabilidad podría reflejar la efectividad de las políticas de gestión de residuos implementadas. No obstante, el aumento total de residuos generado debido al incremento demográfico representa un desafío creciente para la capacidad de gestión del municipio.

Empleando los valores de coeficientes según el tipo de residuo urbano, se obtuvieron los siguientes resultados:

Año	PPC (Ton/año)	Orgánicos	Vidrio	Papel y cartón	Plásticos	Metales no ferrosos	Metales ferrosos	Cerámicas	Artículos de dicha y porcelana de cocina	Inorgánicos	Aparatos electrónicos	Ropa y textiles	Sanitarios y artículos desechables	Otros no combustibles de manejo especial	Arenas o material inerte a rellenar	Otros	Peligrosos
2012	31332	1932	890	2372	1367	132	132	264	6	490	490	487	1365	490	1476	132	251
2013	31377	1935	891	2375	1369	132	132	265	6	490	490	488	1367	490	1478	132	251
2014	31423	1938	892	2378	1368	132	132	265	6	490	490	488	1369	490	1480	132	251
2015	31468	1941	894	2381	1370	132	132	266	6	490	490	489	1371	490	1483	132	252
2016	31513	1944	895	2384	1372	132	132	266	6	490	490	490	1373	490	1485	132	252
2017	31559	1947	896	2387	1373	132	132	267	6	490	490	491	1374	490	1488	132	252
2018	31604	1950	897	2390	1375	132	132	267	6	490	490	492	1376	490	1490	132	253
2019	31650	1953	898	2393	1377	132	132	268	6	490	490	493	1378	490	1493	132	253
2020	31695	1956	899	2396	1378	132	132	268	6	490	490	494	1380	490	1495	132	253
2021	31741	1959	900	2399	1380	132	132	269	6	490	490	495	1381	490	1498	132	254
2022	31787	1962	901	2402	1382	132	132	269	6	490	490	496	1383	490	1500	132	254
2023	31833	1965	902	2405	1383	132	132	270	6	490	490	497	1385	490	1503	132	254
2024	31879	1968	903	2408	1385	132	132	270	6	490	490	498	1386	490	1505	132	255
2025	31925	1971	904	2411	1386	132	132	271	6	490	490	499	1388	490	1508	132	255
2026	31971	1974	905	2414	1388	132	132	271	6	490	490	500	1390	490	1510	132	256
2027	32017	1977	906	2417	1389	132	132	272	6	490	490	501	1391	490	1513	132	256
2028	32063	1980	907	2420	1391	132	132	272	6	490	490	502	1393	490	1515	132	257
2029	32109	1983	908	2423	1392	132	132	273	6	490	490	503	1394	490	1518	132	257
2030	32155	1986	909	2426	1394	132	132	273	6	490	490	504	1396	490	1520	132	258
2031	32202	1989	910	2429	1395	132	132	274	6	490	490	505	1397	490	1523	132	258
2032	32248	1992	911	2432	1397	132	132	274	6	490	490	506	1399	490	1525	132	259
TOTAL	667549	401135	18908	48597	80607	2603	2604	5207	134	10464	9946	2744*	33414	9946	31442	2603	5107

Tabla 3. Clasificación y subclasificación de residuos sólidos urbanos según el PPC del municipio de Villa Elisa. Fuente:

Elaboración propia.

La alta proporción de residuos orgánicos, que representa una parte significativa del total, resalta la necesidad de mejorar las prácticas de compostaje y manejo de estos residuos, lo que podría reducir la carga en los vertederos y contribuir a la sostenibilidad ambiental.

6.3.- ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI)

Para la estimación del carbono orgánico disuelto (DOC) y el cálculo de emisiones de metano en los residuos sólidos urbanos del municipio de Villa Elisa, se emplearon los parámetros por defecto establecidos por el IPCC (2006). Se asumió un valor de 15% de DOC sobre peso húmedo para los desechos orgánicos, considerando la variabilidad según el tipo de residuo y la presencia de impurezas. Asimismo, se utilizaron los siguientes valores estándar: constante de descomposición del metano k = 0,4 año^{-1}, fracción del carbono degradable que se descompone DOCf = 0,5, fracción de metano en el gas de vertedero F = 0,5, factor de oxidación OX = 0, y recuperación de metano R = 0. Estos parámetros fueron extraídos directamente de las directrices del IPCC y aplicados en el presente análisis.

Parámetro	Descripción	Valor
DOC	Contenido de carbono orgánico disuelto en desechos orgánicos	15% peso húmedo
k	Índice de generación de metano (clima tropical)	0,4 año^{-1}
F	Fracción de CH_4 en el gas de vertedero	0,5
DOCf	Fracción del DOC que se descompone	0,5
OX	Factor de oxidación	0
R	Recuperación de metano	0

Tabla 4. Parámetros utilizados sugeridos por el IPCC. Fuente: Elaboración propia.

Se aplicó la metodología Casi Nivel 2 (Tier 2) del IPCC, que utiliza datos locales para estimar con mayor precisión la generación de metano en vertederos. Esta metodología considera la composición de residuos, clima y manejo específico del área, siendo recomendada cuando hay información desagregada disponible, como en Villa Elisa, usando datos nacionales del PNUD (2022).

IPCC Nivel 2				
Año	Cantidad Depositada	CH_4 generado	CH_4 Emitido	CO2 equivalente
	W	Q = E * 16/12 * F	L = (Q-R)*(1-OX)	CO2 equi =L * 28
	Gg	Gg	Gg	Gg
2012	18.92	0.00	0.00	0.00
2013	18.95	0.31	0.31	8.73
2014	18.98	0.31	0.31	8.75
2015	19.00	0.31	0.31	8.76
2016	19.03	0.31	0.31	8.77
2017	19.06	0.31	0.31	8.78
2018	19.09	0.31	0.31	8.80
2019	19.11	0.31	0.31	8.81
2020	19.14	0.32	0.32	8.82
2021	19.17	0.32	0.32	8.83
2022	19.20	0.32	0.32	8.85
2023	19.22	0.32	0.32	8.86
2024	19.25	0.32	0.32	8.87
2025	19.28	0.32	0.32	8.89
2026	19.31	0.32	0.32	8.90
2027	19.33	0.32	0.32	8.91
2028	19.36	0.32	0.32	8.92
2029	19.39	0.32	0.32	8.94
2030	19.42	0.32	0.32	8.95
2031	19.45	0.32	0.32	8.96
2032	19.47	0.32	0.32	8.98

Tabla 5. IPCC Casi Nivel 2. Fuente: Elaboración propia.

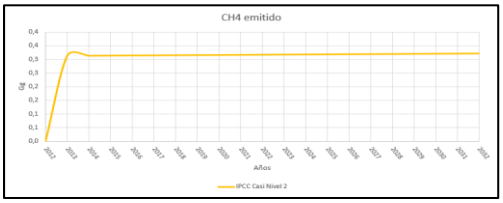


Gráfico 1. Curva de la emisión de CH4 en un periodo de 20 años, según el IPCC Casi Nivel 2. Fuente: Elaboración propia.

Entre 2012 y 2032, la cantidad de residuos depositados aumenta levemente de 18.92 a 19.47 Gg, posiblemente por mayor generación o ampliación del sistema de disposición. Las emisiones de metano (CH_4), calculadas con la metodología IPCC Casi Nivel 2, muestran un salto brusco entre 2012 y 2013, asociado al inicio de la actividad emisora, y luego se estabilizan con una ligera tendencia al alza.

Para el Primer Informe Bienal de Transparencia de Paraguay, se usaron datos de la Tabla Común de Reporte 2024 presentada ante la CMNUCC, con información sobre emisiones de gases de efecto invernadero desde 1990 hasta 2021. El análisis se enfocó en la categoría "disposición de residuos sólidos" para evaluar las emisiones nacionales derivadas de la gestión final de residuos.

Tendencia de las emisiones CH4	
Disposición de Residuos Solidos	
Año	CO2 equivalents: CRT 2024, Paraguay
2012	31
2013	33
2014	35
2015	36
2016	39
2017	41
2018	43
2019	45
2020	47
2021	49

2021
PRY-CRT-2024-V0.2
Paraguay

Tabla 6: Disposición de residuos sólidos (CRT 2024, Paraguay). Fuente: Elaboración propia.

Para evaluar las emisiones de Villa Elisa, se compararon los datos locales del municipio con la información nacional extraída de la CRT para el período 2012–2021. Esto permitió analizar la contribución de Villa Elisa al total nacional del sector residuos y observar las tendencias locales en relación con la evolución general del país.

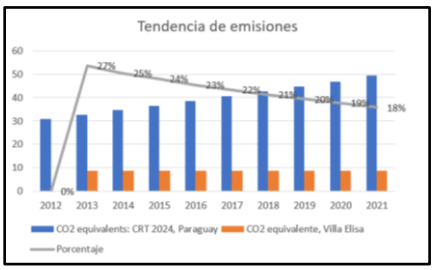


Figura 7: Tendencia de Emisiones. Fuente: Elaboración propia

A nivel país, se observa una tendencia creciente en las emisiones, que pasaron de 30,79 (kt) de CO_2 en 2012 a 49,43 kt en 2021, lo que refleja un aumento sostenido de las emisiones derivadas de la disposición final de residuos sólidos. Este comportamiento podría estar asociado al crecimiento poblacional y al consecuente incremento en la generación de

residuos. En contraste, las emisiones estimadas para Villa Elisa se mantuvieron relativamente estables, con un leve aumento de 8,73 kt en 2013 a 8,83 kt en 2021. Este patrón sugiere que el volumen de residuos sólidos dispuestos en el municipio no ha experimentado variaciones significativas o que, posiblemente, se han implementado prácticas de gestión que han contribuido a estabilizar las emisiones.

Asimismo, se destaca que, pese a su escala territorial reducida, las emisiones de Villa Elisa representan una fracción considerable del total nacional en esta categoría. Por ejemplo, en el año 2013, el municipio concentró aproximadamente el 27 % de las emisiones nacionales asociadas a la disposición de residuos sólidos, lo que evidencia su peso relativo dentro del sector residuos a nivel país.

6.4.- PROPONER MEJORAS EN LOS PLANES DE GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS, CON ÉNFASIS EN EL MANEJO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA.

La gestión de residuos sólidos urbanos en Villa Elisa presenta deficiencias importantes, especialmente en el manejo de la fracción orgánica, que es mayoritaria. La ausencia de separación en origen limita el reciclaje y genera problemas de salud y contaminación. Aunque ECOTOTAL realiza recolección diaria, persisten desafíos que requieren estrategias integrales. Se propone fomentar la separación desde la fuente mediante campañas educativas, mejorar la infraestructura con contenedores específicos y rutas selectivas, y promover la gestión asociativa para el aprovechamiento del metano como biogás. Además, se recomienda capacitar a la comunidad y establecer un sistema de monitoreo para evaluar resultados, promoviendo la colaboración entre autoridades, universidades y ONGs. Así, Villa Elisa puede avanzar hacia una gestión más sostenible, especialmente en la fracción orgánica.

7.- CONCLUSIONES

El diagnóstico reveló deficiencias estructurales en la gestión de residuos sólidos urbanos en Villa Elisa. Aunque ECOTOTAL realiza recolección diaria, no se practica la separación en origen y los residuos se llevan directamente al relleno sanitario El Farol, sin pasar por estaciones de transferencia. Esto limita el reciclaje y valorización, y propicia la acumulación de basura en espacios públicos.

A través de estimaciones basadas en datos demográficos y en el índice per cápita de generación de residuos, se determinó que la fracción orgánica representa en promedio un 60% del total de residuos generados en la ciudad, lo cual es consistente con patrones observados en entornos urbanos similares.

Aplicando la metodología mejorada del Nivel 1 del IPCC, se estimó que las emisiones de metano por la fracción orgánica de residuos en Villa Elisa muestran una tendencia ligeramente creciente pero estable entre 2012 y 2032. En 2013, el municipio contribuyó con aproximadamente el 27% de las emisiones nacionales de metano por disposición de residuos, a pesar de su tamaño territorial menor al promedio nacional. Esto evidencia la importancia de priorizar la gestión sostenible de residuos en Villa Elisa para mitigar su impacto significativo en las emisiones nacionales.

En función del diagnóstico y las estimaciones realizadas, se propusieron estrategias concretas como la separación en origen, el compostaje domiciliario y comunitario, la implementación de rutas específicas de recolección, y el fortalecimiento de la educación ambiental. Estas medidas no solo permitirían reducir las emisiones de GEI, sino que también contribuirían a disminuir la presión sobre los rellenos sanitarios y mejorar la calidad de vida urbana.

El diagnóstico de la gestión de residuos en Villa Elisa evidencia deficiencias, especialmente por la falta de separación en origen y la disposición directa en el relleno sanitario El Farol. Con un 60% de residuos orgánicos, existen grandes oportunidades para mejorar la gestión y reducir emisiones de gases de efecto invernadero. Las emisiones de metano muestran una tendencia estable, destacando la importancia de Villa Elisa en la mitigación nacional del cambio climático. Se proponen estrategias como separación en origen, compostaje y educación ambiental para disminuir emisiones, aliviar rellenos y mejorar la calidad de vida, apuntando hacia una gestión más sostenible.

8.- REFERENCIAS

United Nations. (2019). World Population Prospects 2019. https://www.un.org/development/desa/pd/

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). (2022). Estudio de caracterización.

Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). (2024). Paraguay. 2024 Common Reporting Table (CRT). https://unfccc.int/documents/645202

Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES). (2025). Segundo Informe Bienal de Transparencia de Paraguay (DIN2024_1BTR_Paraguay). https://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2025/04/DIN2024_1BTR_Paraguay.pdf

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). (2006). Datos de generación, composición y gestión de desechos. En *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*.

Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES). (2022). Plan Maestro de GIRSU para el AMA y Acciones complementarias. https://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2022/06/Plan-Maestro-de-GIRSU-para-el-AMA-y-Acciones-complementarias.pdf

Calvente Orden, M. (2024). ¿Qué es la tasa de crecimiento anual compuesta o CAGR (Compound Annual Growth Rate)? BBVA. Recuperado de https://www.bbva.com/es/economia-y-finanzas/que-es-la-tasa-de-crecimiento-anual-compuesta-o-cagr-compound-annual-growth-rate/

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2006). Eliminación de desechos sólidos. Recuperado de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/5_Volume5/V5_3_Ch3_SWDS.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2006). Datos de generación, composición y gestión de desechos. Recuperado de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/5_Volume5/V5_2_Ch2_Waste_Data.pdf

Instituto Nacional de Estadística (INE). (2022). Resultados finales del Censo Nacional de Población y Viviendas 2022. Recuperado de https://www.datos.gov.py/dataset/resultados-finales-del-censo-nacional-de-poblaci%C3%B3n-y-viviendas-2022/resource/154c2e97-f655

Instituto Nacional de Estadística (INE). (2012). Porcentaje de población total por área urbana-rural, según departamento y distrito, Año 2017.

ID 122. ESTIMACIÓN DE LA EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO J. AUGUSTO SALDÍVAR, PARAGUAY ENTRE LOS AÑOS 2012 Y 2032

Estimating greenhouse gas (GHG) emissions from the organic fraction of urban solid waste in J. Augusto Saldívar, Paraguay, from 2012 to 2032.

Año y procedencia de la publicación: 2025 Asunción, Paraguay.

SERGI GIMENEZ ZARZA[1]*, JESSICA MARIELA SEQUEIRA RODRIGUEZ[1]*, EDGAR JAVIER CARDOZO MALDONADO[2], RODRIGO MUSSI BUZARQUIS[2]

1 Universidad Nacional de Asunción (UNA), Facultad de Ingeniería, Ingeniería Geográfica y Ambiental, Campus Universitario, San Lorenzo, Central, Paraguay.

2 Universidad Nacional de Asunción (UNA), Facultad de Ingeniería, Ingeniería Geográfica y Ambiental, Cátedra de Gestión Integral de Residuos, Campus Universitario, San Lorenzo, Central, Paraguay.

RESUMEN:

El manejo inadecuado de los residuos sólidos urbanos representa una fuente significativa de emisiones de gases de efecto invernadero, especialmente metano y dióxido de carbono, pero siendo el primero el que tiene mayor potencial de calentamiento global. El presente trabajo tiene como objetivo estimar las emisiones de metano derivadas de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos generados en el municipio de J. Augusto Saldívar, entre los años 2012 y 2032, a fin de aportar datos que orienten estrategias de mitigación y aprovechamiento energético. La metodología consistió en el análisis de datos poblacionales, composición de residuos y condiciones climáticas mediante herramientas de sistemas de información geográfica, la integración de estos datos en el modelo de residuos del IPCC refinado en 2019 permitió obtener las estimaciones finales de emisión de CH4. Los resultados evidencian un incremento progresivo de las emisiones, con potencial energético significativo que fue estimado igualmente a modo de conocer el posible aprovechamiento que se le podría dar a estas emisiones. Como propuesta, se plantea la implementación de islas de compostaje, a corto o mediano plazo, y el aprovechamiento del biogás a largo plazo, en cooperación con otros municipios. Estas acciones permitirían reducir las emisiones y contribuir al desarrollo de una gestión de residuos más sostenible.
PALABRAS CLAVE: Residuos Sólidos Urbanos, Metano, Gases de Efecto Invernadero, Biogás.

ABSTRACT:

Improper management of urban solid waste represents a significant source of greenhouse gas emissions, especially methane and carbon dioxide, with methane having the highest global warming potential between those two gases. This study aims to estimate methane emissions from the organic fraction of urban solid waste generated in the municipality of J. Augusto Saldívar between 2012 and 2032, in order to provide data to guide mitigation and energy use strategies. The methodology included an analysis of population data, waste composition, and climatic conditions using geographic information system tools. The integration of these data into the IPCC waste model refined in 2019 allowed obtaining the final CH4 emission estimates. The results show a progressive increase in emissions, with significant energy potential, which was also estimated to determine the possible uses that could be given to these emissions. The proposal is to implement composting islands in the short to medium term, and to harness biogas in the long term, in cooperation with other municipalities. These actions would reduce emissions and contribute to the development of more sustainable waste management.
KEY WORDS: Municipal Solid Waste, Methane, Greenhouse Gases, Biogas.

Autor
Correspondencia: sergi.gimenez@fiuna.edu.py ; jsequeira@fiuna.edu.py ; edgarcardozo@fiuna.edu.py ; rmussi@ing.edu.py ;

INTRODUCCIÓN

La gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) representa un desafío ambiental significativo a nivel global, especialmente en países en vías de desarrollo donde la infraestructura y los recursos para un manejo adecuado suelen ser limitados (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012). Dentro del volumen total de RSU, se encuentra la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), compuesta principalmente por restos de alimentos, residuos de jardinería y otros materiales biodegradables, constituye una porción considerable. La disposición inadecuada de esta, particularmente en vertederos o rellenos sanitarios sin sistemas de captación de gases, se ha identificado como una fuente importante de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), principalmente metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2006).

El metano y el dióxido de carbono son los principales gases procedentes de la descomposición de los componentes biodegradables de los residuos. (Carmen Orozco *et al*, 2002). El metano es un potente GEI con un potencial de calentamiento global significativamente mayor que él CO_2 en un horizonte de tiempo de 100 años (IPCC, 2021).

El municipio de J. Augusto Saldívar, ubicado en el departamento Central de Paraguay, no es ajeno a la problemática de la gestión de RSU y, presumiblemente, a las emisiones de GEI derivadas de la disposición de su materia orgánica. Un conocimiento preciso de la magnitud de estas emisiones resulta fundamental para la formulación e implementación de estrategias de mitigación efectivas, que puedan incluir la promoción del compostaje, la digestión anaeróbica u otras tecnologías de tratamiento y valorización (UNEP, 2015). Y como bien se menciona en la Ley 5211 (2014, Capítulo 3, Artículo 12), se deben de controlar las emisiones de los gases de efecto invernadero.

OBJETIVOS

La presente investigación se centra en la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos generados en el municipio de J. Augusto Saldívar buscando proporcionar una base sólida para la toma de decisiones y la implementación de políticas de gestión de residuos más sostenibles en la región**.**

Para alcanzar el objetivo principal de este trabajo, se decidió realizar un diagnóstico de la gestión actual de los residuos sólidos urbanos (RSU) del municipio, se buscó estimar la composición de dichos residuos y se utilizó el modelo de residuos del IPCC para calcular las emisiones de metano generadas por la fracción orgánica, entendiendo que este gas es el de mayor relevancia en la influencia de los vertederos sobre la emisión de gases de efecto invernadero debido a su elevado potencial de calentamiento global. Como valor agregado a la investigación, se optó por proponer mejoras en la gestión de los RSU del municipio, con el fin de contribuir a la mitigación de dichas emisiones y al fortalecimiento de una gestión más sostenible.

Antecedentes y situación actual

El aumento en la generación de residuos sólidos urbanos en Paraguay responde al crecimiento poblacional y al desarrollo urbano desorganizado. La fracción orgánica representa uno de los componentes predominantes en la composición de los residuos domiciliarios, siendo responsable de emisiones significativas de metano cuando es dispuesta en vertederos sin tratamiento previo.

El Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible elaboró en 2022 un estudio de caracterización de residuos sólidos urbanos para la ciudad de Asunción. En dicho informe se determinó que más del 50 % de los residuos generados corresponden a materia orgánica. Si bien el estudio se realizó para Asunción, sus resultados se pueden utilizar como referencia técnica para municipios cercanos que no cuentan con estudios propios, como es el caso de J. Augusto Saldívar.

El BTR publicado el 2024 por el Mades, el primer informe bienal del Paraguay, presenta datos de emisiones de metano generados por residuos a nivel nacional, realizar estimaciones de emisiones en el municipio permite evaluar la incidencia de los residuos del municipio estudiado en los impactos a nivel nacional sobre el calentamiento global.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se desarrolló en el municipio de J. Augusto Saldívar, situado en el departamento Central del Paraguay, con una superficie aproximada de 3.212 hectáreas. El clima del área fue caracterizado según datos de anuarios climáticos de la DINAC, lo cual fue relevante para definir parámetros en los modelos utilizados. El estudio fue estructurado en cuatro etapas principales que combinaron el análisis espacial, estadístico y técnico para estimar las emisiones de metano provenientes de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.

En la primera etapa se realizó un diagnóstico de la gestión de los residuos sólidos urbanos en el municipio. Se recopilaron informaciones a través de consultas directas y búsquedas en plataformas digitales. Se evaluaron los criterios de ubicación del vertedero mediante herramientas de sistemas de información geográfica, utilizando software QGIS y archivos de tipo shapefile de viviendas, con el fin de verificar si el sitio actual de disposición final de residuos cumple con los requisitos establecidos para proteger la calidad ambiental del entorno.

Durante la segunda etapa se estimó la generación de residuos por habitante, utilizando una tasa de referencia diaria, extraída de un estudio de caracterización de los residuos sólidos urbanos en Asunción, y multiplicándola por la población urbana

del municipio para obtener los volúmenes anuales. Se utilizaron datos de los censos de población para los años 2002, 2012 y 2022, y se aplicaron regresiones lineales y polinómicas mediante el uso de Microsoft Excel para proyectar la población urbana hasta el año 2032. Posteriormente, se calculó la cantidad de residuos generados anualmente y su composición fue estimada utilizando dos escenarios: uno con datos regionales, extraídos de estudios del IPCC, y otro con datos locales, extraídos del mismo estudio hecho para Asunción. Esta información permitió obtener un panorama del comportamiento y crecimiento de los residuos en el tiempo.

En la tercera etapa se utilizaron las estimaciones obtenidas para alimentar el modelo de residuos del IPCC, implementado en una hoja de cálculo de Excel, con el objetivo de calcular las emisiones anuales de metano derivadas de la fracción orgánica de los residuos. Se ajustaron parámetros como la generación per cápita, la proporción de residuos enviados a relleno sanitario, el tipo de relleno sanitario, el tipo de clima y el factor correctivo de metano. Los resultados de esta etapa se compararon con los datos del BTR del país.

Finalmente, en la cuarta etapa se realizaron propuestas para mejorar la gestión de los residuos sólidos urbanos y se estimó el potencial energético del metano generado por la fracción orgánica de los residuos. Para ello, se realizó la conversión del gas metano desde toneladas a metros cúbicos y se aplicó una fórmula que relaciona el volumen de metano con el poder calorífico del biogás, el rendimiento térmico del sistema de generación eléctrica y un factor de disponibilidad anual. Estos cálculos se ejecutaron utilizando Microsoft Excel, y se compararon con valores de consumo per cápita de energía eléctrica expuestos por la ANDE para estimar cuántas personas podrían ser abastecidas con la energía generada. Esta etapa permitió evaluar la viabilidad de una futura valorización energética como parte de una gestión de residuos más eficiente y sostenible. El análisis consideró dos escenarios de captación de biogás: uno con una eficiencia total y otro con una eficiencia reducida, permitiendo analizar diferentes posibilidades de recuperación de energía y reducción de emisiones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras contactar directamente con el número de contacto disponibilizado en la web de la municipalidad, la respuesta dada fue que la recolección de residuos en el municipio es tercerizada, se facilitó un contacto con la empresa encargada de dicha gestión, el nombre de la empresa es Multiservicios Ecológicos S.A., debido a esto se redirigieron las consultas hacia dicha empresa y no se tuvo éxito a la hora de obtener información por dicho medio.

Se logró identificar que los residuos generados en el municipio son trasladados al vertedero ubicado en el barrio Mbocayaty dentro de la ciudad de José Augusto Saldívar, el cual es gestionado por la empresa El Farol S.A. (Última Hora, 2009). Sin embargo, no se encontró información disponible acerca de cómo se llevan a cabo las diferentes etapas del proceso de gestión, tales como la recolección. La ubicación de dicho vertedero no cumple los requisitos establecidos para proteger la calidad ambiental del entorno y de hecho debido a la actual situación del municipio encontrándose el mismo casi totalmente urbanizado, no se puede tener ninguna ubicación dentro de los límites municipales que cumpla estos requisitos.

Los resultados estiman que la generación de residuos sólidos urbanos en el municipio de José Augusto Saldívar irá en aumento, considerando la expansión poblacional proyectada hasta 2032. La caracterización de estos residuos indica que una proporción significativa es de origen orgánico, lo cual representa una fuente considerable de emisiones de gases de efecto invernadero, específicamente metano, en caso de disposición en vertederos sin sistemas adecuados de captación. La evaluación de las emisiones de metano revela que el porcentaje estimado de emisiones de metano por vertido de RSU en el municipio en comparación a las emisiones a nivel nacional por vertido de RSU ha ido aumentando con el paso del tiempo, en 2021, las cantidades pueden variar entre 153,2 y 447,5 toneladas, lo que representa entre el 0,3% y el 0,9% de las emisiones totales de metano a nivel nacional con fuente en vertido de RSU, sin embargo, la superficie del municipio equivale a apenas el 0,008% de la superficie total del país, por lo que las emisiones estimados de metano son notoriamente altas en relación a las emisiones declaradas en el BTR. Llegados al 2033 se tiene la estimación más alta de emisión de metano que corresponde a un valor entre 571 y 847 toneladas.

En cuanto a las propuestas de mejora, se sugiere implementar un proyecto de establecimiento de islas de compostaje en puntos estratégicos del municipio y analizar en función al éxito de esta estrategia el grado de dificultad que podría tener un posterior proyecto de gestión que apunte al reciclaje de otros tipos de RSU.

Se propone también cambiar el sitio de vertido de los RSU por algún relleno sanitario fuera de los límites del municipio y optimizar las rutas de recolección y transporte de los mismos hasta su destino final.

Según las estimaciones de esta investigación, el potencial energético asociado a la fracción orgánica de los residuos generados en el 2033 (último año de estimación de emisión de CH_4 en este trabajo) podría alimentar a cerca de 900 personas en condiciones ideales de captación del biogás. Sin embargo, en escenarios más realistas de eficiencia moderada, esta cifra se reduce a menos de 200 personas, aunque todavía representa un impacto positivo en la gestión energética y ambiental del municipio. Debido a las inversiones iniciales necesarias y los altos costos de mantenimiento, un proyecto de esta naturaleza solo puede ser abordado desde una perspectiva regional en conjunto con otros municipios que muestren interés

en este tipo de tratamiento.

CONCLUSIONES

El estudio permitió evidenciar que el municipio de J. Augusto Saldívar presenta una gestión deficiente de los residuos sólidos urbanos, con disposición final en un vertedero que no cumple con los criterios ambientales establecidos.

La fracción orgánica de los residuos representa una fuente considerable de emisiones de metano, un gas de efecto invernadero con alto potencial de calentamiento global. Las proyecciones realizadas muestran un aumento significativo de estas emisiones entre los años 2012 y 2033, asociado al crecimiento poblacional y urbano.

También se identificó un importante potencial energético del metano emitido, que podría ser aprovechado para la generación de electricidad, beneficiando a cientos de personas anualmente. Sin embargo, se requiere de inversiones significativas y de un trabajo en conjunto con otros municipios para implementar tecnologías como plantas de biogás. Por ello, las propuestas planteadas deben ser consideradas a nivel regional, ya que su viabilidad y sostenibilidad dependen de un enfoque conjunto más allá del ámbito local. En general, se concluye que una adecuada planificación de la gestión de residuos, centrada en el aprovechamiento de la fracción orgánica y la reducción de emisiones, podría representar un avance hacia un desarrollo ambientalmente más sostenible.

BIBLIOGRAFÍA

Ministerio del Ambiente de Perú. (2013). Guía de la estructura de costos. https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp-content/uploads/sites/22/2013/10/Gu%C3%ADa-de-la-Estructura-de-Costos.pdf

Martínez, S. M. (2020). Aprovechamiento energético sustentable del biogás producido por la disposición de los residuos sólidos urbanos generados en el municipio de Tafí Viejo, Tucumán – Argentina [Tesis de maestría, Universidad Tecnológica Nacional]. https://ria.utn.edu.ar/server/api/core/bitstreams/de7af603-a9fb-47d9-b363-c219f7f466be/content

IPCC. (1996). Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference manual (Vol. 3). Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.html

UNFCCC. (s. f.). MGM Methane. https://cdm.unfccc.int/methodologies/inputsconsmeth/MGM_methane.pdf

Patiño, A. (2014). Modelación y simulación de un sistema electrógeno funcionando con biogás [Trabajo de grado, Universidad de San Buenaventura]. https://www.academia.edu/31000468

Administración Nacional de Electricidad (ANDE). (2021). Compilación estadística 2000–2020. Dirección de Planificación y Estudios. https://www.ande.gov.py/documentos_contables/747/ande_-_compilacion_estadistica_2000-202

ID 123. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LA CIUDAD DE SAN ANTONIO, PARAGUAY

Duarte Benítez, Fátima Elizabeth; Fleitas Avalos, Carlos Martín; Rodrigo Mussi Buzarquis; Edgar Cardozo
Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ingeniería, Paraguay
fduarte@fiuna.edu.py; cmfleitas@fiuna.edu.py; rmussi@ing.una.py; edgarcardozo@fiuna.edu.py
Palabras clave: metano, residuos sólidos urbanos, compostaje, IPCC, cambio climático

Abstract

This study estimates greenhouse gas emissions (GHG), specifically methane (CH_4), derived from the organic fraction of municipal solid waste (MSW) in San Antonio, Paraguay. The First Order Decay (FOD) model from IPCC 2006 Tier 1 was applied using demographic and waste generation data for the period 2012–2032. Results highlight the contribution of unmanaged organic waste to climate change and propose technical solutions such as decentralized composting, source separation, optimized collection, and controlled landfill infrastructure.

Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) representa un desafío ambiental y sanitario urgente en Paraguay, particularmente en áreas metropolitanas como San Antonio. La fracción orgánica de los RSU, al no recibir tratamiento, se descompone anaeróbicamente, generando metano (CH_4), un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 28 veces mayor que el dióxido de carbono (CO_2).

Actualmente, los residuos son recolectados parcialmente y depositados en vertederos a cielo abierto sin clasificación ni medidas de mitigación. Esto contribuye significativamente a las emisiones de GEI y representa una amenaza directa al cumplimiento de los compromisos climáticos nacionales. En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo estimar las emisiones de CH_4 derivadas de la fracción orgánica de los RSU en San Antonio y proponer estrategias técnicas de mitigación con base en el enfoque del IPCC.

Objetivos

- Cuantificar las emisiones de metano generadas por residuos orgánicos en San Antonio entre 2012 y 2032.
- Evaluar el sistema actual de recolección, tratamiento y disposición final de residuos.
- Proponer soluciones técnicas sostenibles para la reducción de emisiones.

Metodología

Se utilizaron estadísticas de población del Censo Nacional 2012 y 2022, y proyecciones de crecimiento al 2032. Se adoptó un valor de generación diaria de residuos de 1,22 kg/hab/día, con un 60 % correspondiente a fracción orgánica. La Tabla 1 muestra la evolución de la población proyectada y la generación de residuos para el periodo 2012–2032.

Año	Población	Generación RSU (ton/año)	Fracción Orgánica (ton/año)
2012	50 546	22 139	13 283
2013	52 279	22 898	13 739
2014	54 012	23 657	14 194
2015	55 745	24 416	14 650
2016	57 478	25 175	15 105
2017	59 211	25 934	15 560
2018	60 944	26 693	16 016
2019	62 677	27 453	16 472
2020	64 410	28 212	16 927
2021	66 143	28 971	17 383
2022	67 876	29 730	17 838
2023	69 609	30 489	18 293
2024	71 342	31 248	18 749
2025	73 075	32 007	19 204
2026	74 808	32 766	19 660
2027	76 541	33 525	20 115
2028	78 274	34 284	20 570
2029	80 007	35 043	21 026
2030	81 740	35 802	21 481
2031	83 473	36 561	21 937
2032	85 206	37 320	22 392

Tabla 1. Proyección de población y generación de residuos 2012–2032

Se empleó el modelo FOD (First Order Decay) del IPCC 2006, Nivel 1. Los parámetros considerados fueron: MCF=0,54; DOC=0,15; DOCf=0,5; F=0,6; GWP=28. Las emisiones se calcularon con las ecuaciones:

$CH_4 = RSU \times FO \times MCF \times DOC \times DOCf \times F \times (16/12) \times (1 - R) \times (1 - OX)$ (1)

$CO_2eq = CH_4 \times 28$ (2)

Resultados y Discusión

En 2022, la generación total fue de 35.000 toneladas, con 21.000 t de materia orgánica. Las emisiones de CH_4 se incrementan de 439 t/año en 2012 a 756 t/año en 2032, equivalentes a más de 21.000 toneladas de CO_2eq. La Tabla 2 presenta las emisiones proyectadas de metano (CH_4) y su conversión a equivalentes de CO_2 utilizando un GWP de 28.

Año	RSU (ton/año)	MO (ton/año)	CH_4 (ton/año)	CO_2eq (ton/año)
2012	22 139	13 283	430	12 051
2013	22 898	13 739	445	12 464
2014	23 657	14 194	460	12 877
2015	24 416	14 650	475	13 290
2016	25 175	15 105	489	13 703
2017	25 934	15 560	504	14 116
2018	26 693	16 016	519	14 530
2019	27 453	16 472	534	14 943
2020	28 212	16 927	548	15 356
2021	28 971	17 383	563	15 769
2022	29 730	17 838	578	16 183
2023	30 489	18 293	593	16 596
2024	31 248	18 749	607	17 009
2025	32 007	19 204	622	17 422
2026	32 766	19 660	637	17 835
2027	33 525	20 115	652	18 248
2028	34 284	20 570	666	18 661
2029	35 043	21 026	681	19 075
2030	35 802	21 481	696	19 488
2031	36 561	21 937	711	19 901
2032	37 320	22 392	726	20 314

Tabla 2. Emisiones anuales de CH_4 y CO_2eq en San Antonio

Solo el 41 % de la población cuenta con recolección regular. No existe separación en origen ni plantas de compostaje. La disposición se realiza sin monitoreo ambiental. A continuación, se muestra un esquema del sistema de gestión actual:

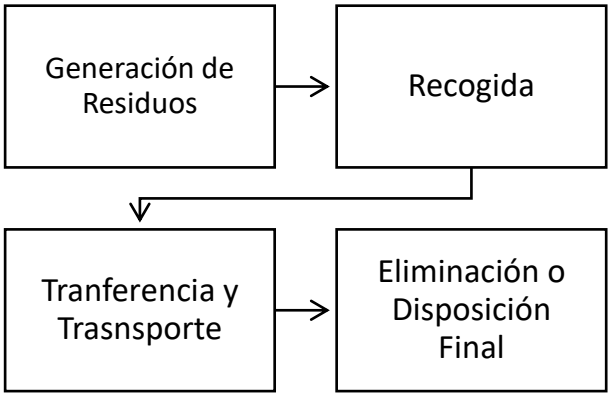


Figura 1. Esquema del sistema actual de recolección y disposición en San Antonio.

Comparado con municipios como Encarnación, se estima que con planes de compostaje y clasificación se podría reducir un 40 % de la fracción orgánica.

Propuestas técnicas de mitigación

• Compostaje descentralizado en mercados y hogares. La Figura 3 muestra el ciclo completo del compostaje descentralizado como alternativa sostenible para tratar residuos orgánicos.

Figura 3. Flujo del tratamiento descentralizado de residuos orgánicos mediante compostaje comunitario y domiciliario.

- Separación en origen con contenedores diferenciados.
- Relleno sanitario con captura de biogás.
- Optimización de rutas con SIG (QGIS)

Conclusiones

El diagnóstico reveló una gestión de residuos limitada, con baja cobertura del servicio formal (sólo el 42% de las viviendas), ausencia de separación en origen y dependencia de un sistema de disposición inadecuado en un vertedero no controlado. La infraestructura existente y la logística de transporte presentan deficiencias operativas y ambientales, lo que refuerza la necesidad de una transformación integral del sistema de gestión de residuos en el municipio.

La caracterización teórica basada en estudios previos permitió estimar que la fracción orgánica representa aproximadamente el 60% del total de residuos generados en San Antonio, equivalentes a más 18900 toneladas anuales. Esta alta proporción resalta el potencial de reducción de residuos y emisiones mediante estrategias de valorización como el compostaje, aunque se identificó como limitación la falta de una caracterización física local actualizada.

Utilizando la metodología del IPCC 2006 (Nivel 1), se estimó que las emisiones de Metano generadas por la fracción orgánica de los residuos pasarán de 439 toneladas en 2012 a 756 toneladas en 2032, lo que representa un aumento proporcional al crecimiento poblacional y a la generación de residuos. Estas cifras, traducidas a CO_2 equivalente, superan las 21000 toneladas anuales proyectadas para el 2032, subrayando la importancia de intervenir esta fracción de residuos en las políticas municipales de mitigación climática.

A partir del diagnóstico y los cálculos de emisiones, se formularon propuestas viables técnica, económica y ambientalmente, entre ellas: implementación de compostaje comunitario y domiciliario, separación de residuos en origen, y transformación del vertedero en un relleno sanitario controlado con aprovechamiento energético del biogás. Estas acciones permitirían reducir significativamente las emisiones de GEI y avanzar hacia una gestión de residuos más eficiente y sostenible.

Referencias bibliográficas

Banco Mundial. (2018). What a Waste 2.0. A global snapshot of solid easte management to 2050. The World Bank.

DGEEC. (2022). Censo Nacional de Población y Viviendas 2022 – Resultados Finales. Dirección General de Estadística, Encuestas y Censos.

ID 124. ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO DE ÑEMBY, PARAGUAY

Tracy Tamara Pino Amarilla*, Diana Magali Rivas Benítez*, Edgar Cardozo, Rodrigo Mussi

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ingeniería, San Lorenzo

tpinoa@fiuna.edu.py
dmrivas@fiuna.edu.py
edgarcardozo@fiuna.edu.py
rmussi@ing.una.py

Palabras Clave

Residuos Sólidos, Población Urbana, Cambio Climático, Gases de Efecto Invernadero.

Abstract

The document presents a study on the estimation of greenhouse gas (GHG) emissions from the organic fraction of urban solid waste in the municipality of Ñemby, Paraguay. It analyzes the issue of solid waste growth due to urbanization and the environmental impact it generates. It highlights that methane, produced by the decomposition of organic waste in landfills, contributes significantly to global warming. The study uses the IPCC's first-order decomposition (FOD) model to calculate methane emissions and their conversion to carbon dioxide equivalent. It evaluates the comprehensive management of solid waste in Ñemby, the composition of the waste, and proposes improvements to reduce the environmental impact, including strategies such as composting and infrastructure optimization. Comparison with the national GHG inventory allows for contextualizing the results and suggesting effective mitigation policies.

Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) es un desafío ambiental de gran magnitud a nivel global. El crecimiento poblacional, la urbanización acelerada y los hábitos de consumo insostenibles han provocado un incremento alarmante en la generación de residuos, alcanzando 2.010 millones de toneladas anuales, con una proyección del 70% de aumento para 2050 (Banco Mundial, 2018).Uno de los efectos más graves de la acumulación y manejo inadecuado de los RSU es su impacto en el cambio climático, debido a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO_2) y el metano (CH_4), este último con un potencial de calentamiento 28 veces mayor al CO_2 (IPCC, 2019).

A nivel regional, en América Latina y el Caribe, la mayor parte de los residuos urbanos es de origen orgánico, lo que agrava el problema (Kaza et al., 2018).

En Ñemby, Paraguay, la generación de residuos alcanza 200 toneladas diarias, con una fracción orgánica del más de 60%. Sin embargo, solo el 47,2% de los hogares tienen servicio de recolección, mientras que un porcentaje significativo los quema, los vierte en cuerpos de agua o terrenos baldíos, contribuyendo a la contaminación ambiental y la emisión de metano (DGEEC, 2014).

Objetivos

1. Diagnosticar la gestión integral de residuos sólidos urbanos en el municipio de Ñemby.
2. Estimar la composición de los residuos sólidos urbanos en el municipio, considerando fracción orgánica, vidrio, plástico, metales ferrosos y no ferrosos, papel y cartón.
3. Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas por la fracción orgánica.
4. Proponer mejoras al plan e infraestructura de gestión de residuos sólidos urbanos en Ñemby.

Metodología

Área Estudio

Ñemby es un municipio ubicado en el Departamento Central de Paraguay, que forma parte del área metropolitana conocida como Gran Asunción. Con una superficie aproximada de 40 km², Ñemby cuenta con una población de 153,103 habitantes según datos oficiales del Instituto Nacional de Estadísticas (INE), además conforme al Censo del año 2012 el cien por ciento (100%) de su población corresponde a zona urbana.

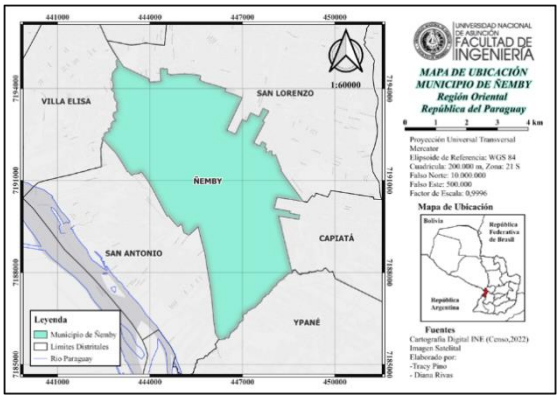


Figura 1. Mapa de Ubicación Municipio de Ñemby, República del Paraguay. Fuente: Elaboración Propia

1. Diagnosticar la gestión integral de residuos sólidos urbanos en el municipio de Ñemby.

1.1. Recopilación de la Información

Se procedió a recabar datos del municipio de Ñemby, consultando informes municipales, publicaciones del Ministerio del Ambiente, reportes de organismos internacionales y estudios académicos relacionados.

1.2. Análisis de las fases de la gestión de residuos (Orozco, 2011)

Se evaluaron las fases del manejo de residuos sólidos:

Pre-recogida

Recogida

Transporte

Tratamiento

Disposición Final

1.3. Validación y Análisis de datos

Para los diversos cálculos se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$r = \frac{1}{t} x \ln\left(\frac{Pf}{Pi}\right)$$

r: tasa de crecimiento anual compuesta

t: años; Pf: población final; Pi: población inicial

$$Pf = Pi\ x\ (1 + r)^{n}$$

Pf: población final; Pi: Población inicial

n: aumento progresivo geométrico

$$PPC\ sig = PPC\ ant + R$$

PPCbase: 0,833 producción per cápita (Memorandum 105/25)

PPCsig: Producción percápita siguientes.

PPCant: Producción percápita anterior.

R: 0,5% tasa anual de crecimiento de PPC del municipio (Memorandum 105/25).

1.4. Elaboración del Diagnóstico

Se analizaron los resultados obtenidos y luego se evaluó el desempeño de cada etapa para generar un diagnóstico integral.

2. Estimar la composición de los residuos sólidos urbanos en el municipio, considerando fracción orgánica, vidrio, plástico, metales ferrosos y no ferrosos, papel y cartón.

2.1. Uso de datos de caracterización de residuos

Se emplearon valores promedio obtenidos en el estudio de caracterización de residuos sólidos urbanos de Asunción (2022). Estos datos permitieron clasificar los residuos en orgánicos e inorgánicos, con sus respectivas subcategorías.

2.2. Cálculo de la cantidad de residuos por tipo

Se determinó la cantidad de basura recolectada en toneladas por año y se multiplicó por el porcentaje promedio de cada tipo de residuo sólido urbano. Las categorías incluyeron materia orgánica, plásticos, vidrios, metales ferrosos y no ferrosos, papel y cartón, y otros materiales.

3. Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas por la fracción orgánica.

3.1. Aplicación de la fórmula de generación de metano (IPCC 2019) Volumen 5, Capítulo 3.

Fuente: Ecuación 3A1.18; Capítulo 3; Volumen 5; Directrices del IPCC 2019

Donde:

CH_4 emitidoT = CH_4 emitido durante el año T, (Gg).

RT = CH_4 recuperado durante el año T, (Gg).

OX_T = factor de oxidación durante el año T, (fracción).

ECUACIÓN 3A1.18
CH_4 EMITIDO DESDE LOS SEDS

$$CH_4\ emitido_T = \left(\sum_x CH_4\ generado_{x,T} - R_T\right) \bullet (1 - OX_T)$$

(Columna del resultado final de los cálculos en la hoja *Results*)

Fuente: Ecuación 3A1.18; Capítulo 3; Volumen 5; Directrices del IPCC 2019

ECUACIÓN 3A1.17
CH_4 GENERADO A PARTIR DEL DDOCm DESCOMPUESTO

$$CH_4\ generado_T = DDOCm\ descomp_T \bullet F \bullet 16/12$$

(Columna J de las hojas de cálculo del CH_4 en el modelo de hoja de cálculo)

Fuente: Ecuación 3A1.17; Capítulo 3; Volumen 5; Directrices del IPCC 2019

Donde:

CH_4 generadoT = cantidad de CH_4 generado a partir del DDOCm (cantidad de carbono degradable) que se descompone.

DDOCm descompT = DDOCm descompuesto durante el año T, (Gg).

F = fracción volumétrica de CH_4 en el gas de vertedero generado.

16/12 = cociente de peso molecular CH_4/C (cociente).

- Conversión de emisiones de CH_4 a CO_2 eq

$$\text{Emisiones } CO_2\text{eq (kt)} = \text{Emisiones de } CH_4 \text{ (Gg)} \times \text{GWP}$$

Fuente: Ecuación **Directrices del IPCC 2006**, Volumen 1, Capítulo 8.

Donde:

El potencial de calentamiento global (GWP) del metano fue de 28, de acuerdo con el Quinto Informe de Evaluación (AR5) del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2019).

3.2. Identificar los valores por defectos establecidos por el IPPC 2019 refinamiento 2006

Tabla 1: Factores utilizados para el cálculo de emisiones de CH_4 según IPCC 2019. Fuente: Elaboración propia.

Factores	Significado	Valor	Justificación	Ubicación
DOC	Carbono Orgánico Degradable anaeróbicamente	0,15	% de desechos húmedos	Cuadro 2.4 Vol 5 Cap 2
DOCf	Es la fracción del DOC que realmente se degrada	0,5	Por defecto	Pag 15 Vol 5 Cap 3
MCF	Factor de corrección para el metano	1	Gestionado - Anaeróbico	Cuadro 3.1 Vol 5 Cap 3
F	Fracción volumétrica de CH4 en el gas de vertedero generado	0,5	50% es CH4	Pag 16 Vol 5 Cap 3
Ox_T	Factor de Oxidación durante el año T	0	RSU gestionados o no	Cuadro 3.2 Vol 5 Cap 3
K	Tasa de generación de metano	0,4	Clima Tropical: Húmedo/ Seco	Cuadro 3.3 Vol 5 Cap 3
R_T	Recuperación de metano	0	No se recupera	

3.3. Uso del modelo de hoja de cálculo del IPCC para la estimación de emisiones

Una vez que se identificaron las fórmulas correspondientes al método de primer orden de descomposición (FOD), y se recopilaron los valores por defecto proporcionados en la guía necesarios recomendados por el IPCC (2019), se incorporaron en la hoja de cálculo del IPCC denominada "Waste Model", la cual permite estimar las emisiones de metano generadas por la disposición de residuos sólidos en vertederos.

3.4. Análisis comparativo entre Ñemby y el Informe Bienal de Transparencia

Se descargó el archivo CTR presentado por Paraguay ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), el cual contiene datos estandarizados de emisiones.

Se accedió a la hoja “Tabla 10s3” del sector 5.A (disposición de residuos sólidos) y se extrajeron los valores de CH_4 en CO_2 equivalente reportados entre 2012 y 2021, con el fin de comparar estas cifras nacionales con la estimación realizada para Ñemby.

4. Proponer mejoras al plan e infraestructuras de gestión de residuos sólidos urbanos en Ñemby.

4.1. Revisión de Literatura

Se realizó una búsqueda exhaustiva de artículos científicos, informes técnicos y normativas internacionales relevantes. Se utilizaron bases de datos especializadas como páginas gubernamentales y Web of Science, además de herramientas como Google Académico.

4.1. Selección y análisis de fuente

Se aplicaron criterios de inclusión y exclusión para garantizar la calidad y pertinencia de la información recopilada. Se priorizó estudios con metodologías aplicables a contextos urbanos similares, asegurando que las soluciones propuestas sean viables para Ñemby.

Resultados y Discusión

1.Diagnosticar la gestión integral de residuos sólidos urbanos en el municipio de Ñemby.

Pre Recolección: Almacenamiento inicial en tachos.

Recolección: Tercerizada, empresa Dorby S.A., con camiones y dos ayudantes. Servicio dos veces por semana, 6 horas diarias, siguiendo un itinerario fijo.

Transporte: Desde puntos de recolección al sitio de disposición final, con camión, operado por dos ayudantes, 2 veces por semana, 6 horas al día, con itinerario correspondiente.

Tratamiento: No se realiza tratamiento previo (no hay compostaje ni reciclado reportado).

Disposición final: Sitio de disposición final AMA, en Villa Hayes. Relleno sanitario El Farol, empresa del mismo grupo empresarial que recolecta los residuos.

Índices de Cobertura y Producción Anual						
Período	Población Urbana Total A	Cobertura del Servicio de Recolección B	Población Urbana Servida C= A x B	Generación PPC . RSU D	Cantidad de Basura Recolectada E= C x D	Cantidad de Basura Recolectada
Año	Habitantes	%	Habitantes	kg/hab/d	kg/d	Tn/año
2012	110592	50	55296	0,793	43850	16005
2013	114542	52	59561,84	0,798	47530	17349
2014	118565	54	64025,1	0,803	51412	18765
2015	122658	56	68688,48	0,808	55500	20258
2016	126817	58	73553,86	0,813	59799	21827
2017	131048	60	78628,8	0,818	64318	23476
2018	135337	62	83908,94	0,823	69057	25206
2019	139691	64	89402,24	0,828	74025	27019
2020	144106	66	95109,96	0,833	79227	28918
2021	148579	68	101033,72	0,838	84666	30903
2022	153103	70	107172,1	0,843	90346	32976
2023	157689	72	113536,08	0,848	96279	35142
2024	162319	74	120116,06	0,853	102459	37398
2025	167004	76	126923,04	0,858	108900	39748
2026	171847	78	134040,66	0,863	115677	42222
2027	176830	80	141464	0,868	122791	44819
2028	181958	82	149205,56	0,873	130256	47544
2029	187235	84	157277,4	0,878	138090	50403
2030	192665	86	165691,9	0,883	146306	53402
2031	198252	88	174461,76	0,888	154922	56547
2032	204002	90	183601,8	0,893	163956	59844

de Ñemby (Memorandum G. 105/25). Fuente: Municipalidad de

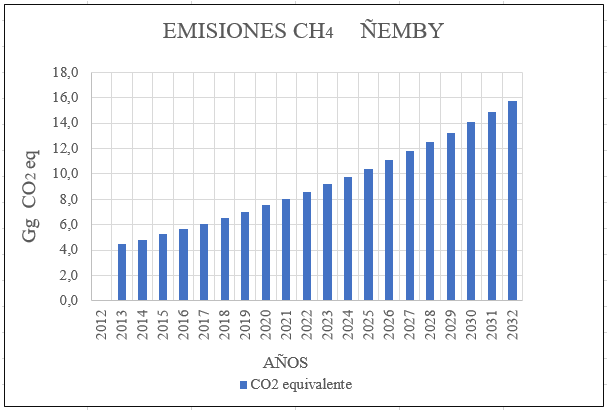
generación promedio de residuos de 0.843 kg/hab/día, lo
das de residuos sólidos urbanos.

Siguiendo una tasa de crecimiento poblacional anual del 2.9%, se proyecta que para el año 2032 la población alcance los 204002 habitantes, lo que implicará un incremento proporcional en la generación de residuos. Manteniendo el mismo índice de generación, se estima una producción anual de aproximadamente 59844 toneladas de residuos sólidos urbanos para ese año.

2. Estimar la composición de los residuos sólidos urbanos en el municipio, considerando fracción orgánica, vidrio, plástico, metales ferrosos y no ferrosos, papel y cartón.

Tabla 3: Clasificación de Residuos Sólidos Urbanos para el municipio de Ñemby. Fuente: Elaboración propia.

CLASIFICACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS											
Año	Cantidad de Basura Recolectada ton/año	Clasificación									
		Orgánico	Inorgánico								
		Jardinería, alimentos, otros	Vidrio	Papel y Cartón	Plástico	Metales No Ferrosos				Metales Ferrosos	Otros
						Aluminio	Bronce	Cobre	Latón		
		60.39%	2.84%	7.25%	12.12%	0.30%	0.01%	0.04%	0.01%	0.42%	16.62%
		Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total
2012	16005	9665.5	454.5	1160.4	1939.8	48.0	1.6	6.4	1.6	67.2	2660.1
2013	17349	10476.8	492.7	1257.8	2102.7	52.0	1.7	6.9	1.7	72.9	2883.3
2014	18765	11332.4	532.9	1360.5	2274.4	56.3	1.9	7.5	1.9	78.8	3118.8
2015	20258	12233.6	575.3	1468.7	2455.2	60.8	2.0	8.1	2.0	85.1	3366.8
2016	21827	13181.1	619.9	1582.4	2645.4	65.5	2.2	8.7	2.2	91.7	3627.6
2017	23476	14177.3	666.7	1702.0	2845.3	70.4	2.3	9.4	2.3	98.6	3901.7
2018	25206	15221.8	715.8	1827.4	3054.9	75.6	2.5	10.1	2.5	105.9	4189.2
2019	27019	16316.8	767.3	1958.9	3274.7	81.1	2.7	10.8	2.7	113.5	4490.6
2020	28918	17463.4	821.3	2096.5	3504.8	86.8	2.9	11.6	2.9	121.5	4806.1
2021	30903	18662.4	877.7	2240.5	3745.5	92.7	3.1	12.4	3.1	129.8	5136.1
2022	32976	19914.4	936.5	2390.8	3996.7	98.9	3.3	13.2	3.3	138.5	5480.7
2023	35142	21222.1	998.0	2547.8	4259.2	105.4	3.5	14.1	3.5	147.6	5840.6
2024	37398	22584.4	1062.1	2711.3	4532.6	112.2	3.7	15.0	3.7	157.1	6215.5
2025	39749	24004.1	1128.9	2881.8	4817.5	119.2	4.0	15.9	4.0	166.9	6606.2
2026	42222	25497.9	1199.1	3061.1	5117.3	126.7	4.2	16.9	4.2	177.3	7017.3
2027	44819	27066.0	1272.8	3249.3	5432.0	134.5	4.5	17.9	4.5	188.2	7448.9
2028	47544	28711.6	1350.2	3446.9	5762.3	142.6	4.8	19.0	4.8	199.7	7901.7
2029	50403	30438.2	1431.4	3654.2	6108.8	151.2	5.0	20.2	5.0	211.7	8376.9
2030	53402	32249.3	1516.6	3871.6	6472.3	160.2	5.3	21.4	5.3	224.3	8875.4
2031	56547	34148.4	1605.9	4099.6	6853.4	169.6	5.7	22.6	5.7	237.5	9398.0
2032	59844	36139.9	1699.6	4338.7	7253.1	179.5	6.0	23.9	6.0	251.3	9946.1



Ñemby. Fuente: Elaboración propia.

Estos datos indican un crecimiento sostenido en la producción de residuos urbanos, con un predominio de desechos orgánicos y un incremento progresivo en la cantidad de materiales inorgánicos recuperados.

3. Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas por la fracción orgánica.

El modelo FOD del IPCC 2019 muestra que, aunque en 2012 se depositaron 9.666 Gg de residuos sólidos, no se generó ni emitió metano ese año. Esto ocurre porque la descomposición de la materia orgánica sigue una cinética de primer orden, lo que significa que el metano comienza a liberarse en años posteriores.

Como 2012 fue el primer año del análisis, no había residuos acumulados de años anteriores en proceso de degradación, por lo que la generación de metano fue nula. A partir de 2013, los residuos depositados en 2012 comenzaron a descomponerse, generando 0.159 Gg de CH_4 (4.461 Gg de CO_2e). Con los años, las emisiones aumentaron debido al mayor volumen de residuos y la acumulación progresiva de desechos en descomposición.

Para 2020, con 17463 Gg de residuos depositados, se generaron 0.269 Gg de CH_4 (7.531 Gg de CO_2e).

Figura 3: Proyección de Emisiones de Metano (CH_4) en CO_2 eq para Ñemby, 2012–2032 según el Método FOD (IPCC 2019). Fuente: Elaboración propia.

Figura 4: Comparación de Emisiones de CO_2 Equivalente por Disposición de Residuos: Ñemby vs. Total Nacional (2012–2021) Fuente: Elaboración propia.

Al comparar las emisiones de CO_2 equivalente generadas por residuos sólidos a nivel nacional con las estimadas específicamente para Ñemby en el periodo 2012–2021, se observa una tendencia creciente en ambas escalas. Sin embargo, es evidente que las emisiones nacionales superan ampliamente a las del municipio, lo cual es esperable considerando la diferencia de población, actividad económica y volumen total de residuos generados.

A partir de 2013, las emisiones en Ñemby comienzan a incrementarse de forma sostenida, pasando de 4.46 Gg CO_2 eq en 2013 a 8.06 Gg CO_2 eq en 2021.

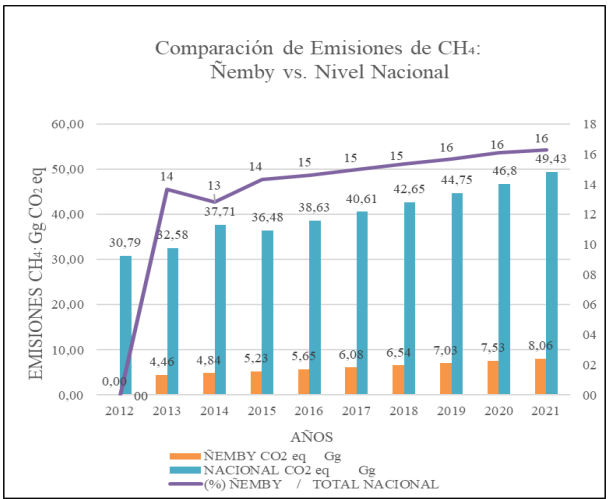
En contraste, las emisiones a nivel nacional ya presentan valores significativos desde el inicio del periodo, aumentando de 30.79 Gg CO_2 eq en 2012 a 49.43 Gg CO_2 eq en 2021. Esta diferencia refleja no solo la escala poblacional, sino también el efecto acumulativo de los residuos dispuestos históricamente a nivel nacional.

4. Proponer mejoras al plan e infraestructura de gestión de residuos sólidos urbanos en Ñemby.

4.1 Separación de residuos sólidos en los hogares

4.1.1 Clasificación: Los habitantes deben separar los residuos en orgánicos e inorgánicos antes de su disposición.

4.1.2 Diferenciación por tipo de bolsa:



Bolsas Negras: materia orgánica.

Bolsas Verdes/Azules: residuos reciclables.

4.1.3 Optimización del proceso de Recolección

Los residuos clasificados pueden ser trasladados de manera más organizada hasta centros de disposición y tratamiento.

4.1.4 Implementación de campañas de educación impulsadas por la secretaria de Medio Ambiente y Salubridad de la municipalidad:

Boletines informativos y redes sociales pueden difundir contenido sobre la importancia de la separación

de residuos.
Talleres comunitarios para instruir a los ciudadanos sobre la clasificación adecuada.

4.2 Planta de Compostaje

Una planta de compostaje es una instalación diseñada para el tratamiento de residuos orgánicos mediante un proceso biológico controlado.

4.2.1 Beneficios:

-Producción de abono orgánico
-Reducción de residuos
-Higienización

4.2.3 Desafíos

-Costos de implementación y mantenimiento
-Gestión de olores
-Atracción de plagas
-Necesidad de espacio
-Educación y participación comunitaria

4.2.4 Costos y Equipamientos

-Construcción del tinglado: 186.000.000 Gs.
-Mesa de segregación: 19.300.000 Gs
-Triturador: 58.960.000 Gs
-Tamiz rotativo: 32.480.000 Gs
-Carretillas: 2.550.000 Gs.
Observación: Este presupuesto se obtuvo del documento Experiencia de Compostaje Municipal en Luque, Paraguay.

4.2.5 Paraguay

La planta de compostaje municipal de Luque sigue operativa y forma parte de un proyecto piloto que trata residuos de poda y limpieza de espacios públicos para convertirlos en compost.

Conclusiones

1. Diagnosticar de la Gestión Integral de Residuos Sólidos

En 2025, la cobertura del servicio de recolección alcanza el 76% de la población urbana (126923 habitantes), mientras que el 24% depende de métodos informales. La producción anual de residuos es de 39748 toneladas, y con un crecimiento poblacional del 2,9% anual, se espera que en 2032 alcance 59.844 toneladas. La tercerización del servicio de recolección y transporte hasta Villa Hayes representa un reto para la gestión local.

2. Composición de los residuos sólidos urbanos

Los residuos orgánicos representan 60.39% del total (24004 toneladas anuales). Entre los inorgánicos: plásticos (12%), papel y cartón (17%), vidrio (5%), metales (4%) y otros. La alta proporción de residuos biodegradables enfatiza la necesidad de mejorar estrategias de compostaje.

3. Estimación de emisiones de GEI

Las emisiones de metano de la fracción orgánica representan 13% de las emisiones nacionales de CH_4. Sin embargo, esta cifra parece sobreestimada frente a los 265 municipios del país. Aun así, la cantidad de CH_4 generada es considerable, lo que subraya la urgencia de medidas de captura y aprovechamiento de biogás.

4. Propuestas de mejora

Se recomienda fortalecer la infraestructura y logística, incluyendo la ampliación de la cobertura de recolección, la modernización del transporte y tratamiento de residuos, y la creación de espacios adecuados para reciclaje y compostaje. La participación ciudadana y políticas municipales sólidas serán clave para la sostenibilidad del plan.

Referencias Bibliográficas

Coronel, O., & Giménez Galeano, A. (2016). Experiencia de Compostaje Municipal en Luque, Paraguay: Relato del desarrollo de un proyecto de compostaje municipal: Lecciones aprendidas. Universidad Central del Paraguay.
Instituto Nacional de Estadística (INE). (2024). Censo Nacional llega a un 94,0% de cobertura preliminar en zonas urbanas. https://www.ine.gov.py/noticias/1429/censo nacional-llega-a-un-940-de-cobertura-preliminar-en-zonas urbanas?utm_source=chatgpt.com
IPCC. (2006). Volumen 5: Desechos. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Recuperado el 10 de Mayo de 2020, de https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/spanish/5_Waste_ES.pdf
IPCC. (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Eds. E. Calvo Buendia et al.). Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html
Kaza, Silva, Lisa Yao, Perinaz Bhada, y Frank VAn Woerden. 2018. A global snapshot of solid waste management to 2050. International Bank for Reconstruction and Development, Washington: IBRD.
MADES-DNCC/PNUD-FMAM. (2024). Informe del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Paraguay,

serie 1990-2019. Proyecto CCNeIBA3. Asunción, Paraguay.
Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). Segundo Informe Bienal de Actualización de Paraguay a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Asunción: MADES. (INGEI) Recuperado de https://www.mades.gov.py/2020/05/07/inventario-nacional-de-gases-de-efecto invernadero-ingei-del-paraguay/
Municipalidad de Asunción, Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo & Fondo para el Medio Ambiente Mundial. (2022). Clasificando los residuos de Asunción: Actualización del estudio de caracterización de residuos sólidos urbanos para la ciudad de Asunción (p. 248). Asunción.
Municipalidad de Ñemby. (2025, marzo 4). Memorándum: Respuesta a Solicitud N.º 90747. Portal Unificado de Acceso a la Información Pública del Paraguay. https://informacionpublica.paraguay.gov.py/#!/
Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A., González Delgado, M. N., Rodríguez Vidal, F. J., & Alfayate Blanco, J. M. (2011). Contaminación ambiental. Una visión desde la química. Ediciones Paraninfo.
Dirección General de Estadísticas, Encuestas y Censos. Secretaría Técnica de Planificación. Censo Nacional de Población y Vivienda. Asunción, Paraguay - Año 2014

ID 125. Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la fracción orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos en el municipio de Villeta, Paraguay.

Micaela Luana Miranda Correa; Gabriela María Alexandra Valdez Samudio; Cardozo, E.; Mussi, R.

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ingeniería, 111466, San Lorenzo, Central, Paraguay.

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ingeniería, 001219, San Roque, Asunción, Paraguay.

milumiranda@fiuna.edu.py, gabyvaldez@fiuna.edu. pyrmussi@ing.una.py, edgarcardozo@fiuna.edu.py

Abstract

This study analyzes the urban solid waste management system in the municipality of Villeta, Paraguay, with a focus on the estimation of greenhouse gas emissions resulting from the anaerobic degradation of the organic fraction in landfills. The research is based on the methodological guidelines provided by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), applying the First Order Decay (FOD) model to calculate methane (CH_4) emissions for the years 2 012, 2 022, and 2032. Using population data and waste generation indices, the study estimates the evolution of organic waste quantities and associated methane emissions, which show an increase from 66 to 82 tons per year over the analyzed period. The findings highlight structural deficiencies in all stages of the local waste management system and demonstrate that the organic fraction—accounting for over 60% of total waste—has the highest impact in terms of volume and emissions. Based on the results, the study proposes low-cost, technically viable strategies for improving organic waste management, including source separation, composting, and the implementation of small-scale biodigesters. These interventions are aimed at reducing landfill pressure and mitigating climate impacts, contributing to a more sustainable waste management system for Villeta.

Palabras clave: Residuos Sólidos Urbanos, Emisiones de Metano, Fracción Orgánica, Gestión de Residuos

INTRODUCCIÓN

El aumento de la población y el desarrollo de las sociedades industrializadas han activado la degradación del medio ambiente, debido, entre otros factores, a la gran cantidad de residuos generados, que han alterado el equilibrio de la naturaleza. El sector de los residuos es uno de los tres principales sectores emisores de metano.

El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) proporciona metodologías estandarizadas para estimar emisiones de gases de efecto invernadero. En el sector de residuos, recomienda el uso del modelo de descomposición de primer orden (FOD), que considera la degradación progresiva de la materia orgánica bajo condiciones anaeróbicas en vertederos o sitios de disposición final. Esta metodología permite una estimación más realista de las emisiones de metano (CH4), al tener en cuenta variables como la fracción degradable del carbono orgánico, el tipo de disposición y el tiempo de descomposición (IPCC, 2006).

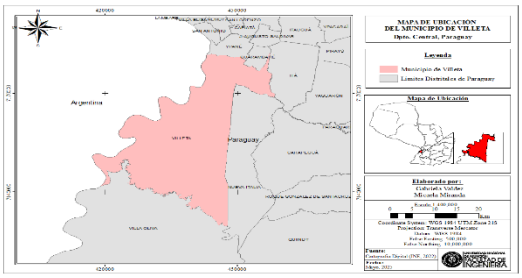
En los últimos 10 años la ciudad de Villeta ha experimentado un importante crecimiento poblacional e industrial, actualmente alberga 83 plantas industriales, entre pequeñas, medianas, nacionales y multinacionales, que ofrecen fuentes de trabajo. La ciudad de Villeta presenta graves deficiencias en la gestión de residuos sólidos urbanos, evidenciadas por la existencia de vertederos clandestinos y privados que operan sin control ambiental ni técnico. En función de esta problemática, se tiene como objetivo realizar un diagnóstico integral del sistema de gestión de residuos, estimar la composición de los residuos generados, calcular las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica, y proponer mejoras en los planes de gestión, con énfasis en el manejo de la fracción orgánica.

1. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La ciudad de Villeta se encuentra ubicada en la Región Oriental de la República del Paraguay, formando parte del departamento Central. Se localiza aproximadamente a 36 kilómetros al sur de Asunción, capital del país, y se sitúa a orillas del río Paraguay, su estratégica ubicación y extensa

costa motivan la constante instalación de empresas del área industrial en la zona (ABC Color, 2025).



3.1 Realizar un diagnóstico sobre la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en la ciudad de Villeta

La gestión de residuos sólidos urbanos comprende todas las operaciones realizadas desde su generación hasta su destino final más adecuado desde el punto de vista ambiental y sanitario, de acuerdo con sus características, volumen, procedencia, costos, posibilidades de recuperación y comercialización y directrices administrativas.

La gestión incluye todas las operaciones administrativas, financieras, legales, de planificación y de ingeniería involucradas en las soluciones de todo tipo de problemas que pueden ocasionar los residuos.

Para realizar un diagnóstico adecuado de la gestión de residuos del distrito, se analizaron las cuatro fases: pre-recogida, recogida, transporte y tratamiento de los residuos.

3.2. Estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos generados en la ciudad de Villeta

Se utilizaron los datos disponibles en el portal del Instituto Nacional de Estadística (INE), correspondientes a la población de la ciudad de Villeta en los años 2012 y 2022. Con base en esta información, se estimó la proyección poblacional para el año 2032, con el objetivo de analizar su relación con la generación de residuos y, en particular, con la emisión de metano asociada a la fracción orgánica dispuesta en vertederos.

Para el cálculo de la población de Villeta para el 2032 primeramente se calculó la tasa de crecimiento según los datos obtenidos en el 2012 y 2022. Para luego continuar con el cálculo de la proyección poblacional mediante la fórmula de crecimiento exponencial (1), (2).

$$r = \left(\frac{P_t}{P_0}\right)^{\frac{1}{t}} - 1 \qquad (1)$$

$$P_f = P_1 \times (1 + r)^n \qquad (2)$$

Donde:

- r= tasa de crecimiento anual
- P_t= Población en el año 2022
- P_0=Población en el año 2012
- t= variación de tiempo
- P_f= Población futura
- P_1= Población al año anterior conocido
- n = número de años entre la población actual y futura (1, 2, 3, 4…..)

Para la estimación de la composición de los Residuos Sólidos Urbanos se utilizó como referencia el índice de generación de residuos domiciliarios calculado para la ciudad de Asunción, el cual es 1,22 kg/hab.dia del articulo Clasificando los residuos de Asunción, actualización del estudio de caracterización de residuos sólidos urbanos para la ciudad de Asunción.

Se tomó como base la composición porcentual de los residuos sólidos urbanos en Asunción, aplicándola como representativa del patrón de generación de Villeta.

Para estimar la generación total de residuos sólidos urbanos en Villeta, se multiplicó el índice de generación por la población estimada. Posteriormente, para obtener la cantidad correspondiente a cada fracción, se aplicaron los porcentajes mencionados sobre el total de residuos generados.

3.3. Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el relleno sanitario o vertedero

Se estimaron las emisiones de gases de efecto invernadero para los años 2012, 2022 y 2032, con el objetivo de realizar una comparación temporal que permita evaluar la evolución de las emisiones a lo largo del período. Esta comparación posibilita cuantificar el crecimiento de las emisiones entre 2012 y 2022, así como proyectar el aumento potencial hacia el año 2032, en función del crecimiento poblacional y de la generación de

residuos orgánicos.

La metodología utilizada para estimar los gases de efecto invernadero es la estipulada por el IPCC, el cual se basa en la descomposición de primer orden (FOD). En este método se formula la hipótesis de que el componente orgánico degradable (carbono orgánico degradable, COD) de los desechos se descompone lentamente a lo largo de unas pocas décadas, durante las cuales se forman el metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Si las condiciones permanecen constantes, el índice de producción de CH_4 depende únicamente de la cantidad de carbono restante en los desechos. De aquí resulta que las emisiones de CH_4 generadas por los desechos depositados en un vertedero son las más altas durante los primeros pocos años siguientes a la eliminación y que, luego, estas decaen a medida que el carbono degradable de los desechos es consumido por las bacterias responsables de la descomposición.

3.4. Proponer mejoras en la infraestructura con énfasis en el manejo de la fracción orgánica.

La formulación de propuestas para el manejo de la fracción orgánica se basó en una revisión técnico-documental de lineamientos generales y estrategias de gestión aplicadas en municipios con condiciones estructurales similares a las de Villeta. Estas condiciones incluyen una alta proporción de residuos orgánicos, ausencia de infraestructura de tratamiento, recolección no diferenciada y capacidad operativa limitada.

La revisión se enfocó en identificar prácticas reconocidas por su bajo costo, facilidad de implementación y potencial para ser adaptadas progresivamente a contextos municipales con recursos técnicos y financieros restringidos.

Para seleccionar las medidas propuestas, se consideraron los siguientes criterios:

-Viabilidad técnica y operativa en el contexto local.

-Costos estimados de instalación y mantenimiento.

-Impacto esperado en la reducción de residuos enviados al vertedero. -Potencial para generar beneficios sociales (participación comunitaria, educación ambiental, empleabilidad).

-Contribución a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, especialmente metano.

Las propuestas presentadas constituyen un conjunto de medidas iniciales que podrían ser implementadas de forma progresiva, según la capacidad del municipio.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Realizar un diagnóstico sobre la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en la ciudad de Villeta

El sistema de gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en el municipio de Villeta presenta deficiencias estructurales en todas sus fases operativas: pre-recogida, recogida, transporte y disposición final. El diagnóstico fue realizado mediante análisis documental de fuentes secundarias, incluyendo normativas nacionales (Ley N.º 3956/09), publicaciones técnicas y artículos de prensa nacional, debido a la falta de información municipal pública sistematizada.

Según las consultas realizadas a los ciudadanos del municipio de Villeta con respecto a las fases de la gestión de residuos sólidos urbanos podemos decir lo siguiente sobre los mismos:

Pre-recogida: En Villeta, los residuos domiciliarios son almacenados sin ningún tipo de separación previa. No se identifican programas de educación ambiental, contenedores diferenciados ni iniciativas institucionales que fomenten la clasificación en origen.

Recogida: El servicio de recolección de residuos sólidos urbanos en la ciudad de Villeta está a cargo de la empresa Ecología Medioambiental y Asistencia Ambiental S.A. (EMAASA), contratada por la Municipalidad para operar en todo el distrito. Así lo confirma un comunicado oficial publicado por la Dirección de Medio Ambiente del municipio en 2020, en el que se informa a la ciudadanía sobre las tareas realizadas por dicha empresa.

Aunque se reconoce que el servicio está formalmente tercerizado, no se dispone de información pública actualizada sobre las frecuencias de recolección, cobertura detallada por zonas, ni sobre la existencia de

sistemas de monitoreo operativo. Asimismo, no se ha identificado la implementación de esquemas de recolección diferenciada ni programas de clasificación en origen, por lo que todos los residuos domiciliarios son recolectados mezclados.

Transporte: Los residuos recolectados en los sectores atendidos son transportados directamente hasta el vertedero operado por la empresa privada El Farol S.A., ubicado en la compañía Guazú Corá, sin pasar por centros de acopio, separación o tratamiento previo. El sistema no cuenta con estaciones de transferencia ni infraestructura intermedia de clasificación, lo que indica una operación logística lineal y limitada a la recolección y disposición.

Tratamiento: Villeta no dispone de infraestructura municipal para el tratamiento ni disposición técnica de residuos sólidos. Los residuos recolectados por EMAASA son depositados en el vertedero privado de El Farol S.A., según informó oficialmente la Municipalidad de Villeta (2021). El sitio recibe residuos de todo el municipio, aunque no se han publicado informes que detallen su cumplimiento con los requisitos técnicos establecidos por la legislación ambiental.

4.2. Estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos generados en la ciudad de Villeta

A partir de los datos de población, se estimó la generación total de residuos sólidos urbanos en la ciudad de Villeta, utilizando un índice de generación de 1.22 kg/hab/día.

Estos resultados evidencian una tendencia creciente directamente relacionada con el aumento poblacional, lo que refuerza la necesidad de mejorar la planificación y la infraestructura del sistema de gestión de residuos en el municipio.

Tabla 1. Cantidad de residuos sólidos urbanos generados por año en la ciudad de Villeta (Desde el año 2 012 hasta el 2 032). Elaboración propia

Año	Población	Residuos Sólidos Urbanos (W) 1,22*hab*365
2012	13.612	6.061.424
2013	13.855	6.169.797
2014	13.979	6.224.708
2015	14.103	6.280.108
2016	14.229	6.336.001
2017	14.355	6.392.392
2018	14.483	6.449.284
2019	14.612	6.506.682
2020	14.742	6.564.592
2021	14.873	6.623.017
2022	16.505	7.349.677
2023	16.652	7.415.089
2024	16.800	7.481.083
2025	16.950	7.547.665
2026	17.100	7.614.839
2027	17.253	7.682.611
2028	17.406	7.750.986
2029	17.561	7.819.970
2030	17.717	7.889.568
2031	17.875	7.959.785
2032	18.034	8.030.627

La cantidad total de residuos crece en correspondencia con el aumento de la población, manteniéndose constante la proporción de cada fracción respecto al total.

Los residuos orgánicos continúan siendo la fracción predominante, con una participación del 60,39 %. En el año 2 032, se estima una generación de 4 849.90 toneladas, lo que representa un aumento de aproximadamente 989.41 toneladas en comparación con el año 2 012, en el que se generaban 3 860.49 toneladas (Tabla 2).

Estos resultados confirman que la fracción orgánica es la que presenta mayor volumen e impacto potencial, y refuerzan la necesidad de priorizar su tratamiento dentro de cualquier estrategia de gestión diferenciada de residuos sólidos urbanos.

Tabla 2. Estimación de residuos sólidos urbanos por tipo y por año de generación (Del 2 012 al 2 032). Elaboración propia.

Año	Poblacion	Residuos Sólidos Urbanos (W) 1,22*hab*365	Composicion Organica (kg)	Vidrio (kg)	Papel y Carton (kg)	Materiales Ferrosos (kg)	Materiales no Ferrosos (kg)	Plasticos (kg)	Otros (kg)
2012	13.612	6.061.424	3.660.494	387	987	57	53	1.650	2.258
2013	13.855	6.169.797	3.725.940	393	1.005	58	54	1.679	2.299
2014	13.979	6.224.708	3.759.101	397	1.013	59	55	1.694	2.319
2015	14.103	6.280.108	3.792.557	401	1.022	59	55	1.709	2.340
2016	14.229	6.336.001	3.826.311	404	1.032	60	55	1.725	2.361
2017	14.355	6.392.392	3.860.365	408	1.041	60	56	1.740	2.382
2018	14.483	6.449.284	3.894.722	411	1.050	61	56	1.755	2.403
2019	14.612	6.506.682	3.929.386	415	1.059	61	57	1.771	2.424
2020	14.742	6.564.592	3.964.357	419	1.069	62	57	1.787	2.446
2021	14.873	6.623.017	3.999.640	422	1.078	62	58	1.803	2.467
2022	16.505	7.349.677	4.438.470	469	1.197	69	64	2.000	2.738
2023	16.652	7.415.089	4.477.972	473	1.207	70	65	2.018	2.763
2024	16.800	7.481.083	4.517.826	477	1.218	71	66	2.036	2.787
2025	16.950	7.547.665	4.558.035	481	1.229	71	66	2.054	2.812
2026	17.100	7.614.839	4.598.601	486	1.240	72	67	2.073	2.837
2027	17.253	7.682.611	4.639.529	490	1.251	72	67	2.091	2.862
2028	17.406	7.750.986	4.680.820	494	1.262	73	68	2.110	2.888
2029	17.561	7.819.970	4.722.480	499	1.273	74	68	2.128	2.913
2030	17.717	7.889.568	4.764.510	503	1.285	74	69	2.147	2.939
2031	17.875	7.959.785	4.806.914	508	1.296	75	70	2.166	2.965
2032	18.034	8.030.627	4.849.696	512	1.307	76	70	2.186	2.992

4.3. Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el relleno sanitario o vertedero

Para el cálculo final de las emisiones de metano es necesario considerar que la ciudad de Villeta no cuenta con un sistema de captación de biogás, razón por la cual el valor del parámetro R (porción de metano recuperado) se considera igual a cero. Así mismo, el sitio de disposición final no presenta condiciones que favorezcan la oxidación natural del metano en la cubierta del vertedero, por lo que también se asume OX = 0.

Los resultados del cálculo se presentan en la Tabla 3, donde se observa un crecimiento sostenido en las emisiones de metano (CH_4) derivadas de la fracción orgánica dispuesta en el vertedero.

En el año 2013, las emisiones estimadas fueron de 0,066 Gg de CH_4 y 1.846 Gg de CO_2 equivalente, valores que se mantienen constantes hasta el año 2 024.

A partir de 2 025, se observa un aumento progresivo, alcanzando en 2 032 una proyección de 0.082 Gg de CH_4, lo que equivale a 2 308 Gg de CO_2 equivalente.

Esta evolución reafirma la tendencia creciente en las emisiones de gases de efecto invernadero, impulsada por el incremento sostenido en la generación de residuos orgánicos no tratados, y evidencia la importancia de intervenir sobre esta fracción del sistema.

Tabla 3. Estimación anual de emisiones de metano (CH_4) y de CO_2 equivalente generados por la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos en el Municipio de Villeta (2 012 – 2 032), según metodología de IPCC. Elaboración propia.

La tendencia observada subraya la necesidad de implementar medidas de mitigación en la gestión de residuos, especialmente en lo que respecta al tratamiento y aprovechamiento de la fracción orgánica.

[illegible]	Cantidad Depositada	Fracción [illegible]	[illegible] degradable (DDOCm) depositado	DDOCm no reaccionado. Año de depósito.	DDOCm descompuesto. Año de depósito.	DDOCm acumulado en SWDS al final del año	DDOCm descompuesto	[illegible] generado	[illegible] Emitido	[illegible] equivalente

Los resultados del cálculo de emisiones de metano (CH4) y su conversión a dióxido de carbono equivalente se presentan en la Tabla 3.

Durante el periodo comprendido entre 2 013 y 2 024, las emisiones anuales de CH4 se mantuvieron constantes en 0.066 Gg, equivalentes a 1.846 Gg de CO2 cada año. Esta estabilidad refleja una condición sin cambios significativos en la cantidad de residuos degradables o en el tipo de disposición final.

A partir del año 2 025, se observa un cambio importante: las emisiones anuales aumentan a 0.082 Gg de CH4, lo que representa 2.308 Gg de CO2 equivalente. Esta cifra se mantiene constante hasta el año 2 032, lo que indica una nueva etapa en la evolución del sistema, caracterizada por una mayor presión ambiental debido al incremento en la generación y disposición de residuos orgánicos.

La Tabla 5 presenta la comparación entre las emisiones de dióxido de carbono equivalente generadas por el municipio de Villeta y las emisiones totales del país en el sector de residuos, para el periodo comprendido entre 2 012 y 2 021.

Durante este periodo, las emisiones de Villeta se mantuvieron constantes en 1.85 Gg, mientras que las emisiones a nivel país crecieron de 30.79 Gg en 2 012 a 49.43 Gg en 2 021, reflejando un aumento general del impacto nacional en este sector.

El porcentaje de participación de Villeta sobre el total nacional disminuyó de forma progresiva, pasando de 5.67 % en 2 013 a 3.73 % en 2 021.

Esta tendencia no se asocia a una disminución local en las emisiones, sino al crecimiento más acelerado de las emisiones a nivel país, lo que posiciona a Villeta como un contribuyente relativamente estable, aunque aún relevante, dentro del panorama nacional de emisiones por residuos.

Tabla 6. Comparación entre las emisiones de CO2 equivalente del municipio de Villeta y las emisiones nacionales del sector residuos (2012–2021). Elaboración propia.

Año	CO2 eq A NIVEL PAIS	CO2 eq MUNICIPIO DE VILLETA	PORCENTAJE
2012	30,79	0	0
2013	32,58	1,85	5,67
2014	34,71	1,85	5,32
2015	36,48	1,85	5,06
2016	38,63	1,85	4,78
2017	40,61	1,85	4,55
2018	42,65	1,85	4,33
2019	44,75	1,85	4,13
2020	46,8	1,85	3,94
2021	49,43	1,85	3,73

La Figura 1 ilustra gráficamente la relación entre las emisiones de CO_2 equivalente del municipio de Villeta y las emisiones nacionales del sector residuos durante el periodo 2 012 – 2 021.

Las barras azules reflejan el crecimiento sostenido de las misiones nacionales, mientras que las barras naranjas muestran que las emisiones de Villeta permanecieron constantes a lo largo del tiempo.

La línea amarilla indica el porcentaje de participación de Villeta sobre el total nacional, el cual muestra una tendencia decreciente, pasando de niveles superiores al 5 % en los primeros años a valores por debajo del 4 % hacia el final del periodo.

Esta visualización permite evidenciar que, aunque el volumen de emisiones de Villeta no cambió en términos absolutos, su peso relativo dentro del total nacional se redujo, destacando la importancia de implementar medidas de mitigación local para evitar que el valor absoluto continúe estable mientras el impacto relativo disminuye por crecimiento externo.

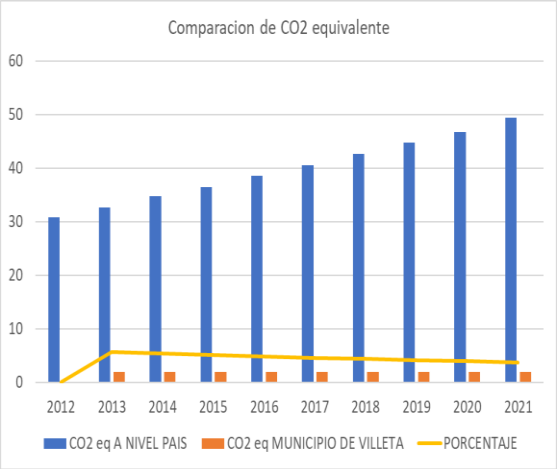


Figura 1. Comparación de emisiones de CO2 equivalente entre el municipio de Villeta y el total nacional del sector residuos (2 012 – 2 021). Elaboración propia.

4.4. Proponer mejoras en la infraestructura con énfasis en el manejo de la fracción orgánica.

A partir de la revisión de prácticas técnicas aplicadas en municipios con condiciones similares, se definieron medidas prioritarias orientadas a mejorar el manejo de estos residuos. La primera de ellas es la implementación de un sistema de separación en origen, mediante el cual la ciudadanía clasifique los residuos al menos en dos fracciones: orgánica y seca. Esta acción debe ir acompañada de campañas de educación ambiental, entrega de contenedores diferenciados y adecuaciones logísticas por parte de la empresa prestataria del servicio. Se sugiere iniciar el sistema de forma piloto en barrios seleccionados, lo cual facilitaría su evaluación y escalabilidad.

Como segunda medida, se propone la instalación de una planta municipal de compostaje, con capacidad para procesar inicialmente 10 toneladas diarias. Este valor representa cerca del 38 % de la fracción orgánica generada diariamente en el municipio, y constituye una escala inicial razonable para una ciudad con recursos técnicos y financieros limitados. Una de las tecnologías más utilizadas para el tratamiento de residuos orgánicos a nivel municipal es el compostaje mediante pilas volteadas, que consiste en formar montones de residuos orgánicos y airearlos periódicamente para facilitar su descomposición. Esta técnica ha sido aplicada con éxito en municipios como Villazón (Bolivia), donde se construyó una planta municipal que opera con este sistema de bajo costo y fácil manejo. Por sus características, resulta adecuada para contextos como el de Villeta, donde se requiere una solución técnica sencilla, sin requerimientos de maquinaria pesada ni inversión elevada.

Como una propuesta paralela al compostaje, se plantea la instalación de biodigestores de pequeña escala en instituciones públicas y espacios comunitarios que generen residuos orgánicos de forma constante. Un biodigestor es un sistema cerrado que permite la descomposición anaeróbica (sin oxígeno) de residuos orgánicos, principalmente restos de comida o residuos vegetales, para generar dos productos principales: biogás, que puede usarse como combustible para cocinar y biofertilizante líquido, apto para uso agrícola o en jardines.

En Villeta, esta solución podría aplicarse como proyecto piloto en una institución pública seleccionada, con acompañamiento técnico del municipio.

5. CONCLUSIÓN

El análisis realizado sobre la gestión de residuos sólidos urbanos en el municipio de Villeta permitió identificar deficiencias críticas en todas las fases del sistema y establecer propuestas concretas para su mejora. Actualmente, no se realiza

separación en origen ni tratamiento específico, y la disposición final se efectúa en un vertedero a cielo abierto sin control técnico, generando impactos ambientales y sanitarios significativos.

A través del diagnóstico se confirmó que la fracción orgánica representa más del 60 % del total de residuos generados en la ciudad. De acuerdo con los cálculos realizados, esta fracción pasó de aproximadamente 3 860 toneladas en 2 012 a 4 850 toneladas en 2 032, lo que evidencia una tendencia creciente en volumen, directamente vinculada al aumento poblacional y a la falta de políticas de separación, tratamiento o valorización.

En términos de impacto climático, la aplicación de la metodología del IPCC permitió estimar las emisiones de gases de efecto invernadero generadas por la descomposición anaeróbica de esta fracción en el sitio de disposición final. Según los resultados, las emisiones de metano (CH4) fueron de 66 toneladas anuales entre 2 013 y 2 024, aumentando a 82 toneladas anuales a partir de 2 025. Esta diferencia representa un incremento de 24% en la generación de metano. Al convertir estas cifras a dióxido de carbono equivalente, se observa un aumento de 1.846 Gg a 2.308 Gg en el mismo periodo.

Con base en estos resultados, se plantearon estrategias concretas para mejorar el sistema de gestión, con énfasis en la valorización de la fracción orgánica. Entre ellas se destacan: la implementación de separación en origen, la instalación de una planta municipal de compostaje utilizando la tecnología de pilas volteadas, la promoción del compostaje descentralizado en instituciones y comunidades, y la incorporación de biodigestores de pequeña escala en espacios públicos con generación constante de residuos orgánicos.

6. BIBLIOGRAFÍA

Congreso Nacional del Paraguay. (2009). Ley N.º 3956/09 de gestión integral de los residuos sólidos en la República del Paraguay. https://www.bacn.gov.py/leyes-paraguayas/3208/gestion-integral-de-los-residuos-solidos-en-la-republica-del-paraguay

Global Methane Initiative. (2011). Reducción de emisiones de metano en vertederos [Folleto informativo]. https://www.globalmethane.org/documents/landfill_fs_spa.pdf

IPCC. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 1 – General Guidance and Reporting, Chapter 2. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/1_Volume1/V1_2_Ch2_Guidance_Information.pdf

IPCC. (2006). 2006 Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 5: Desechos. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol5.html

Municipio de Villazón. (s.f.). Manual de operaciones de la planta de compostaje UTRO. https://www.municipiovillazon.gob.bo/uploads/documento/manual-de-operaciones-planta-de-compostaje_c6d2a35d0551042.pdf

ID 126. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO VILLA HAYES, PARAGUAY.

Jesica Librada Burgos Barreto, Micaela Belén Gómez Rotela, Cardozo, E; Mussi, R.

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ingeniería. 110221, Capiatá, Paraguay.

Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ingeniería. 110729, Lambaré, Paraguay.

jesiburgos@fiuna.edu.py, mgomez@fiuna.edu.py, edgarcardozo@fiuna.edu.py, rmussi@ing.una.py.

Palabras clave: Residuos sólidos urbanos, emisión de metano, fracción orgánica.

Abstract:

This study estimates greenhouse gas (GHG) emissions—specifically methane (CH_4)—originating from the organic fraction of municipal solid waste (MSW) in the municipality of Villa Hayes, Paraguay. Utilizing the IPCC 2006 Tier 1 methodology, the research quantifies methane emissions resulting from the anaerobic decomposition of organic waste disposed of in a controlled landfill lacking gas recovery. The methodology includes population growth projections, per capita waste generation rates, and composition data from the municipal waste management plan (PMGIRSU). Results indicate that the organic fraction accounts for 59.8% of MSW, with annual methane emissions rising from 171.84 tons in 2012 to 192.24 tons in 2032, equivalent to over 5,000 tons of CO_2eq per year. The study highlights a limited waste collection coverage of 43.4%, absence of source separation, and insufficient institutional capacity. It proposes practical interventions, including decentralized composting, organic waste segregation in schools and markets, the creation of green points, and environmental education campaigns. Additionally, spatial planning using Voronoi polygons is suggested to optimize the placement of collection centers. This research underscores the importance of transitioning toward an integrated and sustainable waste management system that emphasizes organic waste valorization and climate change mitigation, thereby offering environmental, social, and economic benefits for Villa Hayes. The findings aim to support evidence-based decision-making and local public policies focused on reducing GHG emissions and promoting circular economy practices at the municipal level.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento acelerado de la población y el avance de las sociedades industrializadas han contribuido significativamente a la degradación ambiental, siendo uno de los factores más relevantes la generación descontrolada de residuos sólidos. Este fenómeno ha modificado los patrones de consumo, promoviendo una cultura de "usar y tirar" que ha incrementado considerablemente la cantidad de residuos por habitante (González-Torre et al., 2003). En municipios como Villa Hayes, con fuerte presencia agroindustrial y ganadera, la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU) representa un desafío ambiental importante, ya que, al no gestionarse adecuadamente, se convierte en una fuente significativa de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), como el metano (CH_4).

Durante décadas, muchos residuos eran reutilizados o compostados en los hogares, lo que limitaba su impacto ambiental. Sin embargo, con el auge del modelo industrial, estas prácticas disminuyeron drásticamente, favoreciendo una economía lineal basada en el consumo excesivo y la disposición inadecuada de los residuos (Pérez & Gómez, 2019). Esta problemática se intensifica en países en vías de desarrollo, donde la falta de planificación en la gestión integral de residuos sólidos urbanos (GIRSU) sigue siendo un reto. A pesar de algunos avances en Villa Hayes, como el relleno sanitario El Farol y proyectos de reciclaje, persisten debilidades estructurales en la recolección, separación y valorización de los residuos, que limitan una

gestión eficiente y sostenible.

OBJETIVOS

El trabajo tiene como objetivo general estimar las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos generados en el municipio de Villa Hayes. Los objetivos específicos incluyen: realizar un diagnóstico sobre la gestión de los residuos sólidos urbanos, estimar la composición de los residuos sólidos urbanos generados, estimar las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el relleno sanitario o vertedero y proponer mejoras en la infraestructura de los residuos sólidos urbanos, con énfasis en el manejo de la fracción orgánica.

METODOLOGÍA

Área de Estudio

El presente trabajo se desarrolla en el municipio de Villa Hayes, capital del departamento de Presidente Hayes, ubicado en la Región Occidental de la República del Paraguay. Según la cartografía censal oficial del Instituto Nacional de Estadística (INE), el distrito de Villa Hayes abarca una superficie de 17.609,259 km².

Realizar un diagnóstico sobre la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en la ciudad de Villa Hayes

Para el diagnóstico institucional y operativo del sistema de gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) se utilizó como fuente principal el Plan Municipal de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (PMGIRSU) elaborado por la Municipalidad de Villa Hayes (2023). Se analizaron:

- El sistema de recolección, transporte y disposición final de los residuos.
- La cobertura de población servida.
- La infraestructura disponible.
- Los porcentajes de recolección formal e informal, y los desafíos institucionales.

Se implementó la revisión documental con datos obtenidos de reportes técnicos y formularios de caracterización de residuos, disponibles en el anexo del PMGIRSU.

Estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos generados en el municipio de Villa Hayes

La estimación de la composición de los residuos sólidos urbanos (RSU) fue realizada en función de la población servida, definida como aquella que accede efectivamente al servicio de recolección. Para ello:

1. Se partió de los datos censales del 2012 y del 2022 y se proyectó la población total para el período 2012–2032 utilizando una tasa geométrica de crecimiento anual, calculada mediante la fórmula:

$$r = \left(\frac{P2022}{P2012}\right)^{1/10} - 1$$

Donde:

- r = tasa de crecimiento anual (decimal)
- P2012, P2022 = población total en años censales
- 10 = número de años entre censos

Luego, la población proyectada para cada año se estimó con:

$$Pf = P0 * (1 + r)^t$$

Donde:

- Pf = población total estimada en el año t
- P0 = población base del año 2012
- r = tasa de crecimiento (0,0056)
- t = número de años desde P0

2. A partir de la población total proyectada, se estimó la población efectivamente cubierta por el servicio de recolección.
3. Para calcular la cantidad total de residuos generados por la población servida se utilizó la generación per cápita anual y también la composición porcentual de residuos establecida en el PMGIRSU, estos ultimos son valores referenciales en base al promedio de estudios anteriores evaluados en el 2020, que incluye las siguientes fracciones:

$$\boldsymbol{RSU = PS * GCA * 365}$$

Donde:
PS: Población servida. Se calcula por año con regla de tres.
GCA: Generación per Cápita Anual
365: Cantidad de días del año

Tabla 1. Composición de residuos referenciales para Villa Hayes

Clasificación	Sub-clasificación	Porcentajes (%) Sub	Porcentajes (%) Clasif.
Inorgánicos	Plásticos	8,0	23,0
	Metales	2,5	
	Vidrios	4,6	
	Ceramicas, piedras y tierra	6,4	
	Cueros y gomas	1,5	
Otros	Otros	17,2	17,2
Orgánicos	Desperdicios de cocina	35,7	59,8
	Desechos de patios y jardines, madera	15,1	
	Papeles y cartones	7,2	
	Textiles	1,8	
	Total	100,00	100,00

Fuente: Guía para la Elaboración de los Planes Municipales de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos – Municipios Intermedios y Menores.

Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el relleno sanitario o vertedero

Se aplicó la metodología del IPCC (2006, Volumen 5, Capítulo 3) para estimar las emisiones de metano (CH_4) bajo el enfoque de Nivel 1, asumiendo disposición final en relleno sanitario controlado sin recuperación de gas.

Parámetros utilizados:

- **Fracción orgánica**: 59,8 %.
- **DOC** = 0,15 (contenido de carbono orgánico degradable)
- **DOCf** = 0,5 (fracción del DOC que se descompone)
- **MCF** = 1,0 (factor de corrección de metano)
- **F** = 0,5 (fracción de metano en el biogás)
- **OX** = 0 (sin oxidación)
- **R** = 0 (sin recuperación de gas)

Fortalezas	Debilidades
‣ Existencia de un PMGIRSU como instrumento técnico de planificación.	‣ Cobertura de recolección limitada al 43,4 % de la población total.
‣ Disposición en relleno sanitario formalmente autorizado (El Farol S.A.).	‣ Ausencia de separación en origen, recolección diferenciada y puntos verdes.
‣ Infraestructura de tratamiento de lixiviados y laboratorio propio.	‣ Débil capacidad institucional y falta de seguimiento con indicadores.
‣ Presencia de personal técnico calificado y programas de responsabilidad social.	‣ No se cuenta con estudios locales de composición de residuos ni campañas sostenidas.
Oportunidades	**Amenazas**
‣ Posibilidad de implementar compostaje comunitario y escolar.	‣ Generación creciente de residuos sin infraestructura adecuada para tratarlos.
‣ Apoyo técnico y financiero desde MADES, DINCAP y cooperación internacional.	‣ Contaminación ambiental por disposición informal y quemas en zonas no servidas.
‣ Crecimiento urbano que facilita rutas y planificación zonal.	‣ Riesgo sanitario en comunidades rurales e indígenas sin cobertura de recolección.

Propuesta de mejoras en el Plan de gestión de los Residuos Sólidos Urbanos, con énfasis en el manejo de la fracción orgánica

Se adoptó un enfoque descriptivo basado en el análisis documental y la revisión de fuentes técnicas oficiales.

El análisis incluyó los siguientes aspectos:

- Evaluación del sistema de recolección, transporte y disposición final de los residuos.
- Identificación de la infraestructura disponible, incluyendo el relleno sanitario y otros elementos operativos.
- Revisión de la cobertura poblacional atendida por el sistema formal de gestión de residuos.
- Análisis de los actores involucrados, incluyendo tanto la recolección formal como informal.
- Consideración de los desafíos institucionales vinculados a la planificación, monitoreo y valorización de residuos.

Para su formulación se tomaron en cuenta referencias técnicas del PMGIRSU, recomendaciones del IPCC y lineamientos de políticas nacionales (MADES, DINCAP, estrategia GIRSU).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Realizar un diagnóstico sobre la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en la ciudad de Villa Hayes

El diagnóstico muestra un panorama complejo: si bien existen avances en infraestructura de disposición final, persisten grandes desafíos en cobertura, planificación, educación ambiental y valorización de residuos. El municipio genera unas 13 toneladas diarias (4.745 t/año), pero la cobertura de recolección solo alcanza al 43,4 % de la población, concentrada en zonas urbanas que tampoco reciben el servicio de forma completa.

El servicio, a cargo de la Municipalidad y operadores contratados, deposita los residuos en el Sitio de Disposición Final (SDF) El Farol, en Remansito, que cuenta con infraestructura moderna, planta de tratamiento de lixiviados, laboratorio propio y personal técnico especializado. Sin embargo, el municipio carece de estudios locales sobre cantidad y composición de residuos, utilizando como referencia una producción per cápita de 0,8 kg/hab/día. Se estima que la fracción orgánica representa el 59,8 % del total, pero no existen sistemas de separación en origen ni recolección diferenciada, lo que limita la valorización.

Tabla 2. Análisis FODA de la gestión de RSU en Villa Hayes.

Fuente: Elaboración propia

Estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos generados en el municipio de Villa Hayes

A partir de los datos censales oficiales, se determinó que la población total del municipio de Villa Hayes fue de 45.350 habitantes en 2012 y 47.967 habitantes en 2022, lo que permitió calcular una tasa geométrica de crecimiento poblacional del 0,56 % anual. Este crecimiento fue proyectado hasta el año 2032, obteniéndose una población total estimada de 50.735 habitantes para dicho año.

Aplicando una cobertura constante del 43,4 %, se estimó la población efectivamente servida por el sistema de recolección de residuos. En 2012, la población servida fue de 19.682 personas, mientras que para 2032 se proyecta una cobertura de 22.019 personas.

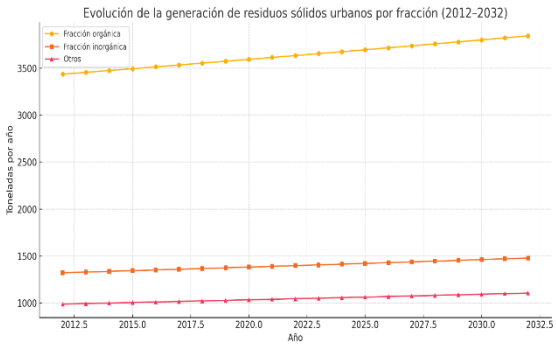
La producción per cápita adoptada fue de 0,8 kg/hab/día, lo que equivale a 292 kg/hab/año, y permitió calcular la generación total de residuos sólidos urbanos servidos. Los resultados muestran un crecimiento progresivo, pasando de 5.747 toneladas anuales en 2012 a 6.430 toneladas en 2032, como se resume en la tabla correspondiente.

Tabla 5. Proyección de la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) servidos por fracción en el municipio de Villa Hayes (2012–2032)

Año	Población proyectada (hab.)	Población Servida (hab.)	RSU (t/año)	Fracción orgánica (t/año)	Fracción Inorgánica (t/año)	Otros (t/año)
2012	45350	19682	5747	3437	1329	989
2013	45605	19793	5779	3456	1329	994
2014	45862	19904	5812	3476	1337	1000
2015	46120	20016	5845	3495	1344	1005
2016	46379	20129	5878	3515	1352	1011

Fuente: Elaboración propia.

Gráfico 1. Evolución de la generación de residuos sólidos urbanos por fracción (2012-2032).



Fuente: Elaboración propia.

Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el relleno sanitario o vertedero.

Tabla 3. Emisiones estimadas de metano (CH_4) para el municipio de Villa Hayes (2012–2032)

Año	CH_4 estimado (t/año)	CO_2eq estimado (t/año)
2012	172	4812
2013	173	4839
2014	174	4866
2015	175	4893
2016	176	4921
2017	177	4948
2018	178	4976
2019	179	5004
2020	180	5032
2021	181	5060
2022	182	5088
2023	183	5117
2024	184	5145
2025	185	5174
2026	186	5202
2027	187	5231
2028	188	5260
2029	189	5289
2030	190	5318
2031	191	5347
2032	192	5377

Fuente: Elaboración propia.

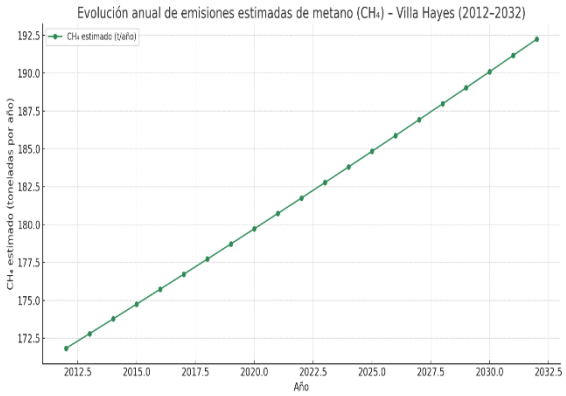
Durante el período analizado, las emisiones de metano generado por la fracción orgánica muestran una tendencia creciente y sostenida.

- En el año 2012, se estimaron 171,84 toneladas de CH_4, valor que representa la emisión inicial del período proyectado.
- Hacia el año 2022, las emisiones alcanzan las 181,75 toneladas, lo que refleja un aumento acumulado del 5,8 % respecto al valor base.
- En el extremo de la proyección, para 2032, las emisiones de metano ascienden a 192,24 toneladas anuales, lo que representa un incremento total del 11,9 % en dos décadas.

Esta evolución está directamente relacionada con el crecimiento progresivo de la población servida por el sistema de recolección y con la generación acumulativa de residuos orgánicos, que representan el 59,8 % del total de RSU servidos.

A pesar de que el relleno sanitario cumple con las condiciones técnicas básicas (MCF = 1,0), no cuenta con un sistema de recuperación de biogás, lo cual implica que el 100 % del metano generado es liberado a la atmósfera.

Gráfico 2. Evolución anual de emisiones estimadas de metano (CH_4) - Villa Hayes (2012-2032).



Fuente: Elaboración propia.

Comparación de emisiones de metano (CH_4) entre Villa Hayes y Paraguay – Año 2021

Emisiones estimadas para Villa Hayes

Según los cálculos desarrollados en este estudio, Villa Hayes emitió en 2021 aproximadamente:

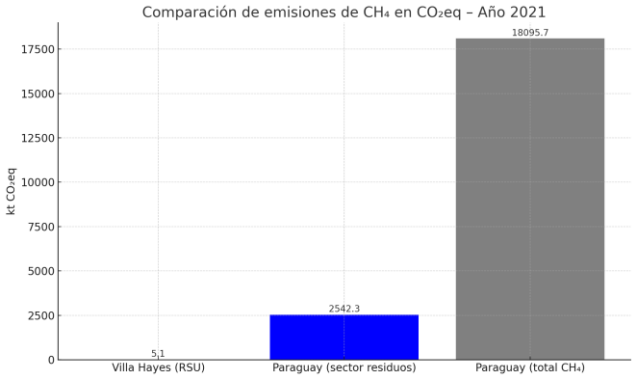
- **181 toneladas de CH_4**, derivadas de la degradación anaeróbica de residuos orgánicos dispuestos en el relleno sanitario.
- Esto equivale a **5.060 toneladas de CO_2eq** utilizando un **GWP (Global Warming Potential) de 28** según el **IPCC AR5**.

Emisiones reportadas a nivel país

- El **sector residuos** a nivel nacional emitió **2.542,3 kilotoneladas (kt) de CO_2eq**.
- Las **emisiones totales de CH_4** en Paraguay (todos los sectores) alcanzaron los **18.095,7 kt CO_2eq**.

Análisis comparativo

Grafico 3. Comparación de emisiones de CH_4 en **CO_2eq**. – Año 2021



Fuente: Elaboración propia.

- Las emisiones de Villa Hayes representan aproximadamente el **0,03 %** de las emisiones totales de CH_4 de Paraguay y el **3,98 %** de las emisiones del sector residuos.
- Aunque Villa Hayes contribuye de forma modesta al total nacional, sus emisiones **no son despreciables a nivel local**, especialmente considerando que provienen de un solo municipio y un solo sector.
- Esta comparación refuerza la importancia de implementar medidas de mitigación desde el nivel municipal, como compostaje, valorización de residuos y captura de biogás.

Propuesta de mejoras en la infraestructura en los planes de gestión de los Residuos Sólidos Urbanos, con énfasis en el manejo de la fracción orgánica

1. Implementación piloto de compostaje descentralizado

- Seleccionar barrios con alta densidad urbana e instalar composteras comunitarias en plazas o centros barriales.
- Capacitar a comisiones vecinales para separar y compostar residuos de cocina y jardín.
- Supervisión técnica mensual de resultados.

2. Creación de microcentros de acopio diferenciados

- Establecer al menos un punto verde por zona urbana prioritaria (Villa Hayes y Remansito).
- Habilitar compartimientos diferenciados para residuos orgánicos, plásticos, papel y cartón.
- Recolectar y registrar datos semanalmente.

3. Recolección diferenciada de fracción orgánica

- Iniciar en instituciones: escuelas, mercados y ferias locales.
- Usar contenedores verdes y rutas específicas una vez por semana.
- Derivar los residuos a puntos de compostaje municipal o convenios con productores agrícolas.

4. Fortalecimiento institucional

- Capacitar al personal municipal en GIRSU y valorización orgánica.
- Desarrollar una unidad técnica mínima responsable del monitoreo de residuos y programas piloto.

CONCLUSIONES

Este trabajo permitió analizar el sistema de gestión de residuos sólidos urbanos, con foco en la fracción orgánica, que representa la mayor parte de los residuos generados. Se identificaron limitaciones en la cobertura del servicio (43,4 %), ausencia de separación en origen y escasa valorización. Se proyectó un aumento en la generación de residuos y en las emisiones de metano (CH_4) entre 2012 y 2032, debido a la falta de tratamiento previo o captura de biogás. Ante ello, se propusieron mejoras como compostaje descentralizado, puntos verdes, recolección diferenciada y educación ambiental. Estos resultados destacan la urgencia de transitar hacia un modelo de gestión más sostenible, enfocado en la reducción en origen, la valorización de residuos y la mitigación del impacto ambiental en el municipio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Fundación Moisés Bertoni. (2022). Informe de avances del proyecto Reciclate Villa Hayes. Asunción, Paraguay: Fundación Moisés Bertoni.

IPCC. (2006a). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 5 – Waste, Chapter 2: Waste Generation, Composition and Management Data. Intergovernmental Panel on Climate Change.

MADES. (2021). Diagnóstico sobre la gestión de residuos sólidos urbanos en Paraguay. Asunción, Paraguay: Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). (2005). Gestión integral de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Washington, D.C.: OPS.

Pérez, Y., & Gómez, L. (2019). Gestión ambiental urbana: un enfoque integral. Bogotá, Colombia: Ediciones Ecoe.

ID 127. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO PROVENIENTES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL MUNICIPIO DE LAMBARÉ, PARAGUAY.

Graciela Zárate Recalde [1*], Alicia Ledesma Juvinel [2], Edgar Javier Cardozo Maldonado [3], Rodrigo Mussi Buzarquis [4]

Universidad Nacional de Asunción (UNA), Facultad de Ingeniería, Ingeniería Geográfica y Ambiental, Campus Universitario, San Lorenzo, Central, Paraguay

gzarater@fiuna.edu.py[1*], alileju@fiuna.edu.py[2], edgarcardozo@fiuna.edu.py[3], rmussi@ing.una.py[4]

Resumen. Este estudio estima las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas por la degradación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en el municipio de Lambaré. Se utilizaron datos documentales y la metodología del IPCC 2006 para calcular las emisiones de metano mediante el modelo de descomposición de primer orden. Los resultados evidencian un potencial significativo de generación de metano, lo que resalta la necesidad de mejorar la gestión de residuos orgánicos.

Palabras clave: residuos sólidos urbanos, fracción orgánica, metano, gases de efecto invernadero.

Abstract. This study estimates the greenhouse gas (GHG) emissions generated by the degradation of the organic fraction of municipal solid waste in the city of Lambaré. Documentary data and the 2006 IPCC methodology were used to calculate methane emissions through the first-order decay model. Results reveal a significant methane generation potential, highlighting the need to improve organic waste management.

Keywords: municipal solid waste, organic fraction, methane, greenhouse gases.

1. INTRODUCCIÓN

Los residuos sólidos municipales comprenden materiales descartados por actividades residenciales, comerciales e institucionales, con potencial impacto negativo sobre la salud pública y el ambiente. Su composición varía e incluye desde restos orgánicos hasta sustancias químicas, microplásticos o patógenos, lo que exige una gestión integral que abarque recolección, tratamiento y valorización (OMS, 2015).

En zonas urbanas, los residuos suelen reflejar los hábitos domésticos y culturales de la población, con predominio de desechos orgánicos como restos de alimentos y jardinería, cuyas proporciones difieren según el contexto (Verma y Borongan, 2022). En Paraguay, esta gestión recae en las municipalidades, las cuales operan con escasa planificación, recursos limitados y débil coordinación interinstitucional. Predomina el enfoque tradicional de recolección y disposición final, en detrimento del reciclaje, valorización y tratamiento (MADES-DNCC/PNUD-FMAM, 2024).

El sector de residuos también es una fuente significativa de gases de efecto invernadero (GEI), especialmente por las emisiones de vertederos, sumadas a las generadas en las etapas de producción y consumo de bienes (EPA, 2024). En Lambaré, más del 90 % de las viviendas dispone de recolección de residuos, siendo el segundo municipio en volumen después de Asunción (STP/MADES/PNUD/FMAM, 2021). Estimar con precisión las emisiones es esencial para el diseño de estrategias climáticas locales.

Este estudio tiene como objetivo general estimar las emisiones de GEI provenientes de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en Lambaré. Los objetivos específicos incluyen: (1) diagnosticar la gestión actual de residuos sólidos urbanos en la ciudad, (2) estimar la composición de dichos residuos, (3) calcular las emisiones generadas por la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el vertedero, y (4) proponer mejoras en la infraestructura o en los planes de gestión, priorizando el manejo eficiente de la fracción orgánica.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Marco Teórico

2.1.1 Residuos

Según la Ley N° 3956, 2009 vigente en el Paraguay, se define Residuo a todo material resultante de los procesos de producción, transformación y utilización, que sea susceptible de ser tratado, reutilizado, reciclado o recuperado, en las condiciones tecnológicas y económicas del momento, por la extracción de su parte reutilizable.

2.1.2 Gestión Residuos Urbanos

Según la Ley 3956/09, es el conjunto de acciones que se aplican en el manejo de los residuos sólidos desde su generación hasta su disposición final, basándose en criterios sanitarios, ambientales y de viabilidad técnica y económica para la reducción en la fuente de aprovechamiento, tratamiento y disposición final.

2.1.3 Relleno Sanitario

Lugar destinado a la disposición final de residuos sólidos, en el cual se toman múltiples medidas para reducir los problemas generados por otro método de disposición de los mismos (Ley N° 3956, 2009).

2.1.4 Emisiones

Liberación de gases de efecto invernadero o sus precursores a la atmósfera en un área y un periodo de tiempo especificados (Ley N° 251, 1993).

2.1.5 Gases de Efecto Invernadero

Son aquellos componentes gaseosos en la atmósfera, tanto naturales como antropógenos, que absorben y emiten radiación infrarroja (Ley N° 251, 1993).

Son compuestos gaseosos que en concentraciones aumentadas en la atmósfera por emisiones de fuentes antrópicas retienen las radiaciones térmicas que provienen del sol y permiten su retención potenciando el efecto invernadero y provocando, en consecuencia, un aumento de la temperatura media del planeta. (Ley N° 5211, 2014).

2.1.6 Metano

El metano es el hidrocarburo saturado de cadena más corta que existe. Su fórmula química es CH4, en la que cada uno de los átomos de hidrógeno está unido a un átomo de carbono a través de un enlace covalente.

Es una sustancia incolora y no polar, que se presenta en forma de gas a temperaturas y presiones ordinarias, y se caracteriza por su baja solubilidad en fase líquida y elevada persistencia en la atmósfera.(PRTR-ESPAÑA, 2023).

2.1.7 Biogás

El biogás es una fuente de energía renovable y respetuosa con el medio ambiente que se produce mediante la descomposición de materia orgánica, como restos de comida y desechos animales. Descubra cómo se produce el biogás y cómo puede utilizarse para alimentar vehículos, calentar nuestros hogares y generar electricidad. (nationalgrid, sf.)

2.2 Marco Legal

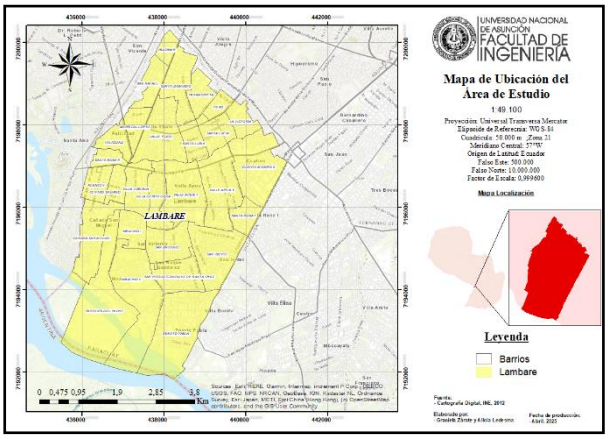
- LEY N° 3.956/2009 “DE GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS EN LA REPÚBLICA DEL PARAGUAY. Que reglamenta el manejo de los residuos sólidos urbanos.
- DECRETO N° 7.391/2017 QUE REGLAMENTA LA LEY 3.956/09 GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS EN LA REPÚBLICA DEL PARAGUAY. Paraguay.
- LEY N° 3.966/2010, “ORGÁNICA MUNICIPAL”. Que define la identidad de los municipios, establece los deberes y obligaciones de estos y sus comunidades.

3. MARCO METODOLÓGICO

3.1. Área de estudio

Figura 1

Mapa de ubicación del área de estudio.Fuente: elaboración propia.



El municipio de Lambaré se encuentra ubicado en el departamento Central y limita con los siguientes municipios: al norte con Asunción, al este con Villa Elisa, al sur con el río Paraguay y al oeste nuevamente con Asunción. Tiene una superficie aproximada de 26,75 km² y en él se asientan 28 barrios.

3.2. Equipos y Materiales utilizados

- Personal humano
- Movilidad (Vehículo Particular, Servicio de Transporte Público)
- Comunicación (Teléfono con cámara digital, Mail)
- Datos cartográficos digitales
- Hardware (Computadoras, conexión a internet, pen drive)
- Software (ArcMap 10.8, QGIS, Paquete de Office)
- Publicaciones científicas
- Útiles de oficina: hojas, bolígrafos

3.3 Procedimientos

3.3.1 Realizar un diagnóstico sobre la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en la ciudad de Lambaré

Para evaluar la gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en Lambaré, se aplicó un análisis documental basado en la Guía Nacional de Planes Municipales (2020), complementado con consultas a autoridades locales. El diagnóstico abordó componentes importantes del sistema: almacenamiento, recolección, transferencia, tratamiento, disposición final, y costos.

3.3.2 Estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos generados en la ciudad de Lambaré (orgánicas, vidrio, plásticos, aluminio, férreos, papel y cartón, entre otros).

La estimación de la composición de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) es clave para orientar estrategias de tratamiento, reciclaje y disposición final. En países en desarrollo, estas fracciones son mayoritariamente orgánicas, seguidas de materiales reciclables como papel, cartón, plástico y metales (Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química).

Ante la ausencia de datos específicos para Lambaré, se utilizaron como referencia la *Guía metodológica para la caracterización de los RSU* (MUNICIPALIDAD DE ASUNCIÓN / MADES / PNUD / FMAM, 2022) y el estudio *Clasificando los Residuos de Asunción* (2022), que incluyen proporciones promedio por tipo de residuo y un índice de generación de 1,22 kg/hab.día. Esta información permitió una aproximación preliminar ajustada al contexto urbano de Lambaré.

Tabla 1

Tabla de clasificacion y subclasificacion de residuos sólidos urbanos.

Tabla 47. Clasificación y subclasificación de residuos sólidos urbanos (agrupados).

Clasificación	Subclasificación	Promedio, %
Orgánicos		60,39
Inorgánicos	Vidrio	2,84
	Papel y cartón	7,25
	Plásticos	12,12
	Metales no ferrosos	0,39
	Metales ferrosos	0,42
	Cerámicas	0,78
	Artículos de oficina y utensilios de cocina	0,02
	Equipos eléctricos y electrónicos	1,58
	Ropa y textiles	1,49
	Sanitarios y pañales desechables	5,31
	Otros no considerados como de manejo especial	1,56
	Arenas o material menor a 2 micras	4,71
	Otros	0,39
Peligrosos		0,75
Totales		**100,00**

Fuente: Clasificando los Residuos de Asunción (2022).

Además, se emplearon las Directrices del IPCC (2006) para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero, Volumen 5: Desechos, Capítulo 3: Eliminación de desechos sólidos. En este material se consideraron los porcentajes establecidos para cada fracción, así como el valor del índice de generación de residuos sólidos urbanos (1,21 kg/hab.d).

Tabla 2

Tabla de clasificacion y subclasificacion de residuos sólidos urbanos.

Alimentos	54%
Jardín	0%
Papel	12%
Madera	0%
Textil	2%
Pañales	2%
Plásticos y otros	30%
Total	100%

Fuente: IPCC (2006).

Para estimar la cantidad de habitantes:

La estimación poblacional se realizó usando la función TENDENCIA de Excel, que proyecta valores futuros mediante regresión lineal a partir de datos históricos. Su sintaxis es:

TENDENCIA(y_conocido; [x_conocido]; [nueva_x]; [constante])

y_conocido: valores dependientes ya conocidos.

x_conocido: valores independientes correspondientes.

nueva_x: valores para proyectar.

constante: TRUE o FALSE, según se quiera forzar el cruce por el origen.

3.3.3 Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el vertedero.

La metodología del IPCC para estimar las emisiones de metano (CH_4) generadas en Sitios de Eliminación de Desechos Sólidos (SEDS) se basa en el modelo de descomposición de primer orden (FOD). Este asume que el carbono orgánico degradable (COD) de los residuos se descompone lentamente durante varias décadas, produciendo CH_4 y CO_2 bajo condiciones anaeróbicas.

El metano generado alcanza su punto máximo en los primeros años tras la disposición de los residuos y disminuye progresivamente a medida que se agota el carbono degradable. Las emisiones netas de CH_4 se calculan a partir del total generado, descontando la fracción oxidada en la cobertura del vertedero y la que se recupera para usos energéticos o quema controlada. La estimación anual puede realizarse utilizando la Ecuación 3.1 del IPCC, según se ilustra en la Figura 2.

Figura 2

Ecuación de emisiones de CH4 provenientes de los SEDS.

ECUACIÓN 3.1
EMISIONES DE CH_4 PROVENIENTES DE LOS SEDS

$$Emisiones\ de\ CH_4 = \left[\sum_x CH_4\ generado_{x,T} - R_T\right] \bullet (1 - OX_T)$$

Nota. Adaptado de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 5, Desechos. Capítulo 3, Eliminación de desechos sólidos.

Donde:

Emisiones de CH4 = CH4 emitido durante el año T, Gg

T = año del inventario

x = categoría o tipo de desecho y/o material

RT = CH4 recuperado durante el año T, Gg

OXT = factor de oxidación durante el año T, (fracción)

El CH4 recuperado debe restarse de la cantidad de CH4 generada. Sólo la fracción de CH4 que no se recupera está sujeta a la oxidación en la capa de la cubierta de los SEDS.

En el caso de que en el vertedero no cuente con una chimenea el CH4 recuperado será cero.

Figura 3

CH4 generado a partir del DDOCm disuelto.

ECUACIÓN 3.6

CH_4 GENERADO A PARTIR DE LOS DDOCm EN DESCOMPOSICIÓN

$$CH_4\ generado_T = DDOCm\ descomp_T \bullet F \bullet 16/12$$

Nota. Adaptado de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 5, Desechos. Capítulo 3, Eliminación de desechos sólidos.

Donde:

CH4 generadoT = cantidad CH4 generado a partir del material en descomposición

DDOCm descompT = CH4 descompuesto durante el año T, Gg

F = fracción volumétrica de CH4 en el gas de vertedero generado (fracción)

16/12 = cociente de pesos moleculares CH4/C (cociente)

Modelo de hoja de cálculo:

Tabla 3

Tabla de datos de la fracción orgánica.

Datos para la fracción orgánica : Alimentos	
DOC	0,15
DOCF	0,7
K	0,085
Exp1	0,92
M	13
Exp2	1
F	0,5
MCF	0,6
OX y R	0

Carbono Orgánico Degradable	DOC	Cuadro 2.4
Fracción del Carbono Orgánico Degradable Disuelto que puede descomponerse	DOCF	Cuadro 3.5
Constante de reacción	K	Cuadro 3.3
Inicio del proceso en el año de deposición. Mes	M	Cuadro 3.4
Fracción del metano	F	Cap. 3, pág. 29
Factor de corrección del metano	MCF	Cuadro 3.1
Factor de oxidación	OX	Cuadro 3.2
Recuperación del metano	R	(en el vertedero no se hace recuperación, R=0)

Fuente: IPCC (2006).

3.3.4 Proponer mejoras "en la infraestructura" o "en los planes de gestión de los Residuos Sólidos Urbanos", con énfasis en el manejo de la fracción orgánica.

Se propone una mejora en la infraestructura con la implementación de biodigestores en el municipio, para reducir el volumen de la fracción orgánica enviada al vertedero.

Con el fin de identificar alternativas sostenibles para el manejo de residuos orgánicos, se realizó una revisión documental del material técnico emitido por el Viceministerio de Minas y Energía, específicamente el Programa de mejoramiento de las bases de datos para una política energética más sustentable en Paraguay. Esta fuente proporcionó lineamientos importantes sobre tecnologías de valorización, como los biodigestores, y sirvió de base para analizar propuestas de mejora aplicables a contextos interinstitucionales.

4. RESULTADOS

4.1 Realizar un diagnóstico sobre la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en la ciudad de Lambaré

La Ordenanza N.º 28/2008 establece la separación obligatoria en origen entre residuos reciclables y orgánicos, con el fin de proteger al personal y facilitar la valorización.

El servicio de recolección y transporte está a cargo de Dorby S.A. (60 %) y REDESO S.A. (40 %), operando con rutas definidas, frecuencia interdiaria y vehículos habilitados. Dorby también gestiona residuos comerciales e industriales no peligrosos con flota diferenciada.

El relleno sanitario, ubicado en un predio transferido a El Farol S.A. por la Ley N.º 6094/2018, recibe más de 1.100 t/día. Allí opera una planta de tratamiento de lixiviados con tecnología automatizada y participa la asociación Frente Social Ciudadano, que nuclea a 180 recicladores. El sitio no cuenta con captación de biogás, lo que implica emisiones directas de CH_4.

Finalmente, la Ordenanza N.º 74/2018 regula las tarifas del servicio, con categorización por rubros aplicable a la empresa Dorby S.A.

Figura 4

Tarifas y categorización en el municipio de Lambaré.

Municipalidad de Lambaré
JUNTA MUNICIPAL
EL CERRO LAMBARÉ PERTENECE A LOS LAMBAREÑOS

.....///...

2/3

Ítem	Ítems de Cobros	Tarifa Actual Ord.72/2014 Iva Incluido	APROBADO Reajuste Iva Incluido
	SERVICIO A VIVIENDAS Y COMERCIOS PEQUEÑOS		
A	Viviendas Precarias	13,200	15,000
B	Inquilinato por unidad de vivienda, Hospedaje por Habitación	15,000	18,000
C	Hoteles, Moteles por habitación	20,000	23,000
D	Edificios Dptos., Complejos Habitacional x Unidad de Vivienda, Galerías por Locales Comerciales	27,000	33,000
E	Viviendas Económica y Mediana hasta 100 m2/hasta 12 más. De frente; Viviendas normales más de 12 más. Recolección alterna	30,000	35,000
F	Salones comerciales, recolección diaria: Oficinas, Librerías, Mercerías, Joyerías, Sastrería, Tintorerías, Peluquerías, Gimnasio, Venta de lubricante, Mueblería, Vidriería, Boutique, Casa de Empeño, Florería, Frutería, Ferretería y Sanitario, Estudio Contable o Jurídico	35,000	42,000
F1	Vivienda recolección diaria s/asfalto	35,000	40,000
G	Vivienda con negocio o comercio pequeño o mixto: Almacén, Copetín, Hamburguesería, Bar, Lomitería, Bodega, Ferretería, Electricidad, Farmacia e Industrias Pequeñas	50,000	55,000
H	Depósitos de Materiales de Construcción, Farmacias Chicas	60,000	70,000
I	Depósitos en General	70,000	80,000
J	Viviendas de lujo más de 150 m2 (Tipo Yatch y Golf Club)	96,000	115,000
K	Restaurants, Confiterías, Discotecas, Pube, Sanitarios, Tinglados, Farmacias Grandes, Industrias Farmaceuticas	100,000	125,000
L	Empresas de Transportes	150,000	180,000
M	Hospitales, Show Romm de Mercaderías, Hoteles, Moteles, Prostíbulos, Estaciones de Servicios, Sanatorios, Laboratorios, Clínicas, Colegios, Escuelas Privadas, Bancos, Financieras, Cooperativas, Asociaciones de Entidades públicas y privadas, Distribuidoras, Importadoras, Fraccionadoras	250,000	300,000

Fuente: Ordenanza N°. 74/2018.

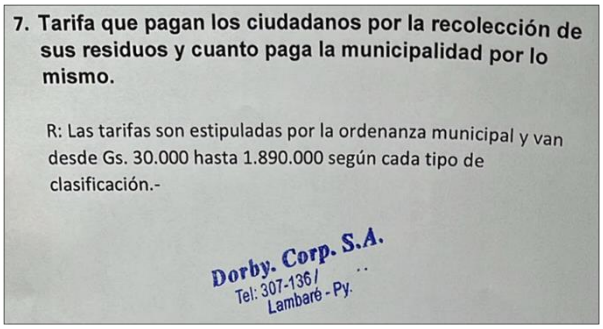
Figura 5

Tarifas y categorización en el municipio de Lambaré.

N	Autoservicios, Mini Mercados	300,000	350,000
Ñ	Fábricas de Colchones, Estaciones de Servicios con lavadero y Shopp, Industrias de Muebles, Fabricas en general básico	400,000	450,000
O	Medianas Industrias y Grandes Depósitos (90 bolsas de 100 lts. Mensual) Fabricas de Plásticos, Recicladoras	600,000	700,000
P	Comercios hasta 500 m2 o por kilo 440	1,200,000	1,200,000
Q	Playa de Venta de Vehículos	1,500,000	60,000
R	Supermercados desde 501 hasta 1.000 m2 o por kilo o m3	2,000,000	2,500,000
S	Supermercados Superior a 1.000 m2 o por kilo o m3	3,000,000	3,400,000
T	Residuos por Toneladas (Construcciones, Industrias, Domiciliarios)	380,000	450,000
U	Residuos por m3 (podas de árboles, limpieza, baldíos, restos de reciclados, corte de césped, papeles, isopor, cartones, etc.	480,000	560,000
V	Hotel del Yacht y Golf Club Paraguayo por viaje o por kilo o m3	400,000	450,000
W	Casino del Yacht y Golf Club Paraguayo (por viaje)	600,000	700,000
X	Colegios y Escuelas Públicas (Cantina)	100,000	120,000
Y	Universidades, Facultades y Centros de Enseñanzas	250,000	300,000
Z	Edificios Públicos y Privados (COPACO, ANDE, ESSAP)	440,000	500,000
A1	Centros Religiosos, Iglesias, Cultos, Casas de Retiros	330,000	400,000
B1	Club Social, Deportivo, Asociaciones, Canchas Sintéticas	120,000	140,000
C1	Actividades varias no definidas (por desocupación temporal)	50% s/categ.	50% s/categ.
D1	Servicios de Contenedores por peso (TN) o por volumen (m3)	400,000	450,000
D2	Medianos: Hamburguesérias, Bares, Lomiterías	120,000	140,000
D3	Grandes: Hamburguesérias, Bares, Lomiterías	150,000	170,000
E1	Servicios especiales de recolección y disposición final por peso (TN) o por volumen (m3)	550,000	620,000
E2	Residuos por peso (TN) aquellos RSU cuyo peso es superior al volumen que ocupa (construcciones, industrias y domiciliarios)	380,000	450,000
E3	Residuos por volumen (m3) aquellos cuyo volumen es superior al peso mismo (poda de árboles, limpieza de baldío, resto de reciclado, corte de césped, papeles, plásticos, isopor, cartones, etc.)	480,000	550,000

Fuente: Ordenanza N°. 74/2018.

Datos del 2025:



7. Tarifa que pagan los ciudadanos por la recolección de sus residuos y cuanto paga la municipalidad por lo mismo.

R: Las tarifas son estipuladas por la ordenanza municipal y van desde Gs. 30.000 hasta 1.890.000 según cada tipo de clasificación.-

Dorby. Corp. S.A.
Tel: 307-136 /
Lambaré - Py.

Fuente: Dorby S.A.

El Farol S.A:

Según el Contrato UOC N°. 35/2023, por el servicio de disposición final de residuos.

En donde se establece el precio unitario y el importe total a pagar por los bienes y/o servicios:

Unidad de medida: Tonelada

Presentación: camionada

Cantidad: 1.400 toneladas de residuos dispuestos en el relleno sanitario mensualmente.

Precio unitario: 140.000 Gs. por tonelada

Precio total: 196.000.000 Gs.

Ítem	Código Catálogo	Descripción del Bien	Unidad de Medida	Presentación	Cantidad	Precio unitario (IVA incluido)	Precio total
1	76121501-9996	SERVICIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS	Tonelada	Camionada	1.400	140.000	196.000.000

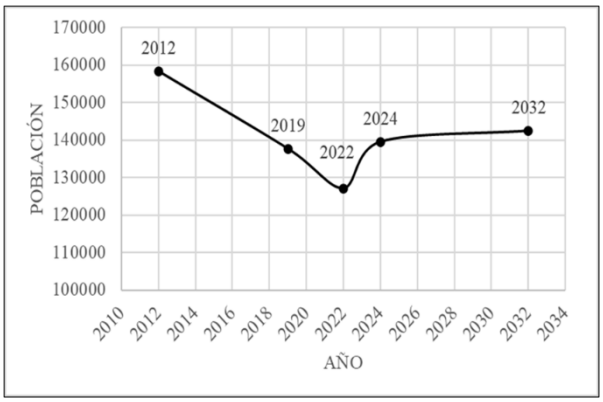
Fuente: Contrato UOC N°. 35/2023.

4.2 Estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos generados en la ciudad de Lambaré (orgánicas, vidrio, plásticos, aluminio, férreos, papel y cartón, entre otros).

Para estimar la composición de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en la ciudad de Lambaré, se recurrió a referencias bibliográficas y metodológicas ante la ausencia de un estudio de caracterización específico para este municipio. El estudio actualizado de caracterización de residuos de la ciudad de Asunción (2022), se usó como base técnica para esta aproximación. Dado que Lambaré forma parte del Área Metropolitana de Asunción (AMA), y comparte condiciones demográficas, urbanas y de consumo similares, se adoptaron directamente los valores de composición determinados para la capital.

Figura 6

Estimación de la población (2012-2034).



Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4

Tabla de datos de la estimación de la población.

Año	Población
2012	158375
2019	137681
2022	127150
2024	139520
2032	142462

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5

Tabla de datos de la estimación de la fracción orgánica.

Año	RSU anual (ton)	Orgánicos 60,39 %	Vidrio 2,39%	Papel y Cartón 7,25%	Plástico 12,12%	Metales ferrosos y no ferrosos 0,81%	Otros 17,04%
2012	70524	42590	1686	5113	8548	571	12017
2019	61309	37025	1465	4445	7431	497	10447
2022	56620	34193	1353	4105	6862	459	9648
2024	62128	37519	1485	4504	7530	503	10587
2032	63438	38310	1516	4599	7689	514	10810

Fuente: Clasificando los Residuos de Asunción (2022).

Tabla 6

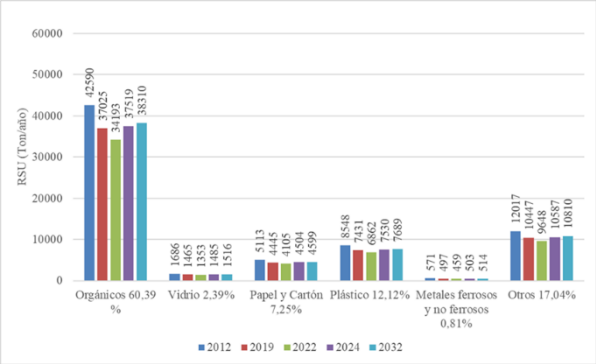
Tabla de datos de la estimación de la fracción orgánica.

Año	RSU anual (ton)	Alimentos 54 %	Jardin 3 %	Papel 12 %	Madera 0 %	Textil 2 %	Pañales 2 %	Plasticos y otros 27 %
2012	41043	22163	1231	6977	2052	1231	821	6871
2019	35680	19267	1070	6066	1784	1070	714	5973
2022	32951	17793	989	5602	1648	989	659	5516
2024	36157	19525	1085	6147	1808	1085	723	6053
2032	36919	19936	1108	6276	1846	1108	738	6180

Fuente: IPCC (2006).

Figura 7

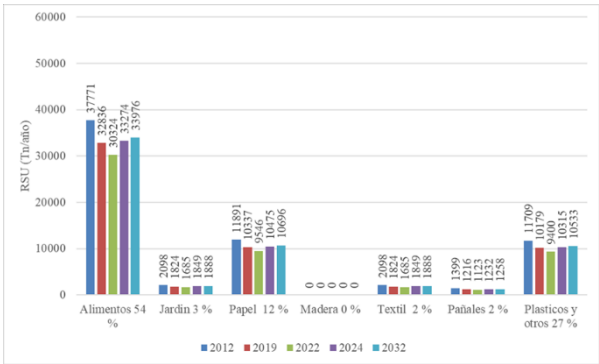
Tabla de datos de la estimación de la fracción orgánica.



Fuente: Clasificando los Residuos de Asunción (2022).

Figura 8

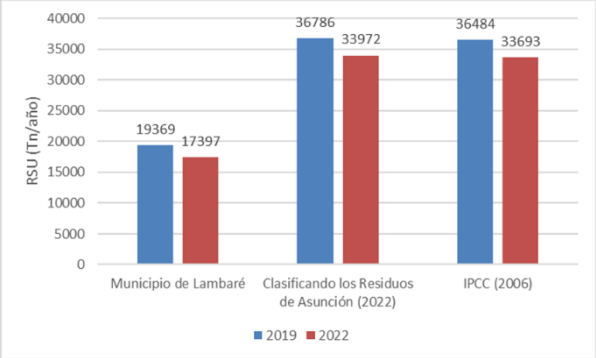
Tabla de datos de la estimación de la fracción orgánica.



Fuente: IPCC (2006).

Figura 9

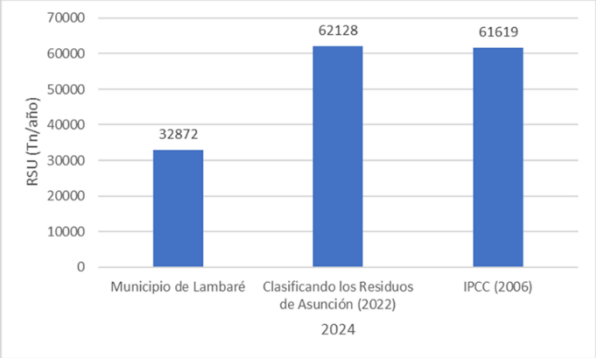
Tabla de datos de la estimación de la fracción orgánica.



Fuente: elaboración propia.

Figura 10

Tabla de datos de la estimación de la fracción orgánica.



Fuente: elaboración propia.

4.3 Estimar las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la degradación anaeróbica de la fracción orgánica en el relleno sanitario o vertedero.

Figura 11

Fracción Orgánica s/ Asunción			
Índice de Generación de RSU 1,22 kg/hab.d			
Año	RSU (Tn/Año)	Emisiones de CH_4 (Gg)	CH4 (ktn CO2 eq)
2012	70524	0.889	24.895
2019	61309	1.325	37.089
2022	56620	1.466	41.036
2024	62128	1.525	42.698
2032	63438	2.044	57.232
Fracción Orgánica s/ IPCC			
Índice de Generación de RSU 1,21 kg/hab.d			
Año	RSU (Tn/Año)	Emisiones de CH_4 (Gg)	CH4 (ktn CO2 eq)
2012	69946	1.182	33.101
2019	60807	1.400	39.206
2022	56156	1.452	40.665
2024	61619	1.422	39.811
2032	62918	1.567	43.881

Estimación de las emisiones y CO2 equivalente.

Fuente: elaboración propia.

Teniendo en cuenta que el Potencial de Calentamiento Global (GWP por sus siglas en inglés) del AR5 (Quinto Informe de Evaluación por sus siglas en inglés) del IPCC equivalente a: GWP100años=28 para el CH4

Según el Primer Informe Bienal de Transparencia de Paraguay:

El total neto de emisiones para 2021 estimaron para el CH4 un valor de 18.095,7 ktn CO2 eq.

Figura 11

Estimación del CO2 equivalente.

Nivel	Año	Población	CH4 (ktn CO2 eq)
País	2021	7353038	18095,7
Municipio	2021	148555	365,591

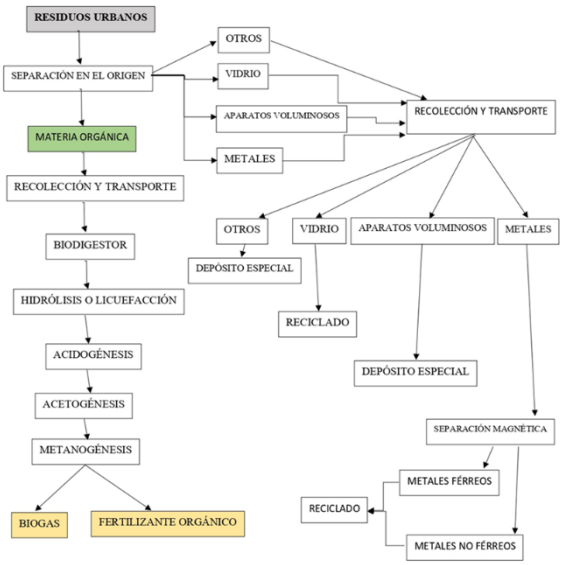
Fuente: BTR (2021).

4.4 Proponer mejoras "en la infraestructura" o "en los planes de gestión de los Residuos Sólidos Urbanos", con énfasis en el manejo de la fracción orgánica.

En Lambaré, la gestión de residuos está a cargo de DORBY S.A. y REDESO S.A., sin una separación sistemática de la fracción orgánica, lo que incrementa las emisiones de GEI y desaprovecha recursos. Con base en el Programa del Viceministerio de Minas y Energía, se propone implementar un biodigestor interinstitucional que permita valorizar la fracción orgánica y reducir la carga sobre el vertedero. Esta medida busca avanzar hacia un sistema integral de gestión con enfoque en economía circular.

Figura 12

Esquema de Gestión.



Fuente: elaboración propia.

.Sistema propuesto: Biodigestor tubular de polietileno resistente, modular y escalable, con capacidad de hasta 1 tonelada diaria de residuos orgánicos. Se alimenta con residuos domiciliarios, restos de poda y alimentos en descomposición.

Productos obtenidos:

Biogás: combustible rico en CH_4, útil para cocción o calefacción.

Biol: fertilizante líquido para viveros y jardinería urbana.

Biosol: lodo estabilizado con propiedades mejoradoras del suelo.

Etapas del proceso:

Hidrólisis: descomposición enzimática de polímeros a monómeros.

Acidogénesis: transformación en ácidos orgánicos (acético, butírico, propiónico).

Acetogénesis: conversión en ácido acético, H_2 y CO_2.

Metanogénesis: producción de CH_4 a partir de ácido acético o mezclas de H_2/CO_2.

5. CONCLUSIÓN

El diagnóstico evidenció que, pese a contar con cobertura de recolección, Lambaré presenta debilidades estructurales en la gestión de residuos: falta de separación en origen, escasa infraestructura para valorización y predominio del enfoque de disposición final. La caracterización, basada en datos de Asunción, confirmó que la fracción orgánica es dominante, lo que refuerza la necesidad de priorizar su manejo por su volumen y potencial de valorización.

La estimación de emisiones de CH_4, siguiendo la metodología del IPCC, reveló una significativa contribución de los residuos orgánicos al inventario local de GEI, agravada por la falta de sistemas de captación de biogás. La implementación de biodigestores surge como una alternativa viable y replicable, con beneficios ambientales y productivos. Para su éxito, se requerirá educación ambiental, reorganización del sistema de recolección y cooperación intermunicipal.

6. BIBLIOGRAFÍA

EPA. (2024). Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks. Environmental Protection Agency.

Facultad de Ingeniería – Universidad Nacional de Asunción. (2012). Mapa de ubicación del área de estudio: Lambaré [Mapa]. Elaborado en ArcGIS 10.0. Fuente de datos: DGEEC y Google Earth.

Ibarra, G. (2011). Gestión integral de residuos sólidos urbanos. Editorial Trillas.

Ley N.º 251/1993. Sobre la prevención y control de la contaminación del aire. Congreso de la Nación Paraguaya.

Ley N.º 3.956/2009. De gestión integral de los residuos sólidos en la República del Paraguay. Congreso de la Nación Paraguaya.

Ley N.º 3.966/2010. Orgánica municipal. Congreso de la Nación Paraguaya.

Ley N.º 5.211/2014. Sobre políticas nacionales de cambio climático. Congreso de la Nación Paraguaya.

MADES-DNCC & PNUD-FMAM. (2024). Informe técnico sobre residuos sólidos urbanos en Paraguay. Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2020). Guía de caracterización de residuos sólidos urbanos.

Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2022). Guía para la elaboración de planes municipales de gestión integral de residuos sólidos urbanos (GIRSU) para municipios intermedios y menores.

National Grid. (s.f.). What is biogas?. https://www.nationalgrid.com/stories/energy-explained/what-is-biogas

OMS. (2015). Residuos sólidos urbanos y salud pública. Organización Mundial de la Salud.

Orozco, A. (2011). Gestión integral de residuos sólidos. Editorial Alfaomega.

PRTR-España. (2023). Ficha técnica: Metano. Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes.

Procycla. (s.f.). Biodigestores.

STP, MADES, PNUD & FMAM. (2021). Inventario de gases de efecto invernadero y diagnóstico municipal de residuos sólidos urbanos en Lambaré.

Torres, P., Andrade, J. & Céspedes, R. (2005). Técnicas de compostaje: Un enfoque biotecnológico. Editorial Universidad de Costa Rica.

Verma, A., & Borongan, G. (2022). Municipal solid waste management in urban areas: Composition and challenges. Waste Management Journal, 145, 325–334.

Viceministerio de Minas y Energía, GIZ, UNIQUE & TUHH. (s.f.). Capacitación en biodigestores.

Marcos, J., Fernández, M., & Ruiz, R. (2004). Manual de gestión de residuos urbanos. Ediciones Díaz de Santos.

ID 130. VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS E REDUÇÃO DO DESPERDÍCIO NA CENTRAL DE ABASTECIMENTO DE JOÃO PESSOA, BRASIL

Silvana Alves dos Santos[1], Anthony Marcelo Dantas Carvalho[2], Sansara Lúcio Ribeiro Barbosa[2], Nathália Vitória Alves de Oliveira[2], Thainá Alves Lycarião[3], Rislanges Ferreira dos Santos[2], Joyce Eduarda Gomes de Macedo[2], Suzany Camily Silvino da Silva[1], Gabriel Gabriel Coutinho de Lima[3]

[1]Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas (EMPASA), João Pessoa – PB, Brasil.

[2]Universidade Federal da Paraíba (UFPB), João Pessoa – PB, Brasil

[3]Centro Universitário Maurício de Nassau (UNINASSAU), João Pessoa – PB, Brasil

E-mails: alvessilvana859@gmail.com, anthonydantas@outlook.com.br, slrb@academico.ufpb.br, nathalia.vitria54@gmail.com, thain4h@gmail.com rislangesferreiraufpb@gmail.com, eduaestefanny@gmail.com, suzanycamily883933@gmail.com, gabriel.coutinho0119@gmail.com

Palavras Chave:
Segurança alimentar; reciclagem; catadores; central de abastecimento.

Abstract: This article presents an experience in solid waste valorization and food waste reduction at the Supply Center of João Pessoa (CEASA-JP), located in the Northeast region of Brazil, in partnership with a waste pickers' association. The initiative aims to integrate environmental education, circular economy, and social inclusion through the separation of recyclables and the reuse of non-commercializable fruits and vegetables that are still fit for consumption. The research adopts a qualitative-quantitative approach, recording the quantity of recyclable materials sold, the volume of donated food, and estimated economic values based on average market prices. The results show positive impacts on the income generation of waste pickers, the food security of assisted families, and the reduction of discarded organic waste. The experience reinforces the strategic role of supply centers in sustainable waste management and serves as a replicable model for other units, aligned with Sustainable Development Goals (SDGs) 2 and 12.

Introdução:

A gestão de resíduos sólidos no Brasil enfrenta desafios persistentes, apesar dos avanços legislativos e institucionais promovidos desde a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em 2010. A PNRS estabelece metas ambiciosas, como a erradicação dos lixões, a destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e a valorização dos materiais recicláveis, com ênfase na inclusão dos catadores e na responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos.

Entretanto, o país gerou aproximadamente 80,96 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) em 2023, com uma taxa de coleta de 93,4%, mas apenas 8,3% foram reciclados (ABREMA, 2024). Além disso, 26,6% do total de RSU disposto em solo no ano de 2022 teve como destino unidades consideradas inadequadas, como lixões e aterros controlados (SNIS, 2023), contrariando os prazos e metas estabelecidos pela PNRS e comprometendo a saúde pública e o meio ambiente.

Nesse contexto, práticas educativas integradas à gestão de resíduos ganham relevância para enfrentar esses desafios, com potencial de ampliar a conscientização coletiva e promover mudanças de comportamento (LAYRARGUES; TORRES, 2022). Elas tornam-se especialmente significativas em espaços como as centrais de abastecimento, que geram grande fluxo de resíduos sólidos, especialmente os orgânicos (LIMA, 2018 apud SANTANA, 2025). Além disso, a atuação conjunta com os catadores também é essencial nesses ambientes, pois promove o retorno de materiais recicláveis para o ciclo produtivo, evitando sua destinação final (Medeiros e Macedo, 2006 apud santos, 2021).

Sendo assim, este estudo tem como objetivo analisar práticas de educação ambiental e participação cidadã na CEASA-JP, visando à valorização dos resíduos sólidos recicláveis e redução do desperdício de alimentos, através da integração entre comerciantes e catadores de uma cooperativa de reciclagem. O trabalho também se alinha aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente no que diz respeito à fome zero e agricultura sustentável (ODS 2) e ao consumo e produção responsáveis (ODS 12).

Objetivos:

1. Mensurar os resíduos recicláveis reaproveitados;
2. Estimar a renda gerada com sua comercialização;

3. Quantificar os alimentos redirecionados;
4. Avaliar seu valor econômico;

Metodologia:

A pesquisa foi desenvolvida a partir de uma abordagem quali-quantitativa para analisar os resultados da iniciativa implementada na CEASA de João Pessoa, localizada na capital do Estado da Paraíba, localizado na região Nordeste do Brasil. A investigação tem como foco principal a mensuração dos impactos gerados pela separação de resíduos recicláveis e pela doação de alimentos considerados não comercializáveis, mas com valor nutricional.

No âmbito quantitativo, foram coletados dados mensais sobre a geração de resíduos sólidos, a quantidade de materiais recicláveis separados (como papelão e plásticos), e os valores de mercado obtidos ao longo do período com sua comercialização pelos catadores.

Também foram registradas as pesagens dos alimentos doados, inicialmente de forma agregada, e, a partir de abril de 2025, com separação por tipo de produto, o que permitiu a estimativa do valor econômico agregado com base em preços médios de mercado.

Para contextualizar a dinâmica da coleta de dados e o funcionamento do espaço estudado, é importante destacar que a CEASA-JP opera das 3h30 às 12h30, de segunda a sábado. Os comerciantes de hortifrutigranjeiros realizam, logo na entrada das lojas, a separação tanto dos materiais recicláveis quanto dos alimentos considerados não comercializáveis.

Os catadores circulam pelo entreposto diversas vezes ao dia, recolhendo os itens separados, como mostra a Figura 1. Os materiais recicláveis são armazenados em contêineres até que se atinja um volume suficiente para comercialização, o que ocorre, em média, duas vezes por mês para cada tipo de material.

Figura 1. Coleta de papelão na CEASA-JP

Fonte: Autores (2025)

Por fim, a apresentação dos dados foi realizada por meio de tabelas e gráficos, permitindo a visualização de indicadores que expressam os ganhos econômicos, sociais e ambientais decorrentes da prática.

Resultados e discussão

A formalização da parceria entre a CEASA-JP e a Associação de Catadores Acordo Verde ocorreu em junho de 2024, com o apoio da Autarquia Especial Municipal de Limpeza Urbana - EMLUR e a Universidade Estadual da Paraíba - UEPB. A articulação foi realizada a partir do reconhecimento da necessidade de destinação adequada aos resíduos recicláveis gerados no entreposto, o qual disponibilizou os espaços internos da empresa para realização da coleta seletiva e local para armazenamento dos materiais recicláveis coletados.

A iniciativa incluiu ainda a sensibilização de comerciantes quanto à importância da separação correta dos resíduos e à valorização do trabalho dos catadores. A coleta passou a ocorrer diariamente durante o funcionamento da CEASA-JP, sendo os materiais comercializados pela própria associação, o que gerou renda direta para seus integrantes e reduziu significativamente o volume de resíduos encaminhados para o aterro sanitário. Além disso, contribuiu para uma melhor organização da área de

vendas, melhorando a experiência de comercialização.

Tabela 1. Variação mensal da coleta de materiais

Mês	Plástico Incolor	Papelão Solto	Papel Branco	Papel Misto	Total por Mês
out/24	120 kg	2640 kg	-	-	2760 kg
nov/24	60 kg	1695 kg	-	90 kg	1845 kg
dez/24	94 kg	2178 kg	-	-	2272 kg
jan/25	52 kg	2531 kg	-	-	2583 kg
fev/25	300 kg	900 kg	910 kg	-	2110 kg
mar/25	-	1110 kg	-	-	1110 kg
abr/25	140 kg	2370 kg	-	-	2600 kg
mai/25	750 kg	-	-	-	750 kg
Total	1516 kg	13,424 kg	910 kg	90 kg	14920 kg

A partir desses valores, nota-se que o material mais vendido foi o papelão, com 13,4 toneladas ao longo do período analisado. Já o mês de maior fluxo foi em fevereiro de 2025, e o menor volume ocorreu em maio de 2025. Dessa forma, a média mensal é de 2 toneladas, com a variação do intervalo entre os extremos de 2,01 toneladas.

Visando compreender o impacto direto na renda desses profissionais, a Tabela 2 ilustra os valores de mercado dos materiais recolhidos e o valor estimado gerado com a venda. Esses valores foram calculados com base nos pesos registrados anteriormente (Tabela 1), considerando os preços por material: papelão solto a R$ 0,85/kg, papel branco a R$ 0,70/kg, plástico incolor a R$ 0,84/kg e papel misto a R$ 0,10/kg.

Tabela 2. Valor mensal gerado por tipo de material

Mês	Papelão (R$)	Plástico (R$)	Papel branco (R$)	Papel misto (R$)	Total/mês (R$)
out/24	2244	100,8	-	-	2344,8
nov/24	1440,75	50,4	-	9	1500,15

dez/24	1851,3	78,96	-	-	1930,26
jan/25	2151,35	43,68	-	-	2195,03
fev/25	765	252	637	-	1654
mar/25	943,5	-	-	-	943,5
abr/25	2014,5	117,6	-	-	2132,1
mai/25	637,5	-	-	-	637,5
Total	12047,9	643,44	637	9	13337,34

Fonte: Produção dos autores. Preços baseados em Tribuna do Paraná (2024) e Jornal Cruzeiro do Sul (2025).

Observa-se que a comercialização de materiais recicláveis representa não apenas uma estratégia eficiente de valoração dos resíduos sólidos, mas também uma importante fonte de geração de renda para os catadores. Entretanto, é necessário destacar sua variação mensal, o que pode gerar instabilidade financeira, influenciando no poder de compra e consequentemente com a segurança alimentar dessas pessoas.

Além disso, a central de abastecimento redirecionou um volume significativo de frutas não comercializáveis à associação de catadores parceira, conforme mostra a Figura 2. No entanto, o monitoramento sistemático por meio de pesagens só pôde ser realizado em dois períodos específicos: de outubro a novembro de 2024, quando os alimentos foram registrados de forma agregada, e de abril a maio de 2025, com a discriminação por tipo de fruta. Nesses intervalos, os dados foram coletados diariamente pelos autores.

Figura 2. Registro da doação de alimentos pelos catadores

Fonte: Autores (2025)

A seguir, a Tabela 3 apresenta a quantidade total, em quilogramas (kg), de alimentos doados por semana no primeiro período de pesagem (de outubro a dezembro de 2024 e de abril a maio de 2025), com os valores registrados de forma consolidada.

Tabela 3. Quantidade de alimentos reaproveitados por semana

Mês	Semana 1	Semana 2	Semana 3	Semana 4	Total
Outubro 2024	678,8 kg	714,5 kg	693 kg	730 kg	2816,3 kg
Novembro 2024	1337 kg	1077 kg	1488 kg	855 kg	4757,3 kg
Dezembro 2024	1752,2 kg	1507 kg	1325 kg	1446,5kg	6029,7 kg
Abril 2025	392.28 kg	222,9 kg	458,2 kg	127,3 kg	1200,68 kg
Maio 2025	224,5 kg	223,3 kg	187,5 kg	262,8 kg	898,1 kg
Total				17.702,08 kg	

Dessa forma, foi arrecadado 17,7 toneladas de alimentos durante o período analisado, volume que beneficiou diretamente a segurança alimentar dos catadores e de suas famílias. A Figura 3 retrata parte da equipe de catadores participantes acompanhados pelos pesquisadores. É importante destacar que esse número representa apenas parte das doações, já que outros projetos sociais e parcerias com instituições também recebem contribuições, ampliando significativamente o impacto real da iniciativa.

Figura 3. Autores com parte dos catadores envolvidos

Fonte: Autores (2025)

A fim de analisar o valor economizado com a doação de alimentos, a partir de abril de 2025, foi realizado a pesagem dos alimentos discriminada por tipo de produto. Com base nos preços médios de mercado mensais praticados na CEASA-JP no mesmo período, foi estimado o valor econômico correspondente a esses alimentos reaproveitados. A fim de avaliar a sazonalidade, os dados apresentam-se de forma mensal. Nesse sentido, a Tabela 4 resume os valores atribuídos por tipo de fruta no mês de abril.

Tabela 4. Valor econômico dos alimentos reaproveitados em abril de 2025

Tipo de Fruta	Preço Médio (R$/kg)	Quantidade Total (kg)	Valor Estimado (R$)
Manga	3,6	122,6	435,2
Melancia	2,2	118,5	256,0
Batata	5,0	88,8	444,9

Maracujá	4,0	71,8	287,9
Tomate	3,5	68,6	238,7
Limão	2,8	53,9	151,5
Banana	1,6	53,2	83,5
Cenoura	3,0	41,9	125,3
Abóbora	3,7	38,6	144,0
Melão	3,1	34,3	107,7
Outros	-	305,6	1.396,0
Total	-	692,2	2.274,7

Através da quantificação realizada, conforme Tabela 4, registra-se que, no mês de abril, o maior volume captado foi de Manga (122,6 kg), entretanto, a maior economia foi com Batata (R$ 444,9), devido ao seu alto valor de mercado. É importante ressaltar que as demais categorias foram devidamente calculadas com seus preços de mercado, mas por fins de visualização estão agrupadas em "outros".

Figura 4. Registro da pesagem diária dos alimentos reaproveitados na CEASA-JP

Fonte: dos autores (2025)

A seguir, na Tabela 5 é retratado os valores atribuídos por tipo de fruta no mês de maio.

Tabela 5. Valor econômico dos alimentos reaproveitados em maio de 2025.

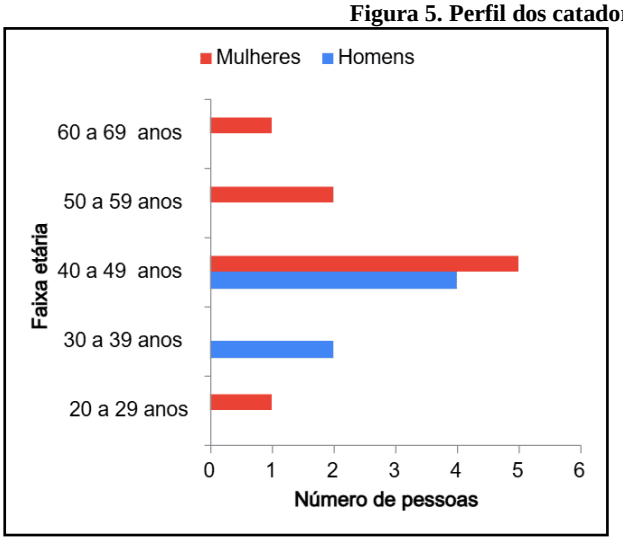
Tipo de Fruta	Preço Médio (R$/kg)	Quantidade Total (kg)	Valor Estimado (R$)
Melancia	1,80	146,8	264,24
Tomate	2,69	111,1	298,86
Laranja	3,02	106,2	320,72
Melão	2,67	49,2	131,36
Limão	3,03	44,6	135,14
Cebola	3,48	40,4	140,59

Pimentão	2,48	39,9	98,95
Tangerina	3,90	38,0	125,58
Goiaba	2,67	32,2	73,69
Maçã	9,26	27,6	255,58
Outros	-	240,3	872,998
Total	-	876,3	2717,72

Devido a variação dos valores de mercado e a sazonalidade dos alimentos, nota-se diferenças significativas ao comparar os dados de maio com a Tabela 5 do mês anterior. Em maio, o maior volume foi de Melancia (146,8 kg), enquanto o maior valor economizado foi de "Outros" (R$ 872,998). No total, a média por mês foi de R$ 543,54 e, no total, R$ 2.717,72 foram economizados pela associação de catadores parceira. Esses dados reforçam a relevância da participação cidadã dos comerciantes e a potência de reaplicação dessas iniciativas nas demais centrais de abastecimento.

A seguir, a Figura 5 apresenta a distribuição dos catadores por faixa etária e gênero, conforme os dados obtidos em pesquisa de campo no local. O gráfico permite visualizar a concentração dos participantes em determinadas faixas etárias, contribuindo para a compreensão do perfil demográfico do grupo analisado.

Figura 5. Perfil dos catadores por faixa etária e gênero



Fonte: dos autores (2025)

A análise do perfil dos 15 catadores participantes revela uma maioria feminina, representando 67% do total, enquanto os homens correspondem a 33%. A faixa etária com maior concentração é a de 40 a 49 anos.

Nesse sentido, os dados obtidos demonstram o potencial da coleta seletiva, evidenciando o papel econômico e socioambiental desempenhado por esses profissionais da reciclagem. Além disso, reforça a importância da participação cidadã dos comerciantes, seja na doação de alimentos nutritivos ou no apoio à coleta de materiais recicláveis.

Assim, o presente estudo evidenciou que a articulação entre comerciantes e catadores na CEASA-JP gerou benefícios econômicos, sociais e ambientais. Nesse viés, o estudo busca contribuir para a disseminação do potencial de replicação em outras centrais de abastecimento.

Referências Bibliográficas

ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024* (ano de referência 2023). São Paulo: ABREMA, 2024. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. (Acesso em: 13 maio 2025).

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. *Diagnóstico temático: Manejo de Resíduos*

Sólidos Urbanos – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Visão geral: ano de referência 2022. Brasília: SNSA, 2023. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/Snis/RESIDUOS_SOLIDOS/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_RS_SNIS_2023_ATUALIZADO.pdf. (Acesso em: 14 maio 2025).

BRASIL. *Política Nacional de Resíduos Sólidos.* Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Presidência da República, Departamento da Casa Civil. Brasília, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. (Acesso em: 14 maio 2025).

LAYRARGUES, Philippe Pomier; TORRES, Ana Beatriz Flor. Por uma educação menos seletiva: reciclando conceitos em Educação Ambiental e resíduos sólidos. *Revista Brasileira de Educação Ambiental*, São Paulo, v. 17, n. 5, p. 33–53, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/364102407_Por_uma_educacao_menos_seletiva_reciclando_conceitos_em_Educacao_Ambiental_e_residuos_solidos. (Acesso em: 20 maio 2025).

Santana, Caio Felipe de Barros; Xavier, Leonardo Ferraz; Floriano, Leandro de Sousa. (2024). A gestão dos resíduos sólidos no centro de abastecimento e logística de Pernambuco (CEASA-PE) sob a ótica do desenvolvimento sustentável. *RGO - Revista Gestão Organizacional*, 17(3), 95-123. http://dx.doi.org/10.22277/rgo.v17i3.8171.

ID 130. EVALUACIÓN DE RIESGOS EN RELLENOS SANITARIOS ANTE EVENTOS EXTREMOS ASOCIADOS AL CAMBIO CLIMÁTICO

González-Sánchez, Patricia; Torres-Muñoz, Fernanda; Rojas-Vilches, Octavio.
Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción. Barrio Universitario, Correo 3, Concepción, Chile.
Email: patrigon@udec.cl; ftorres2020@udec.cl ; ocrojas@udec.cl

Abstract

Extreme weather events associated with climate change, such as prolonged and intense rainfall, floods, droughts, heat waves, and sea level rise, pose serious challenges to maintaining safe and environmentally sustainable management of sanitary landfills. Therefore, it is necessary to assess the capacity of sanitary landfills to respond to these climate-related threats and implement appropriate improvement measures. This paper proposes an easy-to-apply methodological tool to characterize the risk of sanitary landfills in the face of extreme events associated with climate change. Qualitative criteria are presented to define the probability of occurrence and the consequences of extreme weather events. For validation purposes, the tool was applied to the conditions of three sanitary landfills in the Biobio Region, Chile, for early identification of risk levels, thus enabling measures to be taken to improve their prevention, response, and recovery capacities in the face of climate-related threats.

Palabras Clave: Rellenos Sanitarios, Evaluación de Riesgos, Cambio Climático.

Introducción

Los eventos meteorológicos extremos asociados al cambio climático, tales como lluvias prolongadas y de alta intensidad, inundaciones, sequías, olas de calor e incremento del nivel del mar, imponen serios desafíos para mantener una gestión segura y ambientalmente sustentable de los rellenos sanitarios (Van Khanh, 2019; Kumar y Reddy, 2020; Nichols et al., 2020; Sabrin et al., 2021; Yahaya et al., 2021; Brand y Spencer, 2023; Chetri et al., 2025).

La Región del Biobío (Chile) posee 3 rellenos sanitarios para disposición de los residuos de 2 millones de habitantes. Las proyecciones del cambio climático en dicha Región predicen un incremento significativo de las temperaturas medias y mayor frecuencia e intensidad de eventos meteorológicos asociados al fenómeno El Niño-La Niña, incrementando los riesgos hidrológicos, de derrumbes e incendios (IPCC, 2022). Ante esa realidad, se hace necesario evaluar la capacidad de los rellenos sanitarios para responder a dichas amenazas climáticas e implementar medidas de mejoramiento apropiadas.

Objetivos

Este trabajo propone una herramienta metodológica para caracterizar el riesgo de los rellenos sanitarios ante eventos extremos asociados al cambio climático. Se aplicó para las condiciones de 3 rellenos sanitarios de la Región del Bio Bío, Chile, para identificación temprana de los niveles de vulnerabilidad y detectar oportunidades de mejoramiento de sus capacidades de prevención, respuesta y recuperación.

Metodología

Se identificaron los criterios climáticos e hidrológicos empleados en el diseño de las 3 instalaciones, a partir de documentos oficiales. Estos parámetros se compararon con las proyecciones de mediano y largo plazo desde mapas de riesgos relacionados con el cambio climático para Chile, basados en proyecciones del IPCC y otras fuentes (Barandiarán et al., 2019; IPCC, 2022).

La pertinencia y robustez de las medidas estructurales y no estructurales incorporadas en el diseño y operación de los rellenos sanitarios se evaluó en base a opiniones de expertos del ámbito académico, ministerial y de los operadores de dichas instalaciones. Esta información, sumada a los antecedentes geográficos, hidrológicos y climáticos, se utilizó para determinar la vulnerabilidad y exposición de los rellenos, así como las potenciales consecuencias, contando con el apoyo de un panel de expertos en riesgos climáticos y operación de rellenos sanitarios, con apoyo de sistemas de información geográficos. En la evaluación de riesgos en ingeniería, el concepto de riesgo abarca eventos iniciadores, consecuencias (impactos) y probabilidad de ocurrencia, expresándose en la fórmula (Aven, 2010; NRC, 2010):

$$\text{Riesgo} = \text{Probabilidad} \times \text{Consecuencias} \quad \text{(ec. 1)}$$

Este trabajo adoptó un enfoque cualitativo para determinar la probabilidad y consecuencias asociadas a riesgos derivados del cambio climático.

La definición de consecuencias consideró criterios de magnitud de las amenazas, exposición, vulnerabilidad y capacidad de respuesta del relleno sanitario ante eventos climáticos extremos (Simpson et al., 2021). La exposición está determinada por la ubicación del relleno en zonas vulnerables, como áreas inundables por escorrentías, regiones con escasez de agua para contingencias y áreas expuestas a olas de calor con biomasa forestal cercana. La vulnerabilidad depende de la robustez de las medidas estructurales y no estructurales implementadas, en línea con proyecciones climáticas a mediano y largo plazo. Las

medidas estructurales incluyen ubicación segura, diseño resistente, sistemas de tratamiento de lixiviados, manejo de escorrentías, control de humedad y prevención de incendios. Las medidas no estructurales involucran monitoreo, planes de contingencia, capacitación y simulacros para mejorar la respuesta del personal y comunidades (Tchobanoglous y Kreith, 2002).

Resultados y Discusión

Evaluación de Riesgos Climáticos

La Tabla 1 presenta los impactos potenciales relacionados con las amenazas climáticas pertinentes a los rellenos sanitarios analizados.

Tabla 1. Impactos socio-ambientales potenciales de las amenazas asociadas al cambio climático.

Amenaza	*Impactos potenciales*
Precipitaciones extremas	Inundación del relleno. Pérdida de estabilidad estructural y de capacidad de contención, derrumbes. Derrame de lixiviados y contaminación de acuíferos superficiales y/o subterráneos. Deterioro de calidad de agua para uso humano.
Sequía	Pérdida de estabilidad estructural, erosión. Falta de suministro de agua para mantener condiciones de humedad requeridas en el relleno y en la estructura. Falta de suministro de agua para control de incendios.
Altas temperaturas/ olas de calor	Incendio del material orgánico expuesto. Incendio de biomasa aledaña al relleno. Contaminación atmosférica. Deterioro de la calidad del aire.

Dependiendo de su criticidad, estos eventos pueden afectar severamente la operación del relleno, interrumpiendo el servicio de disposición de residuos, con el consiguiente impacto sanitario.

La Tabla 2 entrega los criterios utilizados aquí para determinar la probabilidad de ocurrencia. Ésta se define en base a la frecuencia esperada de los eventos extremos asociados al cambio climático que pueden gatillar la ocurrencia de inundaciones, derrumbes, incendios, contaminación ambiental u otros efectos socio-ambientales negativos.

Tabla 2. Categorías para el nivel de probabilidad de ocurrencia de los eventos iniciadores.

Calificación		*Criterios cualitativos*
Muy probable	5	Ocurre más de una vez por año
Bastante probable	4	Ocurre una vez en 1–10 años
Probable	3	Ocurre una vez en 10–50 años
Poco probable	2	Ocurre una vez en 50–100 años
Improbable	1	Ocurre cada 100 y más años

Por su parte, la Tabla 3 presenta una clasificación de las consecuencias definidas en 5 niveles, de acuerdo con los criterios cualitativos señalados allí.

Tabla 3. Categorías para determinar el nivel de consecuencias.

Calificación		*Criterios cualitativos*
Muy alta	5	Las capacidades de prevención, contención, respuesta y recuperación son excedidas por la ocurrencia de los eventos climáticos extremos, generando impactos negativos severos en la calidad del aire y/o del agua, afectando poblaciones cercanas. El relleno sanitario pierde su capacidad operacional por largos períodos (superiores a 2 meses), generando emergencia sanitaria severa debido a interrupción prolongada del servicio de disposición de residuos, con severas consecuencias económicas.
Alta	4	Las medidas estructurales y no estructurales son excedidas parcialmente por la ocurrencia de los eventos climáticos extremos, generando impactos negativos en la calidad del aire y/o del agua, aunque sin efectos sobre la población. El relleno sanitario pierde su capacidad operacional por períodos de hasta 60 días, generando emergencia sanitaria por interrupción prolongada del servicio de disposición y altos costos económicos.
Media	3	Las medidas estructurales y no estructurales permiten contener parcialmente los daños a las instalaciones del relleno sanitario, con impactos ambientales locales. Se constata interrupción del servicio de disposición de residuos por períodos de hasta 30 días, con impactos económicos significativos sin que se genere emergencia sanitaria.
Baja	2	Las medidas estructurales y no estructurales permiten mantener la integridad operacional, con interrupción de corta duración del servicio de disposición de residuos (menos de una semana) y efectos ambientales menores.
Muy baja	1	Las medidas estructurales y no estructurales son altamente efectivas, permitiendo la continuidad operacional del relleno sin interrupciones en el servicio de disposición de residuos, ni efectos ambientales detectables.

Los criterios de probabilidad de ocurrencia y consecuencia de las Tablas 2 y 3, se utilizan para determinar el nivel de riesgos mediante la ecuación (1), cuya clasificación en 3 categorías se presenta en la Tala 4:

Tabla 4. Niveles de riesgo y medidas correctivas.

Nivel de Riesgo		Medidas correctivas
Alto	10 – 25	Implementar medidas estructurales y no estructurales para reducir las consecuencias de los eventos climáticos extremos críticos.
Moderado	4 – 9	Mejoramiento de medidas estructurales y no estructurales de acuerdo con las vulnerabilidades detectadas.
Bajo	1 – 3	Mantener actualización de las medidas no estructurales para mantener el nivel de riesgos.

Evaluación de Riesgos Climáticos de Rellenos Sanitarios de la Región del Biobío.

Los 3 rellenos sanitarios estudiados aquí cuentan con todos los permisos y requisitos legales debidamente autorizados. Por razones de confidencialidad acá se identifican con las denominaciones RS-1, RS-2 y RS-3.

La Tabla 5 resume los resultados de la aplicación de los criterios señalados anteriormente, para las principales amenazas climáticas consideradas aquí. En la tabla se indica la probabilidad de ocurrencia (P), consecuencias (C) y nivel de riesgo (R).

.Tabla 5. Resultados de la Evaluación de Riesgos de los rellenos sanitarios RS-1, RS-2 y RS-3.

	RS-1			RS-2			RS-3		
	P	C	**R**	P	C	**R**	P	C	**R**
Precipitaciones	3	4	**12**	5	5	**25**	4	2	**8**
Sequía	2	1	**2**	2	1	**2**	2	1	**2**
Olas de Calor	4	3	**12**	4	1	**4**	4	1	**4**

El riesgo asociado a precipitaciones extremas es muy alto para RS-1, RS-2 y, en menor medida para RS-3. Los 3 rellenos deberán fortalecer el manejo y tratamiento de lixiviados, sistemas de drenaje superficial, control de inundaciones y de las estructuras de contención y recubrimiento, para reducir así la vulnerabilidad ante precipitaciones extremas. Por otra parte, en todos los casos el riesgo asociado a sequías es bajo, ya que las 3 instalaciones cuentan con acceso a reservas de agua adecuadas y poseen medidas estructurales y no estructurales efectivas para enfrentar estos eventos de manera proactiva

RS-1 se encuentra en una zona geográfica muy expuesta a incendios forestales cercanos y sus medidas actuales son insuficientes para abordar estas amenazas. Como resultado de esta evaluación, dicha empresa deberá invertir para mejorar sus sistemas de alerta temprana, sistemas de manejo y control de biogás, equipos de emergencia y protección contra incendios, y planes de respuesta en coordinación con empresas forestales, bomberos e instancias estatales pertinentes.

Finalmente, en todos los casos, se identificó la necesidad de robustecer los programas de mantención de los equipos críticos, actualizar periódicamente los planes de prevención, respuesta y recuperación, así como reforzar las actividades de capacitación al personal de operaciones y comunidades locales.

Conclusiones

El uso de herramientas de evaluación de riesgos es clave para enfrentar las amenazas derivadas del cambio climático en rellenos sanitarios. El enfoque metodológico propuesto aquí es sencillo y de fácil aplicación para evaluación temprana de riesgos climáticos, permitiendo identificar oportunidades de mejoramiento en sus capacidades de prevención, respuesta y recuperación ante estas circunstancias.

Referencias Bibliográficas

Aven, T. (2010). On how to define, understand and describe risk, Reliability Engineering & System Safety, 95(6), 623-631.

Barandiarán, M., Esquivel, et al. (2019). Metodología de evaluación del riesgo de desastres y cambio climático para proyectos del BID. Nota Técnica IDB-TN 01771. https://doi.org/10.18235/0002041 (accessed 3 abril 2025)

Brand, J.H. and Spencer, K.L. (2023). Potential pollution risks of historic landfills in England: Further analysis of climate change impacts. Wiley Interdisciplinary Reviews-Water, 11(1), 17.

Butt, T.E., Lockley, E., and Oduyemi, K.O.K., (2008). Risk assessment of landfill disposal sites – State of the art. Waste Management 28(6), 952-964.

Chetri, J.K.; Pimentel, S.; et al.. (2025). Climate Adaptive Contaminated Site Remediation: Review of Case Studies. ASCE. Geo-EnvironMeet 2025, 139-146

IPCC (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Pörtner, H.O et al. (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Kumar, G. and Reddy, K.R. (2020). Addressing Climate Change Impacts and Resiliency in Contaminated Site Remediation. Journal of Hazardous Toxic and Radioactive Waste, 24(4), 13.

Nicholls, R.J., Beaven, R., et al. (2020). Coastal landfills, rising sea levels and shoreline management: A challenge for the 21st century. In: Coastal Management 2019, eds. N. Hardiman & ICE, Institution of Civil Engineers, 391-404.

NRC (2010). Adapting to the Impacts of Climate Change. National Research Council of the National Academy of Sciences. National Academies Press, Washington, DC.

Sabrin, S.; Nazari, R.; et al. (2021). Development of a conceptual framework for risk assessment of elevated internal temperatures in landfills. Science of The Total Environment, 782, 146831.

Simpson, N.P.; Mach, K.J.; et al. (2021). A framework for complex climate change risk assessment. One Earth, 4(4), 489-501

Tchobanoglous, G. and Kreith, F. (2002). Handbook of solid waste management. Second edition. McGraw Hill Handbooks. Chicago.

Van Khanh, N., (2019). Identify and assess the impact of climate change and sea level rise to the system of landfills and solid waste treatment facilities in the central coast region of Vietnam, Waste Management and Resource Efficiency: Proceedings of 6th Icon SWM 2016. Springer, pp 195-208.

Yahaya, N.S.; Pereira, J.J., Taha, M.R. (2021). Using best available information to conduct impact assessments of future climatic hazards on a landfill. Climatic Change 165(3-4), 68.

ID 132. ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE DA COOPERATIVA DE TRABALHO DE CATADORES UNIDOS PELA NATUREZA EM CERRO LARGO/RS

Bruna Amaral da Costa[1]; Carine Tschiedel Krewer[2]; Carol Elisa Becker[3]; Cínthia de Oliveira Gonçalves[4]; Isabela Alves dos Santos[5]; Juliano Beckes Scherer[6] ; Aline Raquel Muller Tones[7]; Alcione Aparecida Almeida Alves[8]

[1]Discente, PPGATS, UFFS, Cerro Largo/RS. E-mail:bruna.amaral@estudante.uffs.edu.br
[2]Aluna especial, PPGATS. Universidade Santa Cecília. Santos, São Paulo. E-mail:carinetschiedel@hotmail.com
[3]Aluna especial, PPGATS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul/RS. E-mail: carol.becker1@yahoo.com.br
[4]Discente, PPGATS, UFFS, Cerro Largo/RS. E-mail:cinthiaoliveirauffs@gmail.com
[5]Discente, PPGATS, UFFS, Cerro Largo/RS. E-mail: belaalvessantos@gmail.com
[6]Discente, PPGATS, UFFS, Cerro Largo/RS. E-mail: juliano_scherer1992@hotmail.com
[7] Professora Doutora, Docente do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS); Docente do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Políticas Públicas da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Cerro Largo/RS. E-mail: aline.tones@uffs.edu.br
[8]Professora Doutora, Docente do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS); Docente do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Políticas Públicas da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Cerro Largo/RS. E-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br

ABSTRACT

Population growth is directly related to the production of solid waste in Brazil and, in order to properly manage this waste, the National Solid Waste Policy (PNRS) was instituted in the country, which encourages waste picker cooperatives, however, understanding the degree of sustainability of these spaces has become increasingly important. With this in mind, the study aimed to determine the sustainability index of COOPERCAUN, in Cerro Largo/RS, by means of sustainability indicators, using 13 indicators in the economic, environmental and social dimensions. The index obtained was 49%, demonstrating that, for the indicators evaluated, the need for greater involvement by the community and other public and private bodies.

Keywords: Environmental sustainability. Sustainability indicators. Solid waste. Selective collection.

Introdução

Atualmente a população Brasileira possui cerca de 203 milhões de habitante, com um aumento de 6,5% desde o último censo demográfico de 2010. Esse crescimento populacional, aumentou a quantidade de resíduos sólidos, onde 86% das residências tem seus resíduos coletados, enquanto que 14% ainda não foram atendidos (IBGE, 2022).

Em 2022, o Brasil produziu em torno de 81,8 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, resultando em aproximadamente 224 mil toneladas ao dia. Dessa forma, o desafio é reduzir a produção excessiva dos resíduos, promovendo a coleta seletiva e a reciclagem reduzindo a sobrecarga dos aterros sanitários e em conjunto estimular a educação ambiental para melhorar a aderência da coleta seletiva, e, através disso, gerar trabalho e renda para os catadores (Besen, 2006; Baptista, 2015).

Na região Sul do Brasil existem 820 organizações que abrangem um total de 21.409 catadores e catadoras de resíduos sólidos, sendo 11.778 mulheres e 9.631 homens (MENDES *et al.*, 2023). Em termos de organizações gestoras de resíduos, o Rio Grande do Sul ocupa o segundo lugar nacional, com notável presença de catadores (Berwald; Batista; Alves, 2024).

Neste sentido, a utilização de indicadores de sustentabilidade nas cooperativas se tornam cada vez mais necessários para a gestão, monitoramento, organização dos catadores e avaliação da sustentabilidade nas cooperativas (ACCORCI, 2018). Estes indicadores abrangem as dimensões ambientais, operacionais, socioambientais, culturais e econômicas e com isso, objetivam o monitoramento de sustentabilidade presente nas cooperativas, sua produtividade e volume de resíduos (Fechine, 2014; Melo, 2015).

Quanto ao índice, pode ser um instrumento de apoio para a tomada de decisão e previsão e possibilita orientar e repensar políticas públicas e legislações voltadas para a gestão da coleta seletiva de resíduos sólidos, ao avaliar e comparar o grau de sustentabilidade da coleta seletiva de um município e de suas organizações de catadores parceiras ou contratadas. (Besen *et al.*, 2017).

Objetivo

Determinar o índice de sustentabilidade da COOPERCAUN, em Cerro Largo/RS, por meio de indicadores de sustentabilidade.

Metodologia

A COOPERCAUN está localizada na Linha Primeira, em Cerro Largo, na região das Missões, noroeste do Rio Grande do Sul (Figura 1). A população do município é de 13.705 habitantes, com densidade demográfica de 77,58/km², (IBGE, 2022).

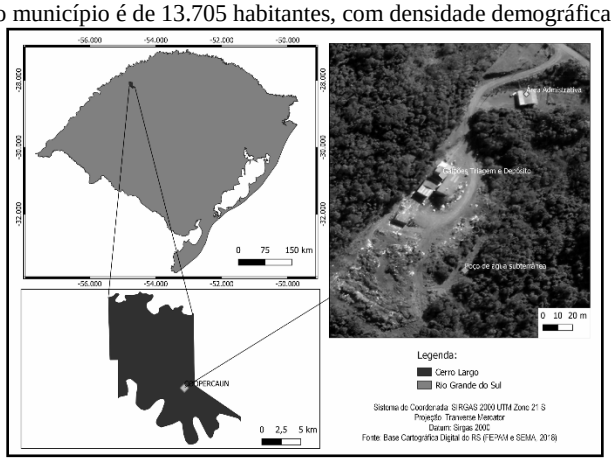


Figura 1. Mapa de localização da COOPERCAUN no município de Cerro Largo, RS. Fonte: Autores (2024).

A coleta de dados ocorreu em maio de 2024 em visita local e foram analisados 13 indicadores elaborados por Besen (2011) e adaptado pelos autores, sendo 3 econômicos, 6 sociais e 4 ambientais, conforme o Quadro 1.

Para a análise de sustentabilidade dos índices seguiu a metodologia de Besen (2011), mediante os dados obtidos em campo, foi possível calcular cada indicador e determinar o índice de sustentabilidade utilizando o Valor de Tendência à Sustentabilidade (VTS), sendo classificado em: valores baixos (0), médio (0,5) e alto (1,0), conforme a fórmula descrita a seguir:

$$\text{Índice de sustentabilidade} = \frac{\sum valor\ final}{\sum peso}$$

Onde ∑valor final e ∑peso, representam o somatório das mensurações presentes no Quadro 1.

Quadro 1. Índice de sustentabilidade da Cooperativa de Catadores Unidos pela Natureza (COOPERCAUN). Fonte: Besen, 2011 (adaptado pelos autores)

N°	Indicadores	Mensuração (adaptada)	Informações adicionais	Alta (1)	Média (0,5)	Baixa (0)	Peso
1	Renda média mensal por membro (Dimensão econômica)	$\frac{Maior\ renda\ mensal\ em\ 2023}{Menor\ renda\ mensal\ em\ 2023}$	Converter para salários mínimos	> 2 salários mínimo	De 1 a 2 salários mínimos	< 1 salário mínimo	0,95
2	Adesão da População (Dimensão social) *	$\frac{Percentual\ da\ renda\ da\ maior\ adesão}{Percentual\ da\ renda\ da\ menor\ adesão}$	Pode-se considerar o ano de 2023	> 80%	40,1% - 79,9%	< 40%	0,91
3	Taxa de recuperação de materiais recicláveis – TRMR (Dimensão ambiental) *	$\frac{Percentual\ da\ renda\ de\ maior\ TRMR}{Percentual\ da\ renda\ de\ menor\ TRMR}$	Pode-se considerar o ano de 2023	> 20%	10,1% - 19,9%	< 10%	0,89
4	Uso de EPIs (Dimensão econômica)	$\frac{N^{o}\ de\ EPI's\ necessários}{N^{o}\ de\ EPI's\ utilizados\ pelos\ catadores}$	Pode-se considerar os EPI's necessários para a atividade de triagem	> 80%	50,1% - 79,9%	< 50%	0,87
5	Participação dos membros em reuniões (Dimensão social)	$\left(\frac{N^{o}\ de\ membros\ de\ participam\ das\ reuniões}{N^{o}\ de\ membros\ n^{o}\ de\ reuniões}\right) \times 100 =$	Pode-se considerar o ano de 2023	> 80%	50,1% - 79,9%	< 50%	0,87
6	Taxa de rejeito (Dimensão ambiental)	$\left(\frac{Quantidade\ de\ resíduos\ triados - Quantidade\ que\ vai\ para\ aterro}{Quantidade\ de\ resíduos\ triados}\right) * 100 =$	Pode-se uma média estimada do ano de 2023	< 10%	10,1% - 29,9%	< 30%	0,87
7	Produtividade por catador (Dimensão econômica)	$\left(\frac{Quantidade\ mensal\ média\ em\ toneladas\ de\ resíduo\ triado}{N^{o}\ total\ de\ membros}\right) \times 100 =$	Pode-se uma média mensal do ano de 2023	> 2 timês	1,1 - 1,9 timês	< 1 timês	0,84
8	Rotatividade dos membros (Dimensão econômica)	$\left(\frac{N^{o}\ de\ novos\ membros\ (N^{o}\ de\ membros\ desligados)}{N^{o}\ atual\ de\ membros}\right) 100 =$	Pode-se considerar o mês de dezembro de 2023 como "atual"	> 25%	24,9% - 49,9%	< 50%	0,8
9	Relação de ganho entre gêneros (Dimensão social e econômica)	$\left(\frac{Renda\ de\ gênero\ feminino\ média\ por\ hora}{Renda\ de\ gênero\ masculino\ média\ por\ hora}\right) \times 100 =$	Pode-se considerar valores do ano de 2023	100%	70,1% - 99,9 %	< 70%	0,74
10	Equipamentos e veículos próprios/cedidos (Dimensão econômica)	$\left(\frac{N^{o}\ total\ de\ veículos\ próprios\ em\ 2023}{N^{o}\ total\ de\ veículos\ em\ 2023}\right) \times 100 =$	Pode-se considerar o ano de 2023	> 80%	50,1% - 79,9%	< 50%	0,74
11	Diversificação das parcerias (Dimensão social e econômica)	$\left(\frac{N^{o}\ média\ de\ parcerias\ efetivadas}{N^{o}\ média\ de\ parcerias\ desejadas}\right) \times 100 = \left(\frac{5}{10}\right) \times 100 =$	Considerar quantas parcerias existem e quantas seria o ideal ou próxima ao ideal	> 80%	50,1% - 79,9%	< 50%	0,66
12	Abastecimento de água* (Dimensão ambiental)	$\left(\frac{N^{o}\ de\ meses\ no\ ano - N^{o}\ de\ meses\ com\ interrupção\ do\ abast.\ água}{N^{o}\ de\ meses\ no\ ano} \times 100\right)$	Pode-se considerar o ano de 2023	> 80%	50,1% - 79,9%	< 50%	0,66
13	Tratamento e destinação de efluente gerado na triagem* (Dimensão ambiental)	$\left(\frac{Volume\ de\ efluente\ gerado}{Volume\ de\ efluente\ destinado\ o\ aterro\ industrial}\right) \times 100$	Se não gerado em 2023, então considerar > 80%	> 80%	50,1% 79,9%	- < 50%	0,66

Resultados e Discussões

Para os indicadores econômicos, como renda média mensal por membro, uso de equipamentos de proteção individual (EPIs), equipamentos e veículos próprios/cedidos e diversificação de parcerias foram considerados médios (VTS=0,5). Para a produtividade por catador e relação de ganho entre gêneros foram altos (VTS=1).

Na dimensão ambiental, foram analisados a taxa recuperação de materiais recicláveis, mas não foi possível mensurá-la devido à mistura de resíduos recicláveis com orgânicos na cooperativa, o que compromete a qualidade dos materiais recebidos. A taxa de rejeito e o abastecimento de água, foram considerados altos (VTS=1), enquanto o tratamento e destinação de efluente, considerados baixo (VTS=0).

Em relação a dimensão social, foram analisados a adesão da população, que não pode ser mensurada e a participação dos membros em reuniões, sendo baixa (VTS=0) devido à falta de registros em pautas e irregularidade das reuniões.

A adesão da população à coleta seletiva e a correta separação dos resíduos são fundamentais para melhorar a qualidade e a quantidade de materiais recicláveis. Para mitigar esses desafios, é crucial implementar subsídios que possam complementar a renda dos cooperados e expandir parcerias com empresas privadas. Além disso, garantir o uso adequado de EPIs é vital para a segurança dos trabalhadores.

A renda por cooperado em 2023 variou entre R$ 900,00 e R$ 1.300,00, sendo considerada baixa. Outros estudos os valores são comparáveis onde variavam entre R$ 600,00 a R$ 1.200,00. A dificuldade em manter necessidades básicas como

aluguel e alimentação foram destacadas (Magno *et al.*, 2021; Guimarães, 2017).

A falta de segregação de resíduos pela população aumenta a carga de trabalho e reduz a reciclagem, impactando os recursos financeiros. A taxa de rejeito é alta (VTS=1) devido aos resíduos em áreas impróprias e a produtividade por catador é alta, pelo fato de a triagem ser mais lenta e reduz a renda dos cooperados.

A remuneração mensal entre catadores, é igualmente distribuída independentemente do gênero e da função, promovendo igualdade no trabalho. No que se refere as despesas, sugere-se que a administração municipal, contribua com combustível, com a intenção do caminhão da cooperativa realizar o recolhimento dos resíduos.

Em diversas bibliografias mostram o apoio público e privado ao trabalho dos catadores. Em Ribeirão Pires/SP, onde a parceria do setor público com o privado permitiu a melhoria da estrutura de galpões e aquisições de equipamentos que ampliaram a produtividade e renda dos catadores (Marcos *et al.*, 2022).

Além disso, os cooperados não possuem recursos para renovação adequada de EPIs. A manipulação de materiais recicláveis é suscetível a perfurocortantes e produtos tóxicos. A utilização adequada dos EPIs é essencial para reduzir riscos ocupacionais e prevenir acidentes à exposição de substâncias prejudiciais (Dias, 2023).

O abastecimento da água na cooperativa é proveniente de fonte subterrânea, garantindo um abastecimento contínuo. Dessa forma, para proteger esse recurso hídrico, é fundamental a proteção da zona do entorno do poço artesiano. De acordo com Lapworth *et al*. (2022), a qualidade das águas subterrâneas em diversas regiões, muitas vezes indicativa do nível de proteção contra contaminantes da superfície, desempenha um papel fundamental na sustentação de diversas atividades.

Os efluentes na cooperativa foram considerados mínimos ou inexistentes, possivelmente devido à natureza das atividades realizadas no local. Conforme Besen (2011), quando não há volume de efluente gerado, o índice de tratamento e destinação de efluentes gerados na triagem é classificado como alto, maior que 80%.

Diante disso, o índice de sustentabilidade foi de 0,49, ou seja, 49%, indicando a necessidade de maior investimento do poder público e da sociedade para maior sustentabilidade na organização. Esse valor destaca a importância para o município avaliar e planejar investimentos e ações voltadas para a sustentabilidade, além de ajudar na criação de políticas públicas para a coleta seletiva, promovendo a sustentabilidade ambiental local.

$$\text{Índice de sustentabilidade} = \frac{5{,}12}{10{,}46} = 0{,}49$$

Em síntese, o estudo na COOPERCAUN revelou a urgência de contribuições externas, principalmente na gestão de resíduos e na conscientização da população, além de parcerias estratégicas para garantir uma melhor sustentabilidade ambiental e econômica da cooperativa.

Considerações Finais

O índice de sustentabilidade da COOPERCAUN foi de 0,49 (49%), indicando um investimento insuficiente em sustentabilidade na organização. Os resultados evidenciam atenção de indicadores como o uso de EPI's, adequação de equipamentos e veículos, taxa de rejeitos. Além disso, indicadores como renda média mensal, participação dos membros em reuniões e o abastecimento de água também precisam de aprimoramento.

A COOPERCAUN desempenha importante função econômica, ambiental e social para a comunidade Cerrolarguense sendo essencial o apoio e engajamento da população e demais órgãos públicos e privados para dar continuidade às atividades fazendo com que o local apresente sustentabilidade em todos os âmbitos avaliados.

Referências Bibliográficas

ACCORSI, R. J. M. (2018). Avaliação de sustentabilidade em cooperativas de reciclagem de Porto Alegre/RS. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BAPTISTA, V. F. (2015). As políticas públicas de coleta seletiva no município do Rio de Janeiro: onde e como estão as cooperativas de catadores de materiais recicláveis? Revista Administração Pública, vol. 49 (1).

BERWALD, D; BATISTA, R. R. G; ALVES, A. A. (2024). Panorama Brasileiro atual dos indicadores para os objetivos de desenvolvimento sustentável - ODS. Rio de Janeiro: Epitaya. https://portal.epitaya.com.br/index.php/ebooks/article/view/935/815. (Acessado 26 de junho de 2024).

BESEN, G. R. (2011). Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

BESEN, G. R. (2006). Programas municipais de coleta seletiva em parceria com organizações de catadores na Região Metropolitana de São Paulo: desafios e perspectivas. 2006. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

BESEN, G. R.; GÜNTHER, W. M. R.; RIBEIRO, H.; JACOBI, P. R.; DIAS, S. (2017). Gestão da coleta seletiva e de organizações de catadores: indicadores e índices de sustentabilidade. São Paulo: Faculdade de saúde pública/USP. 1ª Edição

Plataforma Digital.
https://repositorio.funasa.gov.br/bitstream/handle/123456789/550/MANUAL_COLETA_SELETIVA.pdf?sequence=1&isAllowed=y. (Acessado 30 de maio de 2024).

DIAS, A. L. M. (2023) Catadores de recicláveis e o uso de equipamentos de proteção individual (EPI). TCC (Graduação) - Curso de Administração, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

FECHINE, R. (2014). Indicadores de sustentabilidade como instrumentos para avaliação dos programas de coleta seletiva na cidade de Salvador-BA. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, v. 2 (1).

GUIMARÃES, J. P. S. (2017). Perfil socioeconômico dos catadores de materiais recicláveis organizados em cooperativas e associações do Espírito Santo. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória – ES.

IBGE. Cidades e Estados. (2022). Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rs/cerro-largo.html. (Acessado 24 de maio de 2024).
IBGE. Panorama Cerro Largo. (2022). https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/cerro-largo/panorama. (Acessado 24 de maio de 2024).

LAPWORTH, D. J.; BOVING, T. B.; KREAMER, D. K.; KEBEDE, S.; SMEDLEY, P. L. (2022). Groundwater quality: Global threats, opportunities and realising the potential of groundwater. Science of the Total Environment, v. 811.

MAGNO, G. D.; MORAES, A. I. DE S.; VEIGA, T. B.; DA SILVA, S. C.; UEHARA, A. (2021). Cooperativas de catadores e os desafios para a autogestão. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, v. 8, n. 19.
MARCOS, C. B.; KNIESS, C. T.; RAMOS, H. R.; OLIVEIRA, E. A. de A. Q. (2022). A CONTRIBUIÇÃO DAS PARCERIAS PÚBLICO PRIVADAS PARA O TRABALHO DOS CATADORES DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PIRES (SP). Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, v. 18, n. 1.
MENDES, B.; ISSA, B.; MATHEUS, C.; KOS, C.; bMANETTI, F.; ZAMBAN, F.; REZENDE, G. M.; VILLABRUNA, G.; LIMA, L. L.; FERRAZ, J.; FELIX, N.; BARBOSA, P.; CARDOSO, V. L. (2023). Anuário da Reciclagem 2023. https://anuariodareciclagem.eco.br/. Acessado 24 de maio de 2024.

ID 134. ANALYSIS OF THE BIOGAS POTENTIAL OF A LANDFILL FOR A THERMAL POWER PLANT

Santiago Vázquez Urgiles[1]
William Quitiaquez Sarzosa[1,2]
Diana García-Tumipamba[1,3] (✉)
Daniela García-Tumipamba[4]

[1]Universidad Politécnica Salesiana, Master in Integrated Solid Waste Management, Quito 170525, Ecuador
dgarcia@ups.edu.ec
[2]Universidad Politécnica Salesiana, GIIPSI Research Group, Quito 170525, Ecuador
[3]Universidad Politécnica Salesiana, GIERENA Research Group, Quito 170525, Ecuador
[4]Universidad Politécnica Salesiana, GILEC Research Group, Quito 170525, Ecuador

Abstract. Biogas from the Cuenca landfill is a source of renewable energy with a high impact on the economic growth of the city and the reduction of greenhouse gases; therefore, it is essential to analyze its potential to improve its use in the production of electricity and capture systems. The evaluation begins with the analysis of the biogas composition, where it is identified that during 5 years the main characteristics are 52.30% methane (CH_4), 45.21% carbon dioxide (CO_2), 0.72% oxygen (O_2) and a flow in 2023 of 622 m^3/h. Biogas wells with little methanogenic activity were identified for the injection of 12 m^3 of leachate from the same landfill and so that no oxygen enters, leaving them with a post recirculation composition of 51.90% of CH_4, 46.13% of CO_2, 0.76% of O_2 and a flow of 646 m^3/h giving an increase of 3.72% in the rate of biogas generation, with these data the first is evaluated using the LandGEM software version 3.03, where, an increase of 1.72% was calculated; and, second with the model of Biogas of Ecuador giving in the calculation an increase of 1.83% of the total biogas in the landfill, therefore, it is a method that, if it helps to improve the biogas potential.

Keywords: Biogas, landfill, renewable energy.

exponential decay equation where it is assumed that biogas generation reaches a high peak after a range of time that represents the period prior to methane generation, continuing in a decreasing manner tending to zero, time in which methanogenic activity passes to a negligible period for its minimum amount of methane. In equation 1, we have the annual methane generation in m^3/year ((Q_{CH_4}), which is equal to the summation with time increment of 1 year (i) until the year of calculation minus the year the initial year of waste disposal (n), this encompasses another summation with time increment in 0. 1 year (j) until reaching one of the methane generation rates in the evaluated year minus 1 (k), then we have the potential methane generation capacity in m^3/Mg (L_0) with the mass of waste disposed in year i (M_i) and the age of section j of the mass Mi disposed in year i (t_{ij}).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=0.1}^{1} k.L_0 \left(\frac{M_i}{10}\right) e^{-kt_{ij}} \quad (1)$$

1 Resulted

1.1 Post-recirculation biogas component characteristics

The post-recirculation characteristics are taken after injection of 12 m^3 of leachate in a hermetic manner in each well with low methanogenic activity, resulting in the data presented in Table 2, where it can be seen that CH_4 decreases minimally, causing CO_2, O_2, and H_2S to also increase minimally due to the use of aerated leachate because it is in an outdoor pool, which also causes the balance to decrease.

Tabla 2. Characterization of biogas from municipal solid waste in Cuenca.

Waste composition	Component characteristics (2019 -2023)	Characteristics of the post-recirculation component
CH_4	52.30 %	51.90 %
CO_2	45.21 %	46.13 %
O_2	0.72 %	0.76 %
H_2S	7.50 ppm	8.65 ppm
Balance	2.13	1.33
Flux	622 m^3/h	646 m^3/h
k	0.083	0.085
L_0	86	86

1.2 LandGEM simulation version 3.03 and the Ecuador Biogas Model

According to the LandGEM simulation the maximum biogas generated without the effect of re-circulation at the Pichacay landfill would occur in the year 2025 with an average flow of 2.13E+7 m^3/year, a composition of 1.11E+7 m^3/year of CH^4, 1.06E+7 m^3/year of CO^2 and 6. 38E+2 of NMOC, as identified in Figure 1, whereas, the increased methane generation rate due to the effect of re-circulation would give a total of 2.17E+7 m^3/yr, with a composition of 1.12E+7 m^3/yr of CH4, 1.04E+7 m^3/yr of CO_2 and 6.49E+2 of NMOC. As shown in Figure 1.

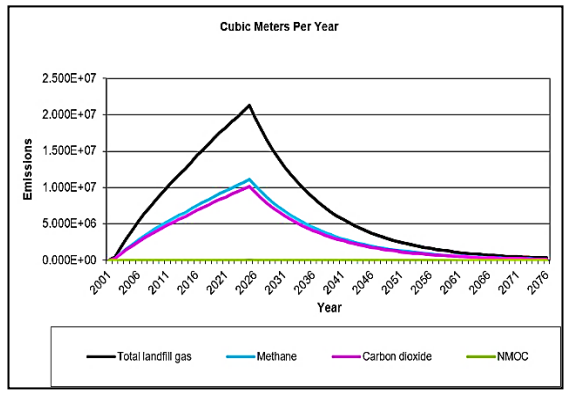


Figure 1. LandGem Without Recirculation.

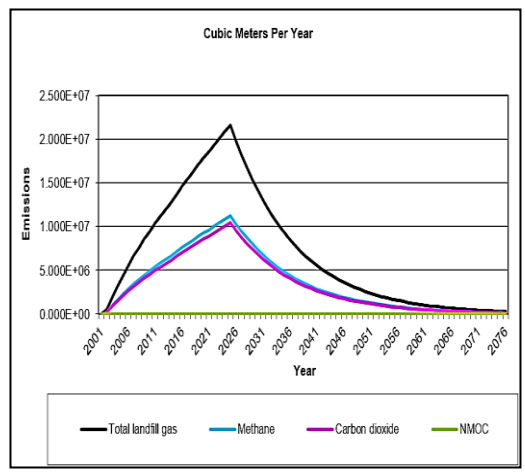


Figure 2. LandGem With Recirculation.

Considering the results of Figures 1 and 2, a comparison is made of the behavior of biogas and methane, considering the effects of leachate recirculation from 2023 to 2030. Figure 3 shows the increase of both biogas and methane through bars. Thus, according to the results obtained, the flow of biogas in 2025 is 2 429.17 m^3/h and of methane it is 1 270.46 m^3/h without the effects of recirculation, while when recirculation is applied, biogas increases to 2 471.61 m^3/h and methane to 1 282.77 $m^{3/}$h, i.e., there is an increase of 1.72% in the amount of biogas and 0.96% in methane.

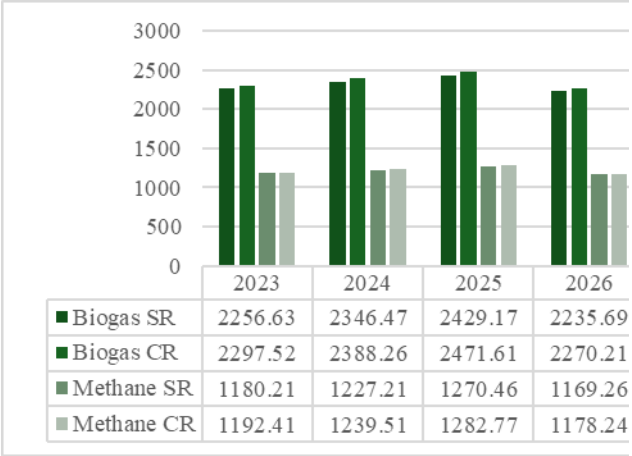


Figure 3. Comparison of the effects without recirculation (SR) and with recirculation (CR).

On the other hand, with the Ecuador biogas model and using the same calculation parameters, it is obtained that the maximum biogas generated would occur in 2024 with a total biogas generation of 2 434 m^3/h, which for comparison purposes with the other calculation model is equivalent to 2.13E+7 m^3/year, and increasing the biogas generation rate to 2 479 m^3/h, which is equivalent to 2.17E+7 m^3/year.

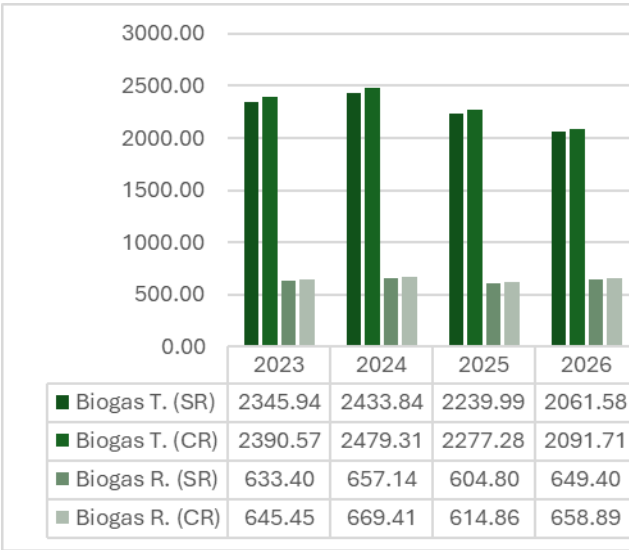


Figure 4. Comparison of effects without recirculation and with recirculation with Biogas Ecuador model

2 Discussion

The study by (Iván et al., 2015b) states that the biogas potential of a landfill needs to be evaluated according to its capture efficiency which can be found at an optimal point with 71%, with a reduction of 360479 CO_{2eq}, it can also go down to an in-between optimal point with 61 % with a reduction of 309 708 of $CO2_{eq}$, and 14 748 of CH_4, then a pessimistic intermediate point with 48 % giving a reduction of 243 704 of CO_{2eq} , 11 605 of CH_4 up to a pessimistic point with 40 % with a reduction of 159 762 of CO_{2eq} and 7 608 of CH_4. Therefore, the Cuenca landfill capture system is adjusted with a pessimistic intermediate scenario because it is above 40 % according to the Ecuadorian model applied.

Biogas production at the Cuenca landfill is at maximum levels according to the applied models; however, from approximately the year 2030 onwards, methanogenic activity will begin to decrease at a faster rate as shown in Figures (1, 2, 3 and 4), leaving as an alternative to repeat the recirculation tests, since at that time the saturation levels will also decrease, thus reducing the capture efficiency.

3 Conclusions

Cuenca generates about 540 tons of waste per day with an organic matter content of over 60%, thus allowing a rapid production of biogas with a favorable composition of 52.30% CH_4, 45.21% CO_2, 0.72% O_2, 7.50 ppm H_2S balance of 2.13 and a flow that reaches 622 m^3/h, allowing the generation of 840 kW/h of electrical energy with a consumption of 400 m^3/h of biogas.

The biogas extraction system after leachate recirculation achieves an increase of 3.72 % in biogas flow, allowing them to exceed the initial flow rate at 646 m^3/h. According to the models applied for the estimation of biogas production, it is determined that the recirculation in the LandGEM model the maximum biogas production is in 2025 with an increase of 1.72 % of the amount of biogas and 0.96% of methane, while in the Biogas Ecuador model it is in 2024 with an increase of 1.83 % of the amount of total and captured biogas.

4 References bibliographical

Ambuludi-Paredes, R. R., Carvajal-Padilla, V. P., & Diéguez Santana, K. (2021a). Estimación de gas metano mediante el modelo LandGEM del relleno sanitario municipal de residuos sólidos de Patate-Pelileo, Tungurahua, Ecuador. *Revista Tecnología En Marcha*.

Ambuludi-Paredes, R. R., Carvajal-Padilla, V. P., & Diéguez Santana, K. (2021b). Estimación de gas metano mediante el modelo LandGEM del relleno sanitario municipal de residuos sólidos de Patate-Pelileo, Tungurahua, Ecuador. *Revista Tecnología En Marcha*.

Hidalgo-Crespo, J., Amaya-Rivas, J. L., Ribeiro, I., Soto, M., Riel, A., & Zwolinski, P. (2023a). Informal waste pickers in guayaquil: Recycling rates, environmental benefits, main barriers, and troubles. *Heliyon*, *9*(9).

Icaza, D., Borge-Diez, D., & Pulla-Galindo, S. (2023). Systematic long-term planning of 100% renewable energy to 2050 in Heritage cities: Unified case study of the City of Cuenca and the Galapagos Islands in Ecuador. *Renewable Energy Focus*, *45*, 68–92.

Iván, V.-R., Melitón, E.-J., José, M.-R., & Agustina, O.-S. (2015a). Potencial de generación de biogás y energía eléctrica. Parte II: residuos sólidos urbanos. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, *16*(3), 471–478.

Iván, V.-R., Melitón, E.-J., José, M.-R., & Agustina, O.-S. (2015b). Potencial de generación de biogás y energía eléctrica. Parte II: residuos sólidos urbanos. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, *16*(3), 471–478.

José, V.-L., Gema, A.-V., & María, S.-M. (2017). APROVECHAMIENTO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS DE LAS FRUTAS MEDIANTE DIGESTIÓN ANAEROBIA USE OF ORGANIC SOLID WASTE OF FRUITS THROUGH ANAEROBIC DIGESTION. *Revista Científica Multidisciplinaria Arbitrada YACHASUN*.

Lo Basso, G., Pastore, L. M., Mojtahed, A., & de Santoli, L. (2023). From landfill to hydrogen: Techno-economic analysis of hybridized hydrogen production systems integrating biogas reforming and Power-to-Gas technologies. *International Journal of Hydrogen Energy*, *48*(96), 37607–37624.

Wang, D., Yuan, W., Xie, Y., Fei, X., Ren, F., Wei, Y., Jiao, G., & Li, M. (2023a). Simulating CH4 emissions from MSW landfills in China from 2003 to 2042 using IPCC and LandGEM models. *Heliyon*, *9*(12).

Wang, D., Yuan, W., Xie, Y., Fei, X., Ren, F., Wei, Y., Jiao, G., & Li, M. (2023b). Simulating CH4 emissions from MSW landfills in China from 2003 to 2042 using IPCC and LandGEM models. *Heliyon*, *9*(12), e22943.

Zhang, G., Liu, K., Lv, L., Gao, W., Li, W., Ren, Z., Yan, W., Wang, P., Liu, X., & Sun, L. (2023). Enhanced landfill process based on leachate recirculation and micro-aeration: A comprehensive technical, environmental, and economic assessment. *Science of The Total Environment*, *857*, 159535.

Zhazhkov, V. V., Politaeva, N. A., Velmozhina, K. A., Shinkevich, P. S., & Norov, B. K. (2024). Production of biogas from organic waste at landfills by anaerobic digestion and its further conversion into biohydrogen. *International Journal of Hydrogen Energy*, *70*, 779–785.

ID 135. DETERMINATION OF PB AND CD IN COCOA (*THEOBROMA CACAO*) AND BANANA (*MUSA PARADISIACA*) CROP SOILS

Katherine Cedeño Vargas[1]
Freddy Cuaran-Sarzosa[1,2]
Diana Garcia-Tumipamba[1,2] (✉)
Priscila Zulca Chillan[1]

[1]Universidad Politécnica Salesiana, Environmental Engineering Career, Quito 170525, Ecuador
dgarcia@ups.edu.ec
[2]Universidad Politécnica Salesiana, GIERENA Research Group, Quito 170525, Ecuador

Abstract. The natural presence of heavy metals in agricultural soils can originate from the weathering of the source material; however, the development of the agrochemical industry has introduced agricultural inputs such as pesticides and fertilizers that can contribute to the increase in metals like cadmium and lead. The objective of this research is to evaluate the concentration of Pb and Cd in agricultural soils with cocoa and banana crops. To achieve this objective, sampling involved obtaining 36 composite samples at a depth of 20 cm on 9 farms with different conditions and agronomic practices, including intensive pesticide use. In addition, physicochemical analyses (texture, organic matter, and pH) were performed. Based on the results obtained for the pH variable, it was concluded that the soils already show some degree of alteration due to agricultural activity, as most have acidic and extremely acidic values. On the other hand, it was determined that the concentrations of both metals remain within the limits established by the Environmental Quality Standard for Soil Resources and the Remediation Criteria for Contaminated Soils.

Key words: pesticides, heavy metals, cocoa crop, banana crop.

1 Introduction

The province of Manabí represents one of the provinces with the highest agricultural production in the country. The industry and aggressive agriculture can lead to the accumulation of heavy metals in the soil and, subsequently, in the food consumed daily and exported, with serious consequences for human health and the environment.

Heavy metals in agricultural soils represent a growing concern in modern agriculture due to their impact on human and environmental health. In this regard, one study based its methodology on atomic absorption spectrophotometry, analyzing metals such as cadmium, lead, nickel, and arsenic (O. Albán, 2023). The use of pesticides, especially those based on glyphosate, is controversial due to their chemical composition and widespread use in agriculture.

Their toxic effects and the presence of heavy metals in these products have been investigated (N. Defarge & G. E. Séralini, 2018). The results justify the importance of understanding the problem of heavy metal contamination in agricultural soils to develop management and mitigation strategies.

1.1 Theoretical basis

Heavy metals are elements with a considerably high density. They can enter the human body through the ingestion of contaminated water and food, if the latter have been provided by plants that have absorbed them through their tissues. This affects the health of those who consume them.

The initial absorption of heavy metals by plants is the primary pathway through which these elements enter the body. In the plant context, bioaccumulation refers to the process by which contaminants progressively accumulate (A. Kabata-Pendias, 2000).

Pesticides are chemical compounds used to control and prevent pests affecting agricultural crops. Most of them are artificially created, which is why they are classified as synthetic (J. Doménech, 2004). Human activities, in general, can deteriorate soil quality and are identified as causes of contamination due to the continuous use of agrochemicals, which are identified as an important source of contamination (Villasante, 2000). Figure 1 shows the Geographic location map of this study

Materials and methods

To establish the legal parameters of the research, national regulations, the Ecuadorian Constitution, the Organic Health Law, and the Law on the Prevention and Control of Environmental Pollution were used. These laws establish a limit of 2 mg/kg for Cd and 100 mg/kg for Pb.

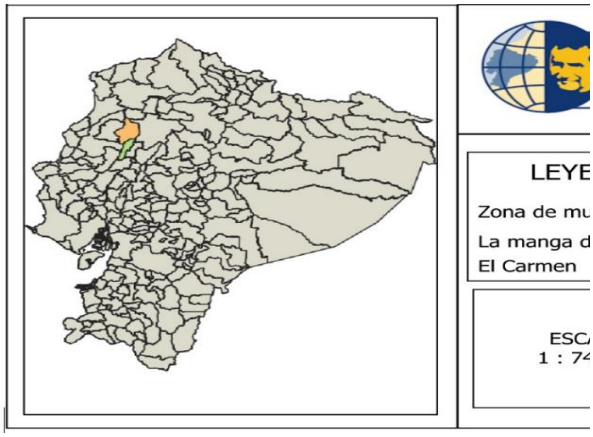


Figure.1. Geographic location map.

2.1 Variables

Independent variables. For the present investigation, a DCA with 9 treatments and 4 replications was used. The treatments were the 9 farms.

Dependent variables. Within these variables are all the analyses that were performed on each of the soil samples, as shown in table 2.

- Percentage of organic matter
- pH
- Texture
- Pb concentration
- Cd concentration

2.2 Data collection

Sampling was carried out on 9 farms in the canton of El Carmen, a total of 36 composite samples were collected, it is estimated that the farms are around 2 and 4 hectares, the quelas were divided into 4 parts, from which 10 subsamples were extracted to form a composite of 1kg at a depth of 20 cm, these were placed in plastic bags, with the respective labeling and identification, for subsequent transfer to the laboratory.

Table 2. Methods of analysis.

Parameter	Method of analysis
Percentage of organic matter	Calcination method
pH	pH meter method
Texture	Bouyoucus method
Cadmium concentration	Atomic absorption spectrophotometry by graphite furnace
Lead concentration	Atomic absorption spectrophotometry by graphite furnace

The calibration curves for cadmium and lead establish the correlation between the measured concentrations of these metals and the readings of the atomic absorption spectrophotometer. To perform the calibration curve, three concentrations were prepared for each metal. In the case of cadmium, 25 ml were calibrated with the standard solutions of the atomic absorption equipment to obtain concentrations of 1, 2 and 3 ug/L, while for lead, given its higher concentrations, solutions of 10, 20 and 50 ug/L were prepared.

3 Results and discussion

The analysis of variance for the pH variable shows significant differences among treatments, so that the agricultural soils analyzed are statistically different, with ranges from 4.88 to 7.34, as shown in table 3.

Table 3. Tukey's comparison of means for pH.

Treatment	Mean	n	E.E.				
9	7.34	0.11	A				
7	6.39	0.11		B			
3	5.74	0.11			C		
4	5.57	0.11			C	D	
2	5.37	0.11			C	D	E
1	5.06	0.11				D	E
8	5.05	0.11					E
6	4.92	0.11					E
5	4.88	0.11					E

Means with a common letter are not significantly different ($p > 0.05$).

Tukey's comparison of means determined 7 different ranges, treatment 9 with a value of 7.34 is categorized as slightly alkaline, in contrast to the other treatments that reflect a pH lower than 7, while treatments 7, 3, 4, 2 and 1 are classified as “slightly acidic”, and finally treatments 5 and 6 have the lowest values, categorized as “strongly acidic” (Huamaní-Yupanqui et al., 2012)

Regarding organic matter, no significant differences were found for the treatments, therefore, it is established that the amount of organic matter obtained from the 9 zones studied are statistically equal. The soils of the Ecuadorian coast with a percentage of 2% fall into the category of high organic matter content. (Ministerio de Agricultura, 2011)

The results obtained in this study indicate that the organic matter content varies between 6% and 7%. This suggests that the soils analyzed have healthy organic matter content.

After performing the relevant calculations, it was determined that all studied soils belong to the “sandy loam” classification (Huamaní-Yupanqui et al., 2012), as shown in table 4.

Table 4. Percentage of sand, silt and clay.

Parameters (%)	Soil samples	Textural class
Sand	78.56 – 79.56	
Clay	17.8	Sandy loam
Silt	2.64 – 3.64	

Studies carried out in Manabí, specifically in Calceta, where a variety of crops including cocoa and bananas are grown, the granulometric analyses performed determined that the soils belong to the “clay loam” and “clay loam-sandy loam” texture classes. These findings also apply to the Limón area, located in the Bolívar canton (Y. A. Zamora Cusme et al., 2017)

According to the results of the analysis of variance for the cadmium variable, no significant differences were observed between treatments. Therefore, it is inferred that the cadmium levels in the farms studied are statistically equal, with concentrations ranging between 2.06 and 3.49 ug/L. These values are considerably below the limits established by the Environmental Quality Standard for Soil Resources and the remediation criteria for soils.

The results of the analysis of variance for the variable lead variable statistically range from 47.34 to 49.32, as shown in table 5.

Table 5. Tukey's mean comparison for lead.

Treatment	Means	n	E.E.		
1	49.33	4	0.32	A	
2	48.99	4	0.32	A	
3	48.44	4	0.32	A	B
5	48.18	4	0.32	A	B
6	47.98	4	0.32	A	B
8	47.89	4	0.32	A	B
9	47.85	4	0.32	A	B
4	47.37	4	0.32		B
7	47.35	4	0.32		B

Means with a common letter are not significantly different ($p > 0.05$).

The table shows the Tukey comparison of means for the treatments, 3 ranges were obtained, where farms 1 and 2 contain the highest amount of lead, on the other hand, farms 3, 5, 6, 8, 9 correspond to intermediate values, ending with farms 4 and 7 with the lowest values. The results obtained in the lead analysis are well below the maximum permissible limits established by the Environmental Quality Standard for Soil Resources and Remediation Criteria for Contaminated Soils.

In Ecuador, studies on the presence of lead in agricultural soils have been carried out, including one conducted at the University of Guayaquil. This study included a total of 12 samples, with values ranging from 3.94 to 10.71 mg/kg. Despite being high values, they were found to be within the limits allowed by regulations (A. Marissa, 2022).

4 Conclusions

From the results obtained, most of the soils in this study have acidic and extremely acidic values, which leads to the conclusion that the soils under study are being altered by agricultural activity.

Based on the analysis of the results of the organic matter variable, it is concluded that the percentages obtained correspond to high levels of organic matter content (Ministerio de Agricultura, 2011).

The concentrations of lead and cadmium remain within the limits established by the environmental quality standard for soil resources and the remediation criteria for contaminated soils.

Conventional agriculture has effects such as erosion and the impoverishment of macro and microbial life in soils (Prefectura de Manabí, 2022). Finally, even though lead and cadmium levels are below the permissible limit in Ecuador, we cannot reduce their effects on health, for example. Cadmium (Cd) accumulates in the kidneys and can cause kidney disease, as well as lung damage and bone fragility, while lead causes permanent damage to the brain and nervous system, which can cause seizures, loss of muscle control, and coma (Londoño Franco et al., 2016).

References

O. Albán. (2023). “Determinación de metales pesados en suelos de cultivo y en granos de plantaciones de cacao (Theobroma cacao L.) pertenecientes a la zona litoral central del Ecuador,”.

A. Kabata-Pendias. (2000). Trace elements in soil and plants (Vol. 3).

A. Marissa. (2022). “Determinación de plomo en suelos agrícolas de la vía Interprovincial Cumandá – Pallatanga, Chimborazo,”

Huamaní-Yupanqui, H. A., Huauya-Rojas, M. A., Mansilla-Minaya, L. G., Florida-Rofner, N., & Neira-Trujillo, G. M. (2012). Presence of heavy metals in organic cacao [Theobroma cacao L.) crop. Acta Agronómica, 61(4).

J. Doménech. (2004). Plaguicidas. Offarm, 23(7), 108–114.

Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., & Muñoz Garcia, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial, 14(2), 145.

Ministerio de Agricultura, G. A. y P. (MAGAP),. (2011). “Normativa sobre el contenido de materia orgánica en suelos de la costa ecuatoriana,” . MAGAP.

N. Defarge, & G. E. Séralini. (2018). “Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides,” .

Prefectura de Manabí. (2022). Política pública para la implementación de la agricultura agroecológica, como instrumento que contribuya a la aplicación de normas amigables con el ambiente, el productor, con su entorno familiar, social y económico.

Villasante, José. (2000). Tipos de contaminación, sus fuentes y efectos en el estuario de Santoña. Monte Buciero, 5(5).

Y. A. Zamora Cusme, M. G. Montesdeoca Calderón, K. K. Alcívar Cedeño, & M. K. Hidalgo Zambrano. (2017). “La gestión productiva agrícola en el sector minorista del cantón Bolívar de la provincia Manabí, Ecuador,.” MIKARIMIN Revista Multidisciplinaria, 3(3), 43–58.

ID 136. EXPLORANDO EL PRESENTE SOSTENIBLE: COMPARATIVA DE BOLSAS BIODEGRADABLES Y COMPOSTABLES EN PERÚ

Alberto Huiman Cruz

Institución y código postal: Peru Waste Innovation S.A.C., 15076 (Magdalena del Mar, Lima, Perú).
Correo electrónico: alberto@pwi.com.pe

PALABRAS CLAVE

Biodegradabilidad, bolsas, compostable, responsabilidad.

ABSTRACT

The research evaluates the performance and compliance of biodegradable and compostable bags in the Peruvian market from 2018 to 2024, in relation to the required quality and sustainability standards; for this purpose, biodegradable and compostable bags available in the Peruvian market were selected to subject them to a rigorous evaluation and determine their degradability temporality; the technical sheets of the selected bags were evaluated to verify their compliance with international regulations and guarantee the safety and quality of the product; and the results obtained from the tests and evaluations were analyzed to disseminate these findings, promoting informed decision-making.

The methodology used was experimental and analytical. It consisted of the search and analysis of secondary information obtained from theses, scientific articles and other documents that covered the object of research, both from national and international sources.

The methodical control of the research was replicable, scientific and transparent. The research addressed the degradability of the bags according to the technical data sheets available on the market. For this purpose, 06 biodegradable bags and 06 compostable bags for popular consumption were randomly selected, which indicated compliance with national regulations.

1. INTRODUCCIÓN

Diversos estudios recientes han puesto en evidencia que la biodegradación de plásticos etiquetados como biodegradables o compostables es altamente variable y dependiente del entorno, lo cual cuestiona su sostenibilidad real como alternativa a los plásticos convencionales. Investigaciones de alta calidad y rigor metodológico —como las de Cucina et al. (2021), Napper y Thompson (2019) y Jeswani et al. (2023), publicadas en revistas de impacto— han demostrado que muchos de estos materiales no se degradan completamente en condiciones naturales, generando residuos y potenciales microplásticos (Degli et al., 2022).

Por ejemplo, estudios controlados en compostaje y ambientes marinos (Ruiz et al., 2012; López et al., 2024; Weinstein et al., 2020) indican que, aunque ciertos materiales como el bagazo de caña de azúcar muestran buen desempeño, otros como PLA y bolsas de almidón

presentan fragmentación incompleta. Además, investigaciones recientes alertan sobre el impacto ecotoxicológico de aditivos en plásticos biodegradables (Jang et al., 2024), así como sobre emisiones asociadas a su ciclo de vida (Chen et al., 2024; Jeswani et al., 2023), en algunos casos superiores a las de los plásticos convencionales. Simultáneamente, estudios innovadores como los de Vilvert et al. (2021) y Kumar et al. (2021) proponen biocompuestos avanzados (por ejemplo, mezclas con quitosano, grafeno, o fibras naturales), mostrando mejoras tanto en desempeño mecánico como en degradabilidad, aunque su adopción a gran escala sigue siendo limitada por costos e incertidumbre ambiental.

Finalmente, revisiones integradoras como la de Moshood et al. (2022) enfatizan que, si bien los bioplásticos ofrecen potencial para reducir la dependencia de recursos fósiles, aún presentan desafíos significativos en cuanto a su degradación efectiva y la generación de microplásticos.

En conjunto, este cuerpo de evidencia de fuentes robustas y actualizadas subraya la necesidad urgente de avanzar en el diseño de plásticos verdaderamente sostenibles, acompañado de métodos de evaluación estandarizados y transparentes que consideren todo su ciclo de vida y comportamiento en entornos reales.

2. OBJETIVOS

Evaluar el cumplimiento normativo de una muestra de bolsas comercializadas como biodegradables y compostables en el mercado peruano.

3. METODOLOGÍA

3.1. Periodos de investigación

Entre el 01 de julio de 2024 y el 31 de diciembre de 2024.

3.2. Población

La investigación se centra en dos grupos de bolsas comercializadas en el mercado peruano bajo la denominación de compostables y biodegradables.

3.3. Muestra

La selección de las de bolsas comercializadas en el mercado peruano bajo la denominación de compostables y biodegradables fue aleatoria.

Los criterios de selección fueron: Popularidad de las marcas (bolsas de las marcas más reconocidas en el mercado peruano y uso habitual por los consumidores), volumen de ventas (bolsas con altas tasas de distribución y consumo según datos estadísticos del mercado), diversidad de materiales (representación de distintos tipos de bolsas disponibles, y segmentación geográfica (presencia de marcas a nivel nacional).

Esto permitió obtener una muestra representativa, alineada con el comportamiento del mercado y las condiciones nacionales.

Fueron asignados códigos alfanuméricos únicos para identificar los lotes de producción de bolsas, vinculándolos directamente con los resultados de las pruebas de laboratorio que certifican su composición y comportamiento bajo condiciones específicas. Este procedimiento evita el uso de nombres comerciales de las empresas distribuidoras.

Las muestras de bolsas, bajo la denominación de compostables y biodegradables, son:

- Bolsas comercializadas como compostables: (1) C1, (2) C2, (3) C3, (4) C4, (5) C5, y (6) C6.
- Bolsas comercializadas como biodegradables: (1) B1, (2) B2, (3) B3, (4) B4, (5) B5, y (6) B6.
- Bolsas comercializadas como compostable y biodegradable, a la vez: (1) BC1.

3.4. Revisión bibliográfica

La revisión bibliográfica se llevó a cabo mediante el análisis exhaustivo de artículos científicos, tesis, disposiciones legales y bases de datos electrónicas, obtenidos principalmente a través del motor de búsqueda «Google Scholar» y plataformas científicas como Proquest, Redalyc, ScienceDirect, Scielo, entre otras. Con el fin de obtener información precisa sobre el tema, se emplearon palabras clave en las fuentes mencionadas, tales como: «Biodegradabilidad», «Bolsas», «compostable», «residuos sólidos», «responsabilidad», así como sus equivalentes en inglés: «Biodegradability», «bags», «compostable», «solid waste», «responsibility».

3.5. Análisis de la información

Fue un proceso cíclico de selección, categorización, comparación, validación e interpretación de todos los datos obtenidos en campo y sistematizados en gabinete que permitieron mejorar la comprensión de las bolsas, bajo la denominación de compostables y biodegradables, seleccionado aquello que resultaba relevante para el objetivo de la investigación y servir de insumo para el planteamiento de las conclusiones y recomendaciones que versan el presente artículo.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la presente tabla se encuentra una lista de 06 bolsas biodegradables y compostables, donde se describen las características de cada una de ellas, la evaluación que se realizó desde el día 1 al día 120, dividiendo ese tiempo en 4 secciones (Día 1 al día 30, día 31 al día 60, día 61 al día 90 y día 91 al día 120) y por último se observa si hay cumplimiento normativo con la norma «EN13432», con «American Society for Testing and Materials o ASTM: ASTM 6400» y con la norma «AS4736».

4.1. Características de las bolsas biodegradables y compostables

La ficha técnica de una bolsa es un documento que contiene la información técnica y descriptiva del producto, detallando sus características, especificaciones y propiedades esenciales. Este documento es fundamental en el ámbito industrial, comercial y de sostenibilidad, ya que permite a los usuarios, productores o distribuidores entender y evaluar la calidad, funcionalidad y desempeño del producto; en consecuencia, fue analizada las Fichas Técnicas de fabricación de cada bolsa encontrándose lo siguiente:

La bolsa C1 cuenta con la certificación EPI, la bolsa C3 presenta la certificación OK COMPOST HOME DE TUV AUSTRIA S0697 y la bolsa B6 cuenta con TR-3687-05-22: cumple con la NTP 900.080 DE LA LEY 30884.

Las bolsas que no cuentan con ningún tipo de certificación son: B1, B2, B4 y B5.

Las bolsas que presentan la información de su

composición química en la bolsa son: C3 a base de fécula de maíz y B5 a base de fécula de almidón.

Las bolsas que no presentan la información de su composición química en la bolsa son: C1, B1, B2, B6, C4, B4, C5 y B5.

4.2. Evaluación (por días) de las bolsas biodegradables y compostables:

Resultados de desintegración al día 30:

Bajo condiciones experimentales controladas, la temperatura ambiental promedio registrada fue de 18 °C, con una aplicación constante de 100 ml de agua de riego. En estas condiciones, no se observó ningún porcentaje de degradación en las bolsas evaluadas, lo que indica la ausencia de procesos significativos de descomposición durante el periodo de análisis.

Tabla 1. Resultados de desintegración al día 30

N°	Tipo de comercialización de la bolsa	0 % de desintegración al día 30
01	Compostables	C1 - C2 - C3 - C4 - C5 - C6
02	Biodegradables	B1 - B2 - B3 - B4 - B5 - B6
03	Compostable y biodegradable	BC1

Resultados de desintegración al día 60:

Bajo condiciones experimentales controladas, la temperatura ambiental promedio registrada fue de 17.5 °C, con una aplicación constante de 100 ml de agua de riego. En estas condiciones, el porcentaje de degradación en las bolsas evaluadas, es el siguiente:

Tabla 2. Resultados de desintegración al día 60

N°	Tipo de bolsa	0 % de desintegración al día 60	1 % de desintegración al día 60	3 % de desintegración al día 60	5 % de desintegración al día 60	7 % de desintegración al día 60
01	Compostables	C5 – C6	-	C3 - C4	C2	C1
02	Biodegradables	B1 – B3	-	B4 - B5 - B6	B2	-
03	Compostable y biodegradable	BC1	-	-	-	-

Resultados de desintegración al día 90:

Bajo condiciones experimentales controladas, la temperatura ambiental promedio registrada fue de 18 °C, con una aplicación constante de 100 ml de agua de riego. En estas condiciones, el porcentaje de degradación en las bolsas evaluadas, es el siguiente:

Tabla 3. Resultados de desintegración al día 90

N°	Tipo de comercialización de la bolsa	0 % de desintegración al día 90	3 % de desintegración al día 90	5 % de desintegración al día 90	10 % de desintegración al día 90	15 % de desintegración al día 90
01	Compostables	C6	C3 - C5	C2 - C4	C1	-
02	Biodegradables	B3	B5	B1 - B4 - B6	-	B2
03	Compostable y biodegradable	BC1	-	-	-	-

N°	Tipo de comercialización de la bolsa	0 % de desintegración al día 120	5 % de desintegración al día 120	10 % de desintegración al día 120	15 % de desintegración al día 120	18 % de desintegración al día 120
01	Compostables	C6	C3 - C5	C1 – C4	C2	-
02	Biodegradables	B3	B5	B1 - B4	B6	B2
03	Compostable y biodegradable	BC1	-	-	-	-

Resultados de desintegración al día 120:

Bajo condiciones experimentales controladas, la temperatura ambiental promedio registrada fue de 18 °C, con una aplicación constante de 100 ml de agua de riego. En estas condiciones, el porcentaje de degradación en las bolsas evaluadas, es el siguiente:

Tabla 4. Resultados de desintegración al día 120

Cumplimiento normativo de las bolsas biodegradables y compostables

Ninguna bolsa comercializada como compostable cumple con la norma EN 13432, la cual especifica los requisitos y procedimientos para determinar la compostabilidad y la tratabilidad aerobia de los envases y embalajes (y sus materiales). Según la norma la bolsa biodegradable o compostable en contacto con materiales orgánicos, al cabo de tres meses el material debe fragmentarse como mínimo en un 90% en dimensiones inferiores a 2 mm. El ensayo de home compost se realiza a una temperatura de entre 20º y 30º durante un periodo de 12 meses.

Ninguna de las bolsas cumple con American Society for

Testing and Materials of ASTM: ASTM d6400, la cual es la especificación estándar para la biodegradación de materiales sólidos (mediante compostaje) requerida para el etiquetado de plásticos diseñados para ser compostados aeróbicamente en instalaciones municipales o industriales. Como estándar de prueba de biodegradación reconocido mundialmente, la ASTM D6400 se utiliza con mayor frecuencia para plásticos y otros materiales sólidos. La serie de pruebas estándar ASTM D6400 dura un mínimo de 90 días. Las pruebas pueden durar hasta 180 días. Debe estar expuesto a un inóculo derivado de un flujo de desechos municipales, el material se biodegradará (idealmente) en un entorno representativo como el que se encuentra comúnmente en las instalaciones de compost estándar. Para realizar declaraciones de compostabilidad, ASTM D6400 es el método de prueba de compostabilidad recomendado para una amplia gama de componentes industriales y productos de consumo.

Por último, ninguna cumple con la norma AS 4736, la cual describe los requisitos y procedimientos para determinar la compostabilidad o biodegradación anaeróbica de los plásticos al abordar la biodegradabilidad, la degradación durante el tratamiento biológico, el impacto en el proceso de tratamiento biológico y el impacto en la calidad del compost obtenido. Los productos y materiales que cumplen con esta norma son plásticos compostables y biodegradables. La etiqueta de estos productos identifica claramente los materiales de embalaje como biodegradables y compostables. Para que un producto sea certificado como compostable y lleve esta etiqueta, los materiales biopolímeros adecuados deben someterse a un riguroso régimen de pruebas en la norma AS 4736 y deben ser realizados por laboratorios acreditados independientes reconocidos.

La bolsa B2 cumple con la norma AS 5810, la cual especifica los requisitos y procedimientos para determinar si un material plástico es biodegradable en condiciones de compostaje doméstico y proporciona la base para permitir el etiquetado de materiales o productos hechos de plástico como «compostables en el hogar» para su uso en el sistema de compostaje doméstico. En cuanto a la evaluación de la biodegradabilidad, el método de ensayo se refiere a la norma ISO 14855, que es un método para determinar la biodegradabilidad aeróbica final de los materiales plásticos en condiciones controladas de compostaje, basándose en el análisis del dióxido de carbono desprendido. Como métodos alternativos, se utilizarán la norma ISO 14851 (se basa en la medición de la demanda de oxígeno) o la ISO 14852.

5. CONCLUSIONES

El análisis comparativo de bolsas etiquetadas como biodegradables y compostables en el mercado peruano revela discrepancias significativas en sus características y en su desempeño frente a procesos de degradación controlados. A pesar de que todas las muestras estudiadas son comercializadas bajo denominaciones como «compostable», «biodegradable» o incluso una combinación de ambas; es decir, existen discrepancia significativa entre lo que dicen los fabricantes y el

desempeño de los productos en la realidad porque no todas las bolsas cumplen con los estándares internacionales establecidos por normativas reconocidas, como la EN13432, la ASTM 6400 de la American Society. de Ensayos y Materiales, y la AS4736.

Durante el período de 120 días de evaluación, las tasas de análisis de las bolsas analizadas no presentaron variaciones significativas, lo que plantea cuestionamientos sobre la eficacia real de estos productos en condiciones específicas. Este hallazgo sugiere la necesidad de un control más riguroso en el etiquetado y comercialización, así como una armonización normativa que garantice la integridad ambiental de las bolsas ofrecidas como soluciones sostenibles en el mercado.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Cucinaa, M.; Nisia, P.; Trombinob, L.; Tambonea, F. & Adania, F. (2021). Degradación de bioplásticos en residuos orgánicos mediante digestión anaerobia mesófila, compostaje e incubación en el suelo. [Universidad ESAN] https://esan.elogim.com/auth-meta/login.php?url=https://doi.esan.elogim.com/10.1016/j.wasman.2021.08.016

Ruiz, M.; Pastor, K. & Acevedo, A. (2016). Biodegradabilidad de artículos desechables en un sistema de composta con lombriz. [Información Tecnológica] 24(2), 47-56. https://scielo.conicyt.cl/pdf/infotec/v24n2/art07.pdf

Tróchez, J.; Mosquera, A.; Castillo, H. & Sánchez, M. (2016). Deterioro de una bolsa biodegradable de almidón con yuca con ácido poliláctico en un vivero. Universidad de [Antioquía] *ProQuest* https://www.proquest.com/docview/1783660387?sourcetype=Scholarly%20Journals

Mastalygina, E.; Abushakhmanova, Z.; Poleto, M. & Pantyukhov, P. (2023). Biodegradación en el suelo de bolsas de plástico comerciales etiquetadas como “biodegradables”. Materials Research [online] ISSN 1980-5373. https://www.scielo.br/j/mr/a/NBcqBFPLJ9rpQRmNzQY8ZtQ/?lang=en#ModalArticles

Fileš, M.; Ludaš, A.; Ražić, S.E. & Hudina, S. (2024) Análisis de la biodegradabilidad mecánica de bolsas a base de polímeros biodegradables en diferentes ambientes. [*Sustainability*], *16*, 2579. https://doi.org/10.3390/su16062579

Rabell, M.; Vázquez, A.; Espinosa, R.; Beltrán, M.; Osada, M. & Gonzáles, J. (2013). Propuesta metodológica para la evaluación de la degradabilidad de plásticos mediante composteo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 29 (3) https://www.redalyc.org/pdf/370/37029665015.pdf

López, S.; Quade, J.; Wlodarczyk, A.; Abad, M & Beiras, R. (2024). Degradación marina y ecotoxicidad de bolsas de plástico convencionales. *ScienceDirect*, Vol 351. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749124008108

Weinsteina, J.; Dekle, J.; Leads, R. & Hunter, R. (2020). Degradación de plásticos biológicos y biodegradables en un hábitat de marismas: Otra fuente potencial de microplásticos en aguas costeras. *ScienceDirect*, Vol 160. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S00

25326X20306366

Napper, I & Thompson, R. (2019), Deterioro ambiental de bolsas plásticas biodegradables, oxobiodegradables, compostables y convencionales en el mar, el suelo y el aire libre durante un periodo de tres años. Environmental Science and Technology 53(9). https://www.researchgate.net/publication/332722033_Environmental_Deterioration_of_Biodegradable_Oxo-biodegradable_Compostable_and_Conventional_Plastic_Carrier_Bags_in_the_Sea_Soil_and_Open-Air_Over_a_3-Year_Period

Castellón, C.; Tejeda, L. & Tejeda, P. (2016). Evaluación de la degradación ambiental de bolsas plásticas biodegradables. 80(1). 24-31. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5767278

Almirón, J.; Barrionuevo, Y.; Chávez, B.; Mamani, J.; Ortiz, Y. & Tupayachy, D. (2021). Evaluación de la degradación físico-química de plásticos biodegradables expendidos en los supermercados. *Laccei*. https://laccei.org/LACCEI2021-VirtualEdition/meta/FP193.html

Vilvert, J.; Tonetto, S.; Aparecida, M.; De Lima, R.; Gomes, F.; Ribeiro, C. & Mendes, E. (2021). Bolsas biodegradables a base de quitosano y óxido de grafeno: una alternativa de embalaje ecológica y eficaz para mantener la calidad de poscosecha de Mango Palmer. *ScienceDirect*, Vol 154. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0023643821018946

Singh, P.; Kumar, V.; Singh, R.; Singh, K.; Kumar, K. & Malik, S. (2024) Revelando el potencial de los polímeros biodegradables mezclados en almidón para sustancializar las innovaciones ecológicas. *ScienceDirect*, Vol 15. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666154324001029

Gastaldi, E.; Buendía, P. Benbrahim, Z.; Benihya, A.; Cesar, G. & Domenek, C. (2024). Degradación y evaluación ambiental de envases compostables mezclados con biorresiduos en condiciones de compostaje industrial a gran escala. *ScienceDirect*, Vol 400. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852424003730?ref=pdf_download&fr=RR2&rr=8b000cba7f8bb53e

Kumar, N.; Sarmah, A.; Mohan, S.; Kalamdhad, A. & Katiyar, V. (2021). Demostración de un plástico compostable ideal mediante la cinética de biodegradabilidad de películas biocompuestas ecológicas basadas en poli (ácido láctico) (PLA) en condiciones de compostaje aeróbico. *ScienceDirect*, Vol 3. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010210000093?via%3Dihub

Liu, C.; Luan, P.; Li, Q.; Cheng, Z.; Sol, X.; Cao, D. & Zhu, H. (2020). Vajilla biodegradable, higiénica y compostable a partir de fibras híbridas de caña de azúcar y bambú como alternativa al plástico. *ScienceDirect*. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2590238520305580

Chen et al. (2024). Reemplazo de plásticos tradicionales por plásticos biodegradables: impacto en las emisiones

de carbono. *ScienceDirect*, Vol 32. 152-162 https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095809923004629?via%3Dihub

Thran, J.; García, G. Parra, C.; Ufarte, A.; García, C.; Parra, S. & Sayadi, S. (2024). Evaluación ambiental y económica de alternativas biodegradables y compostables para materiales plásticos en invernaderos. *ScienceDirect*, Vol 32. 92-100. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X23007869?via%3Dihub

Moshood, T.; Nawanir, G.; Mahmud, F.; Mohamad, F.; Hanafiah, M.; & Abdul A. (2022). Sostenibilidad de los plásticos biodegradables: ¿Nuevo problema o solución para solucionar la contaminación plástica global?. *ScienceDirect*, Vol 5. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666086522000157?via%3Dihub

Jang et al. (2024). Evaluación de la ecotoxicidad de aditivos en productos plásticos biodegradables comerciales: implicaciones para la sostenibilidad y el riesgo ambiental. *ScienceDirect*, Vol 900. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972403050X?ref=pdf_download&fr=RR2&rr=8b002a1c2a41b53c

Jeswani, H.; Perry, M. Shaver, M. & Azapagic. A. (2023). Envases de plástico biodegradables y convencionales: comparación de los impactos ambientales del ciclo de vida del poli (ácido mandélico) y el poliestireno. *ScienceDirect*, Vol 903. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723049367?via%3Dihub

Degli, F.; Barbale, M.; Chinaglia, S.; Esposito, E.; Pecchiari, M.; Razza, F & Tozin, M. (2022). Análisis del potencial de emisión de microplásticos de un material plástico biodegradable a base de almidón. *ScienceDirect*, Vol 199. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141391022001173?via%3Dihub

ID 137. DESCARTE DE ÓLEO DE COZINHA E ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO AMBIENTAL: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

DARCI BARNECH CAMPANI[1]
MARILISE OLIVEIRA MESQUITA[1]
JENIFFER DA SILVA[2]

[1] Professor da UFRGS
[2] Acadêmica do curso de Saúde Coletiva da UFRGS

Palavras-chave: óleo de cozinha, descarte ambiental, reciclagem, bibliometria.

Abstract

The improper disposal of cooking oil poses significant environmental and public health risks. This technical paper presents a bibliometric analysis based on Scopus database to assess the scientific production related to cooking oil disposal, pollution, and recycling. A total of 69 articles published between 2001 and 2025 were analyzed using VOSviewer software. The results show a growing interest in the topic, especially in Asian countries. Keyword mapping identified core themes related to biodiesel production, pollution, waste management, and circular economy. The findings highlight knowledge gaps in Brazilian research and reinforce the need for educational and policy initiatives.

(Vasconcelos *et al*., 2023).

INTRODUÇÃO

O descarte inadequado de óleo de cozinha é uma prática comum no Brasil e representa riscos significativos ao meio ambiente e à saúde pública. Estima-se que cerca de 3 bilhões de litros são utilizados anualmente, mas apenas uma pequena fração é corretamente destinada. A contaminação da água, obstrução de redes de esgoto e emissão de gases de efeito estufa são alguns dos impactos associados. Diante da crescente preocupação com a sustentabilidade e a gestão de resíduos sólidos, torna-se relevante avaliar a produção científica sobre o tema.

Além disso, a escassez de políticas públicas efetivas, somada à ausência de programas educativos permanentes, reforça a necessidade de se repensar estratégias intersetoriais de mitigação. A literatura aponta para a importância de ações que integrem conhecimento técnico, educação ambiental e responsabilidade compartilhada

OBJETIVOS

Objetivo geral: Analisar a produção científica sobre descarte de óleo de cozinha, poluição e reciclagem por meio de uma análise bibliométrica.

Objetivos específicos:
- Identificar tendências temporais e geográficas das publicações;
- Mapear palavras-chave e temas centrais relacionados à reciclagem de óleo;
- Avaliar lacunas no conhecimento e potenciais áreas de pesquisa.

METODOLOGIA

A análise foi conduzida na base de dados Scopus, utilizando os descritores: “cooking oil AND pollution AND recycling”. O software VOSviewer (versão 1.6.18) foi utilizado para criar mapas de rede, sobreposição e densidade das palavras-chave. Os critérios adotados incluíram ausência de restrição de ano de publicação e foco em análise quantitativa das ocorrências e coocorrências de termos.

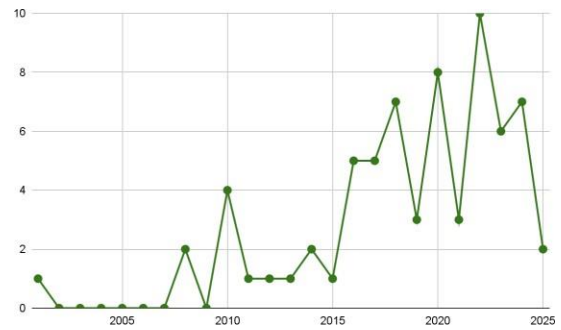
A análise bibliométrica é uma metodologia

consolidada para mapear a estrutura e dinâmica de áreas temáticas, permitindo identificar autores influentes, redes de colaboração, tendências emergentes e lacunas de pesquisa (Holanda; Gontijo, 2024). O uso do VOSviewer possibilita uma visualização acessível das conexões entre termos e temas, reforçando o papel dessa ferramenta no campo da ciência da informação (Van Eck; Waltman, 2022).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

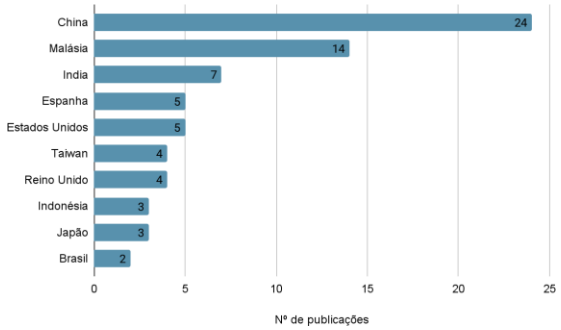
Foram identificados 69 artigos, publicados entre 2001 e 2025. Observa-se aumento no volume de publicações a partir de 2010, com picos nos anos de 2020 e 2022. A China lidera a produção científica (24 artigos), seguida por Malásia (14) e Índia (7). O Brasil aparece com apenas 2 artigos, revelando uma lacuna significativa na pesquisa nacional.

Gráfico 1. Número de publicações por ano.



VOSviewer indica quatro principais agrupamentos temáticos: produção de biodiesel a partir de óleo residual; poluição ambiental e gestão de resíduos; processos químicos e técnicos de reaproveitamento; e sustentabilidade e economia circular. A visualização de densidade reforça a predominância de
temas como “biodiesel”, “recycling” e “pollution”. A baixa presença de termos ligados à educação ambiental e políticas públicas sugere oportunidades de expansão temática.

Gráfico 2. Relação de países e número de publicações.



O mapa de palavras-chave gerado pelo

Figura 1. Mapa de palavras-chave.

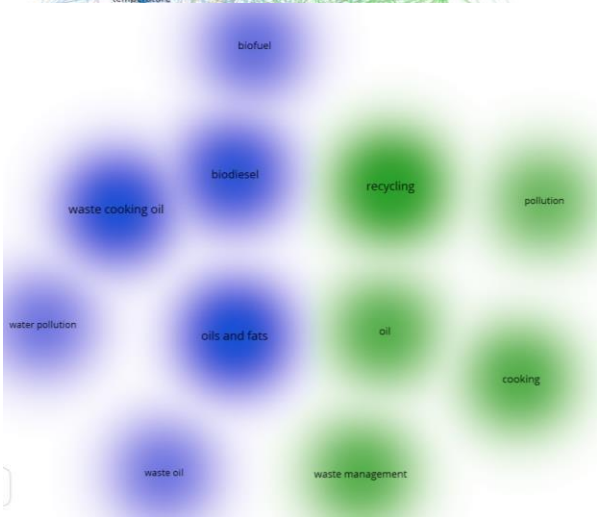
Figura 2. Mapa de densidade das palavras-chave mais citadas.

Além disso, é possível perceber que os estudos analisados tendem a enfatizar soluções técnicas e tecnológicas, com foco na produção de biodiesel, o que indica uma abordagem majoritariamente voltada à valorização energética do resíduo. No entanto, iniciativas ligadas à logística reversa e à inclusão social – como cooperativas de coleta e programas de educação ambiental – são menos representadas, o que evidencia a necessidade de integração de abordagens técnico-sociais no enfrentamento do problema (Zucatto *et al*., 2013).

A comparação entre países evidencia a correlação entre desafios ambientais locais e o volume de produção científica. Países como China e Índia, com elevado consumo de óleo e problemas estruturais de saneamento, investem mais em soluções de reaproveitamento, o que pode explicar sua liderança nos dados. Já o Brasil, embora enfrente problemas semelhantes, carece de articulação entre pesquisa, políticas públicas e iniciativas comunitárias.

5. CONCLUSÕES

A análise revelou um crescimento expressivo do interesse acadêmico pelo descarte e reaproveitamento do óleo de cozinha, sobretudo em países asiáticos. No entanto, o Brasil apresenta produção científica recente, apesar da relevância ambiental do tema no país. A bibliometria mostrou-se uma ferramenta estratégica para mapeamento do conhecimento e planejamento de ações futuras. Incentivar pesquisas nacionais e promover políticas intersetoriais são caminhos para fortalecer a gestão de resíduos e a sustentabilidade.



Conclui-se também que o fortalecimento da pesquisa aplicada, aliada a políticas públicas eficazes e campanhas educativas contínuas, é fundamental para ampliar o impacto social e ambiental das estratégias de mitigação. A articulação entre universidade, poder público e sociedade civil é essencial para transformar conhecimento científico em ações concretas e sustentáveis.

6. REFERÊNCIAS

Holanda, P. M. C. e Gontijo, M. C. A. (2024). Análise das redes bibliométricas da produção científica. Revista Múltiplos Olhares em Ciência da Informação, 14, e051020. Van Eck, N. J. e Waltman, L. (2022). Manual for VOSviewer version 1.6.18. Leiden: Centre for Science and Technology Studies. https://www.vosviewer.com/documentation/Manual_VOSviewer_1.6.18.pdf (acessed 28 April 2025)

Vasconcelos, C. S. F., Rickes, M. N., Lindemann, R. L. e Miotto, F. (2023). Descarte do óleo de cozinha: consequências e possibilidades. Scientia cum Industria, 10(1), 100–103.

Zucatto, L. C., Welle, I. e Silva, T. N. da. (2013). Cadeia reversa do óleo de cozinha. Revista de Administração de Empresas, 53(5), 442–453.

ID 138. ALTERNATIVAS PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE MACROPLÁSTICOS EN ZONAS MARINO COSTERAS. UN ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO

Carvajal-Flórez, Elizabeth[1*]

[1]Grupo de investigación Política y Legislación Ambiental -Polygesta, Departamento de Geociencias y Medio Ambiente, Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Av. 80 #65 – 223, Medellín, Colombia.

*ecarvajalf@unal.edu.co

ABSTRAC

The accumulation of solid waste, particularly macroplastics, in coastal marine areas represents one of the greatest environmental threats at both the international and national levels. This issue primarily arises from human activities and improper practices, such as mass tourism, fishing, industry, and the dumping of waste into surface water bodies. In addition, deficiencies in municipal waste management systems, including collection, recycling, and final disposal, are compounded by low education levels and limited environmental awareness regarding waste separation and recycling. Globally, efforts to mitigate this problem include cleanup campaigns, environmental education, and legislation aimed at reducing the use of single-use plastics. However, the lack of adequate waste management infrastructure, insufficient regulatory enforcement, and limited public awareness exacerbate the situation. A significant part of the solution to the accumulation of macroplastics in coastal marine areas could be achieved through sustainable management practices, including recycling and alternative treatment methods. These may involve transforming waste into new products, producing plastic lumber, generating energy, and creating waste-derived fuels, among others. To this end, a bibliometric analysis was conducted, identifying the types of documents on the topic, authors, years, countries of implementation, among other criteria, whose information allowed for analysis for its respective application in the Colombian context, especially in those areas of the country where this problem has been evident.

Key words: waste accumulation, utilization, macroplastics, treatment, coastal marine areas.

INTRODUCCIÓN

En un contexto global donde la población supera los 8.000 millones de habitantes, la generación de residuos sólidos ha experimentado un incremento exponencial, intensificando los niveles de contaminación ambiental y ocasionando impactos adversos tanto en los ecosistemas terrestres como marinos (Alharbi et al., 2025). Se ha evidenciado que la contaminación marina representa un riesgo latente para la salud humana, al incidir en la calidad de los alimentos y las fuentes de agua (Iñiguez et al., 2016). El plástico es reconocido como el principal componente de los residuos marinos, representando entre el 50% y el 90% del total de residuos encontrados a nivel mundial (Agamuthu et al., 2019). Considerando que el consumo mundial anual de plástico asciende a aproximadamente 475 millones de toneladas, y dada la persistencia del problema de estos en espacios marinos, resulta imperativo adoptar medidas urgentes y eficaces para mitigar sus efectos y proteger los ecosistemas y la salud pública (Chen et al., 2019). Se estima que entre 4,8 y 12,7 millones de toneladas métricas de plásticos de consumo terminan anualmente en los océanos, generando la presencia de más de 100 millones de partículas de macroplásticos en tan solo 12 mares regionales, así como 51 billones de partículas de microplásticos flotando en la superficie oceánica a escala global (Jambeck et al., 2015a).

Los impactos derivados de esta contaminación marina pueden clasificarse en tres grandes categorías: lesiones o mortalidad de organismos marinos, degradación de los ecosistemas acuáticos y efectos adversos sobre la salud humana y la economía(Moore, 2011). Diversas iniciativas se han implementado para hacer frente a esta problemática, abarcando desde la eliminación manual de plásticos en entornos costeros y acuáticos a través de programas de limpieza impulsados por comunidades científicas, organizaciones no gubernamentales y proyectos regionales, hasta acciones coordinadas bajo el marco de organismos internacionales, No obstante, diversas voces sostienen que estas medidas constituyen soluciones insostenibles a corto plazo, y que una respuesta efectiva y duradera requiere la adopción de un modelo de economía circular, centrado en la prevención, reutilización y reducción de los residuos plásticos en su origen (Chen et al., 2019). Asimismo, se han implementado diversas estrategias orientadas a la detección, recolección, aprovechamiento, tratamiento y valorización energética de residuos plásticos en múltiples regiones afectadas por esta problemática. Estas acciones buscan desarrollar soluciones técnico-efectivas que no solo mitiguen los impactos ambientales, sino que además generen beneficios sociales y económicos tangibles. Todo ello se enmarca dentro de una visión de sostenibilidad integral, que promueve la articulación entre innovación tecnológica, participación comunitaria y economía circular como pilares fundamentales para enfrentar la crisis de la contaminación plástica (Macheca et al., 2024).

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo realizar un análisis bibliométrico orientado a identificar las publicaciones, autores, instituciones, países , entre otros, que han abordado el tema de gestión de macroplásticos en zonas marino-costeras. Asimismo, busca reconocer las alternativas más recurrentes en materia de educación, transformación, reúso, aprovechamiento y valorización de estos residuos, con el fin de evaluar su aplicabilidad en el contexto colombiano, particularmente en aquellas regiones del territorio nacional donde esta problemática ha sido evidenciada.

METODOLOGÍA

Se realizó un análisis bibliométrico a partir de la base de datos *Scopus* con el fin de identificar tendencias, autores, instituciones y temáticas claves relacionadas con alternativas de gestión de macroplásticos en zonas marino-costeras. La búsqueda se efectuó empleando términos específicos a partir de la siguiente ecuación de búsqueda, combinados con operadores booleanos.

(((macroplásticos OR OR microplásticos OR plastics OR Marine litters OR marine debris OR macroplastic) AND NOT (río OR Microplastics OR Microplastics) AND (mar OR océano OR "zonas marino costeras" OR sea OR beach) AND (gestión OR management OR treatment OR landfill OR "circular economy") AND (residuo OR waste OR "solid waste") AND (impacto OR efectos OR beneficios)))

Se filtraron documentos publicados entre el año 2000 y el 2024, tanto en inglés como en español, además en diferentes tipologías de documentos como artículos, libros, capítulos de libros, memorias de eventos, entre otros.

Los registros fueron exportados en formato .RIS y analizados mediante el software Vosviewer, que permitieron mapear redes de coautoría y coocurrencia Este análisis se limitó a los datos disponibles en la base Scopus, lo cual implica que artículos indexados en otras bases como Web of Science o SciELO no fueron considerados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis Bibliométrico

La Figura 3 presenta la evolución en el tiempo, de los documentos relacionados con el tema de gestión de macroplásticos en zonas marino-costeras. Con base en la figura mostrada y en el contexto actual, el aumento sostenido de publicaciones científicas, particularmente en 2024, puede explicarse por diversos factores relacionados con la creciente preocupación mundial por la contaminación marina por plásticos. Esta problemática ha adquirido prioridad en la agenda científica internacional debido a su gravedad ambiental, social y económica (Geyer et al., 2017a; Silva Filho & Velis, 2022). En primer lugar, la contaminación plástica ha sido identificada como una de las amenazas más serias para los ecosistemas marinos, afectando la biodiversidad y generando riesgos para la salud humana (Jambeck et al., 2015a). Esta situación ha impulsado investigaciones enfocadas en comprender la magnitud del problema y buscar soluciones eficaces. Además, la visibilidad mediática de casos emblemáticos (como mamíferos marinos atrapados en plásticos o playas cubiertas de residuos) ha contribuido a una mayor presión pública y, en consecuencia, a un aumento en el financiamiento para la investigación científica (Rochman & Hoellein, 2020).

La inclusión de la problemática en la Agenda 2030, a través del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 (Vida submarina), ha sido clave para incentivar estudios sobre prevención, monitoreo y gestión de residuos plásticos en ambientes marinos (United Nation. Department of Economic and Social Affairs. Sustainable Development, 2015). Paralelamente, los avances en tecnologías de monitoreo como sensores remotos, drones y modelación computacional han facilitado una mayor producción de datos científicos, permitiendo así publicaciones más frecuentes y especializadas (Duplančić Leder et al., 2024; Goddijn-Murphy et al., 2024). También ha influido la creación de mecanismos de cooperación internacional, como el proceso de negociación del Tratado Global sobre Plásticos liderado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, que ha promovido redes de investigación globales (Walker, 2022). Finalmente, la naturaleza multidisciplinaria del problema ha estimulado investigaciones desde múltiples frentes, incluyendo la oceanografía, la ingeniería ambiental, la salud pública, el derecho internacional y la educación, lo cual ha contribuido al incremento significativo en la producción académica (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

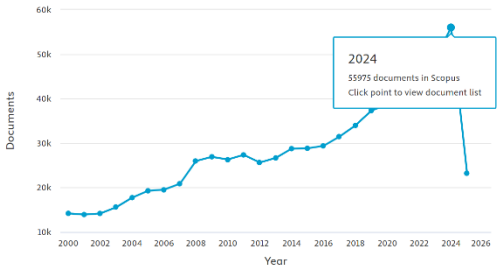


Figura 3. Documentos asociados a gestión de macroplásticos en zonas marino costeras en el periodo 2000-2024

La **Figura 4** presenta la tipología de documentos que hacen referencia a la gestión de macro plásticos en zonas marino-costeras. Se evidencia que, el 71.5% de los documentos son artículos, seguido de libros de conferencias con el 18.5%, artículos de revisión con el 4.5% y capítulos de libro con el 2.2%. Los demás documentos como notas, libros, informes se encuentran por debajo del 1%.

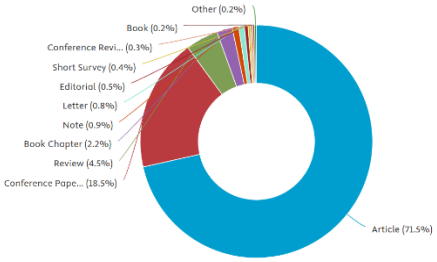


Figura 4. Tipología de documentos asociados *a macroplásticos en zonas marinocosteras*

La Figura 5 presenta los países que han abordado el tema de gestión de macro plásticos en zonas marino-costeras a través de diferentes documentos. Se destacan China con alrededor de 170.000 documentos, Estados Unidos con 130.000, Alemania con 45.000, Japón con 42.000 e India con 41.000 documentos. Estos resultados son concordantes a las dinámicas asociadas a las tasas de generación de residuos sólidos, toda vez que se ha evidenciado que China, Alemania e India son grandes generadores, además que han establecido políticas públicas nacionales para minimizar el impacto de estos residuos en el medio ambiente (Geyer et al., 2017b; Jambeck et al., 2015b; Lebreton & Andrady, 2019).

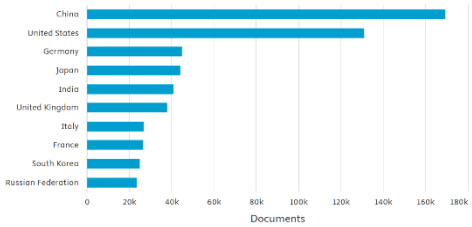


Figura 5. Países que han estudiado el tema de gestión de macro plásticos en zonas marino-costeras

La **Figura 6** presenta una red de coautoría, donde cada nodo es un autor y los enlaces entre nodos indican colaboraciones científicas. La red muestra varios clústeres, alrededor de 10, cada uno representado por un color distinto. Esto sugiere la existencia de líneas de investigación diferenciadas o escuelas científicas dentro del área temática analizada. Por ejemplo, el clúster rojo está liderado por autores como Wang, J. y Wang, Y., indicando una fuerte colaboración y posiblemente una alta producción. El clúster verde y azul, ubicados al centro e izquierda, muestran conexiones amplias entre autores como Hardesty, B.D. y Thompson, R.C., lo que podría indicar una posición intermedia o puente entre grupos.

Los nodos más grandes como los de Wang y Hardesty indican autores altamente productivos o influyentes en su campo. Las líneas representan la fuerza del vínculo de coautoría. Las más gruesas o frecuentes indican colaboraciones regulares entre pares. Existen algunas conexiones entre clústeres, lo cual sugiere interdisciplinariedad o colaboraciones entre subcampos del tema. Los autores centrales en la red como Thompson, Rochman, Hardesty y Jambeck pueden considerarse nodos clave o puentes de colaboración entre clústeres. Los autores más periféricos (cercanos a los bordes) participan en comunidades más cerradas o especializadas.

Finalmente, de esta figura se puede deducir que, el clúster rojo podría representar un grupo enfocado en ingeniería ambiental y tratamiento de residuos plásticos. El clúster verde/azul podría corresponder a autores que trabajan temas de impacto ecológico y conservación marina, como los trabajos de Thompson y Hardesty. La alta conectividad sugiere que es un campo colaborativo y multidisciplinario, con autores clave que influyen en varias áreas del conocimiento.

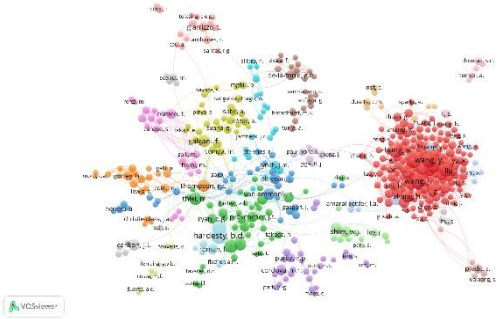


Figura 6. Clúster de autores sobre gestión de macroplasticos en zonas marino costeras

La **Figura 7** representa una visualización bibliométrica de co-ocurrencia de palabras clave extraídas de publicaciones científicas. Las palabras clave principales son: *Plastic, Marine pollution, Marine debris, Marine environment, Microplastics y, Debris.* Cada color representa un grupo de términos estrechamente relacionados semánticamente, lo cual permite identificar subcampos dentro del área general, así:

- Rojo: centrado en "marine pollution", "marine debris", "marine litter", y “microplastics”. Representa el impacto ambiental de los plásticos.
- Azul: incluye términos como "polyethylene", "polystyrene", "adsorption", "removal", lo que sugiere un enfoque en caracterización química y procesos de tratamiento.
- Verde: contiene palabras como "animals", "nonhuman", "feeding", "ingestion", indicando estudios sobre los efectos ecológicos y toxicológicos de los plásticos en fauna marina.
- Amarillo: Asocia términos como "risk assessment", "human exposure", "food chain", que remiten al riesgo para la salud humana y posibles impactos alimentarios.
- Morado: Engloba palabras como "sediments", "microbial community", “soil contamination”, lo que amplía el foco a otros compartimentos ambientales (sedimentos, suelo).

De manera concluyente, el término “plastic” se encuentra en el centro de la figura, actuando como un nodo puente entre múltiples clústeres. Esto evidencia que el problema del plástico es transversal a diversas dimensiones: ecológica, química, humana y técnica.

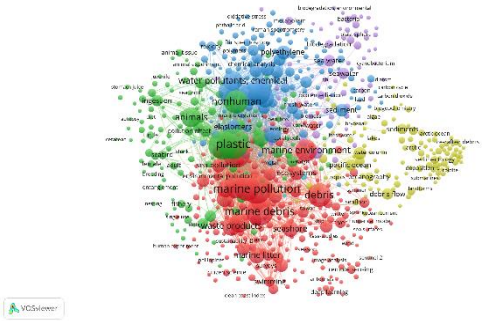


Figura 7. Palabras clave más recurrentes en documentos encontrados en Scopus

Alternativas para la gestión de macroplásticos

La creciente acumulación de residuos plásticos en ecosistemas costeros y marinos ha impulsado la formulación de múltiples estrategias orientadas a la recolección, tratamiento y aprovechamiento de estos materiales. Como lo evidencia la Tabla 3, las alternativas identificadas comprenden enfoques comunitarios, tecnológicos, educativos, industriales y de valorización energética, todos alineados con principios de sostenibilidad, circularidad e innovación. Una de las estrategias más ampliamente implementadas es la organización de limpiezas comunitarias, las cuales no solo contribuyen a la recolección directa de plásticos, sino que además fortalecen la conciencia ambiental y la participación ciudadana (Ocean Conservancy, 2020; UNEP, 2021; Hidalgo-Ruz et al., 2012). Este tipo de intervención suele acompañarse de programas de educación ambiental, dirigidos a modificar hábitos de consumo y fomentar una cultura de prevención (WWF, 2021; UNEP, 2021).

En cuanto a la gestión de residuos recolectados, el reciclaje convencional de materiales como PET. LDPE y HDPE continúa siendo una vía relevante, aunque limitada por las condiciones de limpieza y separación de los residuos (PlasticsEurope, 2022; Geyer et al., 2017; Hopewell et al., 2009). Por ello, estrategias complementarias como el upcycling o reutilización creativa han cobrado fuerza, al permitir la conversión de plásticos en arte, mobiliario o materiales de construcción sin necesidad de procesos industriales complejos (UNEP, 2018; Ellen MacArthur Foundation, 2017; Hopewell et al., 2009). En escenarios donde el reciclaje tradicional no es viable, alternativas como los eco-ladrillos han mostrado efectividad. Estos consisten en botellas plásticas rellenas de residuos no reciclables, utilizadas para la construcción de muros y mobiliario urbano, con resultados positivos tanto ambientales como sociales (Ecobricks.org, 2023; UNEP, 2018; WWF, 2021). Por otra parte, el involucramiento del sector privado es esencial. Las iniciativas que promueven la reducción de plásticos de un solo uso y el uso de empaques biodegradables en empresas locales permiten actuar sobre la fuente del problema (Ellen MacArthur Foundation, 2017; UNEP, 2022; WWF, 2021). Algunas empresas, además, participan activamente en programas de reciclaje industrial, transformando residuos en productos como ropa, calzado o componentes para otras industrias (Parley for the Oceans, 2023; Geyer et al., 2017; Singh et al., 2019).

La innovación tecnológica ocupa un papel protagónico, especialmente en el desarrollo de procesos como la pirólisis, que permite convertir plásticos no reciclables en combustibles u otros materiales útiles (Hopewell et al., 2009; Singh et al., 2019; UNEP, 2021). Esta técnica también se encuentra en el corazón de las estrategias de valorización energética, junto con la incineración y gasificación, que transforman residuos plásticos en energía eléctrica o térmica (Astrup et al., 2009; Singh et al., 2019; UNEP,

2021). En lo que respecta a residuos biodegradables, la compostación de bioplásticos bajo condiciones controladas constituye una alternativa ambientalmente segura, permitiendo cerrar el ciclo de vida del material (European Bioplastics, 2022; UNEP, 2021; Geyer et al., 2017). La prevención también puede abordarse desde soluciones de ingeniería, como la instalación de barreras flotantes en desembocaduras o ríos para interceptar residuos antes de que lleguen al océano (The Ocean Cleanup, 2022; UNEP, 2021; Astrup et al., 2009). Estas barreras, junto con dispositivos como el Seabin, permiten la recolección automatizada de residuos flotantes en marinas y puertos (Seabin Project, 2023; UNEP, 2021; The Ocean Cleanup, 2022). Finalmente, el monitoreo y análisis de residuos marinos se ha visto fortalecido mediante el uso de drones y robots submarinos, los cuales facilitan la detección remota y la planificación de operaciones de recolección (UNEP, 2021; Liu et al., 2021; Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Tabla 3. Alternativas de gestión de macro plásticos en zonas marino costeras

Estrategia	Descripción técnica y detallada	Fuente
Limpiezas comunitarias	Iniciativas de recolección manual organizadas por comunidades, ONGs o gobiernos locales. Estas acciones no solo remueven residuos, sino que fomentan la educación ambiental.	(Ocean Conservancy, 2020; UNEP, 2021; Hidalgo-Ruz et al., 2012)
Reciclaje convencional	Procesamiento mecánico de plásticos recolectados (como PET y HDPE), que deben estar limpios y separados. Se reutilizan en nuevas cadenas de producción.	(PlasticsEurope, 2022; Geyer et al., 2017; Hopewell et al., 2009)
Upcycling o reutilización creativa	Transformación de residuos plásticos en productos de valor agregado (ej. arte, mobiliario, bloques). Reduce el volumen de residuos sin necesidad de procesos industriales.	(UNEP, 2018; Ellen MacArthur Foundation, 2017; Hopewell et al., 2009)
Eco-ladrillos	Técnica de construcción sostenible mediante botellas plásticas rellenadas con plásticos no reciclables. Usados en muros, muebles o estructuras temporales.	(Ecobricks.org, 2023; UNEP, 2018; WWF, 2021)
Educación y concientización	Estrategias para informar y empoderar a la ciudadanía sobre los efectos de los plásticos marinos. Incluye talleres, campañas y currículos escolares.	(WWF, 2021; UNEP, 2021; Hidalgo-Ruz et al., 2012)
Involucrar a empresas locales	Programas de responsabilidad social empresarial para reducir plásticos de un solo uso, implementar envases biodegradables o participar en sistemas de retorno.	(Ellen MacArthur Foundation, 2017; UNEP, 2022; WWF, 2021)
Reciclaje industrial	Transformación de plásticos recolectados en materia prima para nuevos productos como calzado, ropa o materiales compuestos, mediante procesos mecánicos o termoquímicos.	(Parley for the Oceans, 2023; Geyer et al., 2017; Singh et al., 2019)
Innovación en reciclaje	Desarrollo de tecnologías como la pirólisis, despolimerización y reciclaje químico para tratar plásticos no reciclables o contaminados.	(Hopewell et al., 2009; Singh et al., 2019; UNEP, 2021)
Compostaje de bioplásticos	Tratamiento de plásticos biodegradables bajo condiciones controladas (temperatura, humedad,	(European Bioplastics, 2022; UNEP,

Estrategia	Descripción técnica y detallada	Fuente
	oxígeno), transformándolos en compost útil.	2021; Geyer et al., 2017)
Barreras y sistemas de recolección	Infraestructura flotante o fija en ríos y desembocaduras que intercepta plásticos flotantes, evitando que lleguen al océano.	(The Ocean Cleanup, 2022; UNEP, 2021; Astrup et al., 2009)
Combustibles a partir de plásticos	Aplicación de pirólisis para convertir residuos plásticos en combustibles líquidos (diésel sintético), gas o ceras. Apto para residuos difíciles de reciclar.	(Singh et al., 2019; Hopewell et al., 2009; Geyer et al., 2017)
Generación de energía	Incineración, gasificación o pirólisis de plásticos no reciclables para producir electricidad o calor. Requiere control de emisiones.	(Astrup et al., 2009; Singh et al., 2019; UNEP, 2021)
Barcos recolectores	Dispositivos automatizados instalados en muelles o marinas que succionan residuos flotantes, incluyendo microplásticos. Complementan limpiezas humanas.	(Seabin Project, 2023; UNEP, 2021; The Ocean Cleanup, 2022)
Barreras flotantes	Sistemas pasivos (como el Interceptor de The Ocean Cleanup) que flotan sobre la superficie de ríos y canalizan residuos hacia una trampa recolectora.	(The Ocean Cleanup, 2022; UNEP, 2021; WWF, 2021)
Drones y robots	Tecnologías que permiten monitorear áreas contaminadas, detectar acumulaciones plásticas y apoyar la recolección automatizada o remota.	(UNEP, 2021; Liu et al., 2021; Hidalgo-Ruz et al., 2012)

CONCLUSIONES

El notable aumento de publicaciones científicas reflejado en las gráficas propuestas, puede entenderse como una respuesta integral al carácter urgente, complejo y global de la contaminación por plásticos en ambientes marinos, donde el mundo académico ha jugado un papel esencial en la búsqueda de soluciones sostenibles.

El análisis bibliométrico destaca no solo la amplitud y profundidad de la producción científica en este campo, sino también la necesidad de fomentar enfoques transversales, colaborativos y orientados a soluciones prácticas. El conocimiento generado debe seguir nutriendo políticas públicas, tecnologías de tratamiento y estrategias educativas que permitan reducir los impactos de los plásticos en entornos marino-costeros.

El conjunto de estrategias para la gestión de macroplásticos, reflejan un enfoque sistémico que reconoce que el problema del plástico en ambientes marinos no puede abordarse de forma aislada, sino mediante la articulación entre actores sociales, instituciones, comunidades y sector productivo.

Además, muchas de las soluciones propuestas como los ecoladrillos, los sistemas de monitoreo con drones o el upcycling, son adaptables a contextos locales, lo cual favorece su implementación en países como Colombia, donde existen zonas costeras con alta vulnerabilidad ambiental y social.

REFERENCIAS BIBLIGRÁFICAS

Agamuthu, P., Mehran, S. B., Norkhairah, A., & Norkhairiyah, A. (2019). Marine debris: A review of impacts and global initiatives. Waste Management & Research, 37(10), 987–1002.

Alharbi, E., Alsulami, G., Aljohani, S., Alharbi, W., & Albaradei, S. (2025). Real-time detection and monitoring of public littering behavior using deep learning for a sustainable environment. Scientific Reports, 15(1), 3000.

Astrup, T., Møller, J., & Fruergaard, T. (2009). Incineration and co-combustion of waste: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Waste Management & Research, 27(8), 789–799. https://doi.org/10.1177/0734242X09348503.

Chen, H., Wang, S., Guo, H., Lin, H., Zhang, Y., Long, Z., & Huang, H. (2019). Study of marine debris around a tourist city in East China: Implication for waste management. Science of the Total Environment, 676, 278–289.

Duplančić Leder, T., Leder, N., Baučić, M., & Bačić, S. (2024). Optical Remote Sensing Methods for Floating Marine Debris Detection–Review and Bibliography Analysis. Transactions on Maritime Science, 13(2).

Ecobricks.org. (2023). What is an Ecobrick? https://www.ecobricks.org

Ellen MacArthur Foundation. (2017). The new plastics economy: Rethinking the future of plastics. https://ellenmacarthurfoundation.org/the-new-plastics-economy

European Bioplastics. (2022). Bioplastics market data 2022. https://www.european-bioplastics.org

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017a). Production, use, and fate of all plastics ever made. Science Advances, 3(7), e1700782.

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017b). Production, use, and fate of all plastics ever made. Science Advances, 3(7), e1700782.

Goddijn-Murphy, L., Martínez-Vicente, V., Dierssen, H. M., Raimondi, V., Gandini, E., Foster, R., & Chirayath, V. (2024). Emerging technologies for remote sensing of floating and submerged plastic litter. Remote Sensing, 16(10), 1770.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. Environmental Science & Technology, 46(6), 3060–3075.

Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: Challenges and opportunities. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 364(1526), 2115–2126. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311

Iñiguez, M. E., Conesa, J. A., & Fullana, A. (2016). Marine debris occurrence and treatment: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 64, 394–402. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2016.06.031

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015a). Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347(6223), 768–771.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015b). Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347(6223), 768–771.

Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. Palgrave Communications, 5(1), 1–11.

Liu, X., Huang, Y., Xu, F., Zhang, Y., & Wang, Y. (2021). Remote sensing and machine learning in detecting marine plastic litter: Status, challenges and prospects. Marine Pollution Bulletin, 167, 112351. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112351

Macheca, A. D., Mutuma, B., Adalima, J. L., Midheme, E., Lúcas, L. H. M., Ochanda, V. K., & Mhlanga, S. D. (2024). Perspectives on plastic waste management: challenges and possible solutions to ensure its sustainable use. Recycling, 9(5), 77.

Moore, C. (2011). Plastic ocean: How a sea captain's chance discovery launched a determined quest to save the oceans. Penguin.

Ocean Conservancy. (2020). International Coastal Cleanup Report 2020. https://oceanconservancy.org/trash-free-seas/international-coastal-cleanup

Parley for the Oceans. (2023). From plastic waste to fashion. https://www.parley.tv

PlasticsEurope. (2022). Plastics – the facts 2022: An *analysis of European plastics production, demand and waste data*.

https://plasticseurope.org

Seabin Project. (2023). Cleaner oceans for a brighter future. https://seabinproject.com

Singh, R. K., Ruj, B., Sadhukhan, A. K., & Gupta, P. (2019). Waste plastic to fuel: A review on the recent conversion technologies. Energy Conversion and Management, 196, 1128–1141. https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.06.014

Rochman, C. M., & Hoellein, T. (2020). The global odyssey of plastic pollution. Science, 368(6496), 1184–1185.

Silva Filho, C. R. V, & Velis, C. A. (2022). United Nations' plastic pollution treaty pathway puts waste and resources management sector at the centre of massive change. In Waste Management & Research (Vol. 40, Issue 5, pp. 487–489). SAGE Publications Sage UK: London, England.

The Ocean Cleanup. (2022). The Interceptor and river plastic solutions. https://theoceancleanup.com

UNEP. (2018). Single-use plastics: A roadmap for sustainability. United Nations Environment Programme. https://www.unep.org/resources/report/single-use-plastics-roadmap-sustainability

UNEP. (2021). From pollution to solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution. United Nations Environment Programme. https://www.unep.org/resources/pollution-solution-global-assessment-marine-litter-and-plastic-pollution

UNEP. (2022). Plastic pollution: Negotiating a global agreement. United Nations Environment Programme. https://www.unep.org/events/conference/intergovernmental-negotiating-committee-meetings

United Nation. Department of Economic and Social Affairs. Sustainable Development. (2015). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. https://sdgs.un.org/2030agenda

Walker, T. R. (2022). Calling for a decision to launch negotiations on a new global agreement on plastic pollution at UNEA5. 2. Marine Pollution Bulletin, 176(2022), 113447.

WWF. (2021). El impacto de los plásticos en la vida marina. Fondo Mundial para la Naturaleza. https://www.wwf.org

ID 139. Estrategias socioambientales para la GIRS macroplásticos en la costa pacífica colombiana

Ramírez-Orozco, Alejandro[1,2]; Salazar-Mesa, Dayana[3]; Bohórquez-Alzate, Hanna Lucieth[4]; Carvajal-Flórez Elizabeth[5].

[1]Ing. Amb., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, alramirezor@unal.edu.co
[2]Joven Investigador - Centro de Excelencia en Ciencias Marinas, CEMarin, Bogotá - Colombia
[3]Estud. Ing. Amb., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, daysalazarme@unal.edu.co
[4]Ing. Amb., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, hlbohorqueza@unal.edu.co
[5]PhD. Ing., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, ecarvajalf@unal.edu.co

1.-RESUMEN

Se presenta a continuación, los resultados de un estudio que propone la formulación estrategias socioambientales para la gestión integral de residuos macroplásticos en la costa pacífica colombiana, enfocándose en San Andrés de Tumaco, donde la contaminación plástica representa un riesgo ambiental y social urgente. Se identificaron deficiencias en infraestructura, baja percepción comunitaria del reciclaje y barreras culturales que dificultan la gestión eficiente de los macroplásticos. A través de entrevistas y revisión documental, se diseñaron estrategias basadas en educación ambiental y economía circular, con participación comunitaria y enfoque territorial. Estas buscan fortalecer la gestión local, reducir impactos socioambientales y mejorar la calidad de vida, promoviendo soluciones sostenibles y adaptadas al contexto sociocultural del territorio.

Palabras clave: Gestión de residuos plásticos, Educación ambiental, Economía circular, Zonas costeras.

2.-ABSTRACT

The study proposes socio-environmental strategies for the integrated management of macroplastic waste on Colombia's Pacific coast, focusing on San Andrés de Tumaco, where plastic pollution poses urgent environmental and social risks. Key findings reveal infrastructure deficiencies, low community engagement in recycling, and cultural barriers hindering proper waste disposal. Through interviews and document analysis, strategies were developed based on environmental education and circular economy, emphasizing community participation and a territorial approach. These aim to strengthen local waste management, reduce ecological impacts, and improve quality of life by promoting sustainable, context-specific solutions tailored to the region's socio-cultural realities.

Keywords: Plastic waste management, Environmental education, Circular economy, Coastal areas.

3.-INTRODUCCIÓN

La contaminación por plásticos en zonas marino-costeras representa uno de los desafíos ambientales más urgentes de la actualidad. Los ecosistemas costeros, que históricamente han brindado servicios vitales como el aprovisionamiento de alimentos, la regulación climática, y el soporte a la biodiversidad, enfrentan hoy una amenaza persistente: los residuos plásticos. A escala global, se producen más de 310 millones de toneladas de plástico al año, en 2023, y se estima que entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas de estos polímeros ingresaron a los océanos en 2010, y esta cifra ha seguido aumentando debido al crecimiento del consumo y a la ineficiencia en la gestión de residuos. Los plásticos representan hasta el 96% de los residuos marinos en ciertas regiones y su resistencia a la degradación convierte estos materiales en contaminantes crónicos y acumulativos en playas, columnas de agua y fondos marinos (Alfaro-Ortega et al., 2025).

Esta problemática no es solo ecológica sino también socioeconómica. Las comunidades costeras —frecuentemente dependientes de la pesca, el turismo o la recolección de recursos marinos— ven comprometida su subsistencia ante la degradación de los ecosistemas que las sostienen. Estudios recientes muestran que la acumulación de plásticos altera el hábitat de especies clave, provoca la ingestión accidental de fragmentos por parte de fauna marina, y favorece la proliferación de especies invasoras a través del transporte en residuos flotantes (VishnuRadhan et al., 2025). Además, microplásticos y nanoplásticos —fragmentos derivados de la degradación de plásticos mayores— son ingeridos por peces, moluscos y crustáceos, con efectos bioacumulativos que podrían afectar la salud humana a través de la cadena alimentaria (Castillo Reinoso et al., 2024).

La persistencia de plásticos en el ambiente marino no solo pone en peligro la biodiversidad, sino que también limita la funcionalidad de los ecosistemas costeros como amortiguadores naturales frente al cambio climático y eventos extremos (Perumal et al., 2024).

El vínculo entre la degradación ambiental y las condiciones de vida de las comunidades costeras requiere atención inmediata. Estas poblaciones, muchas veces excluidas de los grandes debates políticos, son las primeras en sentir los impactos de la contaminación por plásticos. Entender la dinámica de estos residuos, sus fuentes y consecuencias ecológicas, así como promover

políticas de gestión sostenibles y educación ambiental, se vuelve esencial para garantizar tanto la salud de los ecosistemas como el bienestar humano en estas zonas vulnerables.

4.- OBJETIVOS

El presente estudio busca proponer estrategias socioambientales contextualizadas para la gestión integral de residuos macroplásticos en una zona costera del Pacífico Colombiano.

Los objetivos específicos de esta investigación se centraron en identificar las principales problemáticas relacionadas con la disposición de residuos plásticos en Tumaco, analizar las estrategias socioambientales existentes junto con las barreras socioculturales que limitan su efectividad, y formular propuestas adaptadas al contexto local que permitan mejorar la gestión de estos residuos e incentivar prácticas sostenibles en la comunidad.

5.- METODOLOGÍA

La investigación se desarrolló bajo un enfoque cualitativo-descriptivo, orientado a la formulación de estrategias socioambientales para la gestión de residuos macroplásticos en zonas costeras del municipio de San Andrés de Tumaco. El proceso metodológico se estructuró en tres fases: diagnóstico situacional, análisis de barreras socioculturales y formulación de estrategias.

En la primera fase se realizó un levantamiento de información secundaria mediante revisión documental de políticas públicas, planes de desarrollo, instrumentos de planificación ambiental informes técnicos, estudios de caso locales y literatura académica nacional e internacional relacionada con economía circular, residuos plásticos y educación ambiental. Esta revisión permitió identificar vacíos estructurales en la gestión de residuos, limitaciones y experiencias replicables en contextos similares.

Paralelamente, se llevó a cabo un ejercicio de trabajo de campo mediante la aplicación de entrevistas semiestructuradas a actores comunitarios locales. Estas entrevistas permitieron identificar prácticas de disposición de residuos, niveles de percepción sobre el reciclaje, y las principales barreras económicas, culturales y sociales que obstaculizan la implementación de sistemas de gestión integral de residuos plásticos en Tumaco. La selección de los participantes se basó en un muestreo no probabilístico por conveniencia, priorizando representantes de zonas críticas como áreas palafíticas, playas (El Bajito, El Morro) y sectores con alta acumulación de residuos.

En la segunda fase, se sistematizó la información obtenida para construir una matriz de diagnóstico con variables como fuentes de generación, prácticas de disposición, cobertura de recolección, percepción comunitaria y participación institucional. Esta matriz fue clave para mapear las áreas de intervención y los actores clave, así como para caracterizar los principales retos del territorio en términos de gestión de residuos plásticos.

En la fase final, se diseñaron estrategias socioambientales diferenciadas en dos componentes: educación ambiental y economía circular. Estas estrategias fueron formuladas considerando criterios de pertinencia sociocultural y alineación con los marcos normativos existentes.

La metodología empleada priorizó el enfoque territorial, la participación comunitaria y la articulación con la academia, con el fin de garantizar la pertinencia y sostenibilidad de las estrategias propuestas frente a las dinámicas ambientales y sociales del municipio.

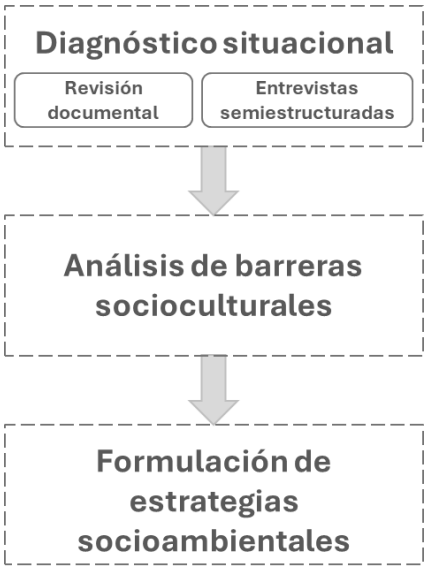


Figura 8. Esquema metodológico para la formulación de estrategias socioambientales en la gestión de residuos plásticos en Tumaco.

6.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diagnóstico realizado evidenció una gestión ineficiente de residuos plásticos en San Andrés de Tumaco, especialmente en zonas críticas como las playas El Bajito y El Morro, el sector del Puente El Pindo y las áreas palafíticas. La recolección deficiente, la falta de infraestructura adecuada y la dispersión geográfica de la población generan acumulaciones significativas de plásticos, afectando la biodiversidad costera y la salud pública. Según el Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos - PGIRS 2022–2034, los plásticos representan el 15.85% del total de residuos sólidos generados, de los cuales solo una fracción es aprovechada, en parte debido a la contaminación de materiales reciclables y a los altos costos de transporte La gestión ineficiente de residuos plásticos en San Andrés de Tumaco refleja una problemática ambiental que no es exclusiva de esta región, sino que se repite en múltiples contextos urbanos y costeros del mundo en desarrollo. La acumulación de residuos en zonas críticas como playas y áreas palafíticas no solo representa una amenaza visual y sanitaria, sino que compromete directamente los ecosistemas marinos y la calidad de vida de las comunidades locales (Rochman et al., 2013; UNEP, 2021). Así mismo, la cifra reportada por el PGIRS (2022–2034), que indica que el 15.85% de los residuos sólidos son plásticos, es coherente con hallazgos a nivel nacional e internacional. Por ejemplo, un estudio sobre residuos urbanos en Colombia evidenció que los plásticos pueden representar hasta el 20% de los residuos domiciliarios en municipios costeros, lo que destaca la necesidad de sistemas de separación en la fuente, recolección diferenciada y educación ambiental para fomentar el reciclaje (Pimienta-Serrano & Pacheco-Bustos, 2022). Igualmente, la dificultad en el aprovechamiento de estos materiales está estrechamente ligada a factores estructurales como la falta de infraestructura de clasificación, los costos logísticos en territorios dispersos y la baja valorización del plástico reciclado. la dificultad en el aprovechamiento de estos materiales está estrechamente ligada a factores estructurales como la falta de infraestructura de clasificación, los costos logísticos en territorios dispersos y la baja valorización del plástico reciclado. En contextos como Tumaco, donde la geografía limita el acceso y encarece el transporte, se requieren modelos descentralizados de gestión que involucren a recicladores de base y promuevan la economía circular local. La evidencia global muestra que solo entre el 10 % y 85 % de los residuos plásticos marinos se recuperan y que los sistemas circulares se estancan cuando no se acompañan de marcos regulatorios y económicos adecuados (UNEP, 2021).

Las entrevistas semiestructuradas realizadas a habitantes locales permitieron identificar patrones de disposición informal, como el vertimiento directo en cuerpos de agua o la quema de residuos. Además, se evidenció una baja percepción de efectividad del reciclaje, con el 72% de los encuestados considerándolo poco o nada efectivo. Las barreras para una gestión adecuada fueron clasificadas en tres ejes: económicas, culturales y sociales. En el aspecto económico, se reportó falta de acceso a recipientes adecuados y escasos incentivos para el reciclaje. En lo cultural, persisten prácticas heredadas de disposición inadecuada y una débil conciencia ambiental. En el eje social, se resaltó la desconfianza hacia actores externos y la limitada integración comunitaria en los procesos de gestión.

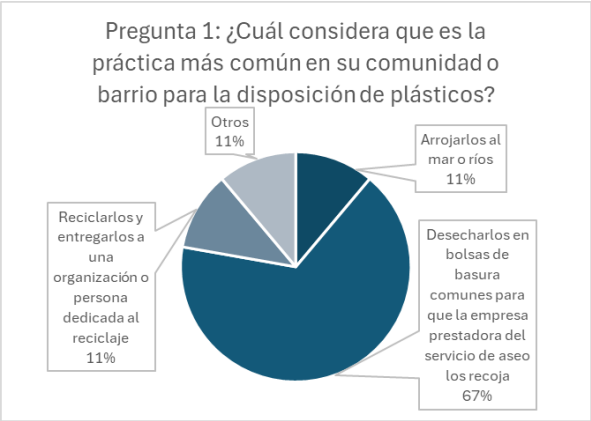


Figura 9. Resultados de la pregunta sobre disposición final de plásticos.

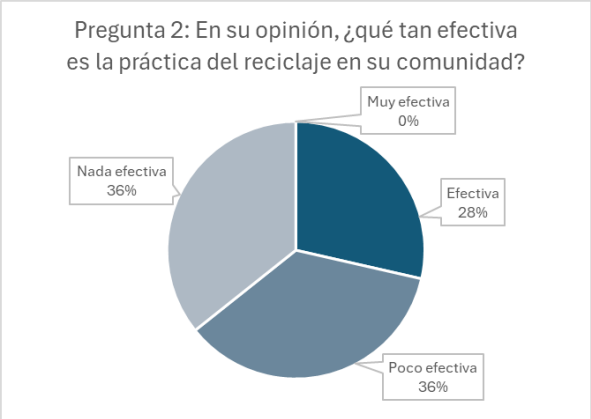


Figura 10. Resultados de la pregunta sobre efectividad del reciclaje.

A pesar de la existencia de programas como "Guardianes Tumaco" y proyectos educativos liderados por instituciones locales, su impacto es restringido debido a la falta de articulación con la comunidad y la escasa continuidad de las acciones. Las asociaciones de recicladores enfrentan limitaciones logísticas y de financiación, lo que restringe su capacidad para escalar procesos de valorización de residuos. La economía circular, aunque incorporada en documentos como el PGIRS y el Plan de Desarrollo Municipal, aún no se traduce en acciones concretas con impacto territorial amplio. Aunque programas y acciones de educación lideradas por instituciones locales evidencian una intención por fomentar la gestión adecuada de residuos, su alcance ha sido limitado. Este patrón es común en muchas regiones de América Latina, donde las iniciativas comunitarias no logran generar cambios estructurales si no están acompañadas de continuidad institucional, recursos técnicos y articulación con la ciudadanía. Como señala (Gaviria Gil, 2023), la economía circular no puede depender solo de marcos normativos, sino que requiere de una infraestructura sólida, incentivos adecuados y coordinación interinstitucional. Pimienta-Serrano y Pacheco-Bustos (2022) muestran que, en zonas costeras del Caribe colombiano, la acumulación de residuos en playas está asociada no solo a la falta de recolección, sino a la desconexión entre la política pública y la realidad territorial, fenómeno replicable en el Pacífico. Las asociaciones de recicladores, fundamentales para los sistemas de recuperación y valorización, enfrentan serias limitaciones logísticas y de financiación. Aunque en ciudades como Bogotá se han logrado avances en su formalización, en otras regiones siguen siendo actores marginales dentro del sistema de gestión. Esto coincide con lo planteado por el Banco Interamericano de Desarrollo, que enfatiza que, sin incentivos técnicos y económicos, los modelos de economía circular no logran traducirse en soluciones viables a nivel local (Cifuentes et al., 2021)

Los resultados también muestran que las estrategias actuales tienden a focalizarse en educación ambiental sin un componente operativo que garantice cambios estructurales. Se identificó la necesidad de fortalecer el enfoque territorial en estas iniciativas, priorizando zonas con mayor vulnerabilidad ambiental y social. Además, se requiere una integración multisectorial que articule esfuerzos gubernamentales, comunitarios y privados para lograr una gestión más efectiva.

Las estrategias propuestas se estructuraron en dos componentes principales: educación ambiental y economía circular, ambos adaptados al contexto sociocultural y territorial de Tumaco. En el componente educativo, se plantearon acciones de sensibilización comunitaria, formación de formadores y comunicación ambiental enfocadas en modificar hábitos arraigados de

disposición inadecuada. En paralelo, el componente de economía circular propone la instalación de puntos de acopio en zonas clave, la valorización de residuos plásticos mediante procesos artesanales y productivos locales, y el fortalecimiento de asociaciones de recicladores con apoyo técnico y logístico. Estas estrategias buscan generar un cambio estructural y sostenible, integrando a la comunidad como agente activo en la gestión de sus residuos. El enfoque dual de educación ambiental y economía circular propuesto para Tumaco es coherente con las estrategias reconocidas internacionalmente para la gestión sostenible de residuos sólidos. La educación ambiental, cuando es contextualizada y participativa, puede fomentar transformaciones culturales sostenibles, especialmente si incluye metodologías activas como la formación de formadores y el trabajo comunitario (Elizalde Soto & Elizalde Hevia, 2019). No obstante, diversos estudios han advertido que estos procesos solo son eficaces si van acompañados de herramientas operativas e infraestructura adecuada (UNEP, 2021). La instalación de puntos de acopio y la valorización local de plásticos por medio de procesos artesanales o productivos no solo facilita el reciclaje, sino que también dinamiza la economía local e incorpora a sectores tradicionalmente excluidos, como los recicladores informales. Tal como señala Cifuentes et al. (2021), los modelos de economía circular en América Latina deben ser territoriales, inclusivos y multisectoriales para lograr impactos sostenibles y replicables.

7.- CONCLUSIONES

La investigación concluye que la gestión de residuos plásticos en San Andrés de Tumaco enfrenta limitaciones estructurales, culturales y sociales que afectan directamente la efectividad de las acciones existentes. La falta de infraestructura, la débil articulación institucional y la baja apropiación comunitaria han perpetuado prácticas inadecuadas de disposición.

En respuesta, se proponen estrategias integrales basadas en educación ambiental y economía circular, adaptadas al contexto territorial y sociocultural. Estas buscan transformar los hábitos comunitarios, fortalecer las capacidades locales y promover una gestión sostenible de los residuos, siempre que cuenten con respaldo institucional y participación activa de la comunidad.

8.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alfaro-Ortega, C., Ibarretxe, J., & Iturrondobeitia, M. (2025). Marine litter in the south-east of the Bay of Biscay: A review of current methods, standards, databases and challenges. *Marine Pollution Bulletin*, *213*, 117632. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2025.117632

Castillo Reinoso, A., Guzmán Guaraca, A., López Pino, M. J., & Guanga Casco, E. (2024). Impacto del plástico en los ecosistemas marinos. *Green World Journal*, *7*(02), 134–134. https://doi.org/10.53313/GWJ72134

Cifuentes, L. A., Gho, V. C., Bohaud, A.-L., María, A., González, T. A., Castro, C. C., Luis, J., Arias, P., López Gómez, I., Ochoa, V., Daniela, H., Cevallos, F., Flores, C., Carlos, R., Mayenberger, S., Garza, A. C., Contreras, E. G., & Holgado, C. N. (2021). *Gestión sostenible de plásticos: análisis regulatorio y técnico en el marco de la iniciativa de economía circular en la Alianza del Pacífico y Ecuador*. https://doi.org/10.18235/0003633

Elizalde Soto, R., & Elizalde Hevia, A. (2019). La apuesta por la vida. Imaginación sociológica e imaginarios sociales en territorios ambientales del sur. *Http://Journals.Openedition.Org/Polis*, *54*. http://journals.openedition.org/polis/18227

Gaviria Gil, N. (2023). *La economía circular en la gestión de plásticos de un solo uso* [Universidad Cooperativa de Colombia]. https://repository.ucc.edu.co/entities/publication/12624a13-032e-413f-91f8-7befe1de7073

Perumal, K., Devi, S. S., Abraham, K. M., & Kumar, A. B. (2024). The state of marine debris and microplastic research in India: Bridging knowledge gaps for robust marine litter policy. *Ocean & Coastal Management*, *259*, 107418. https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2024.107418

Pimienta-Serrano, E. V, & Pacheco-Bustos, C. (2022). Perspectivas sobre el impacto ambiental de las actividades antropogénicas y la generación de residuos sólidos en playas del caribe colombiano. *Ingeniería y Competitividad*, *24*(02), 12. https://doi.org/10.25100/iyc.v24i2.11365

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, *3*(1), 1–7. https://doi.org/10.1038/SREP03263;TECHMETA=38;SUBJMETA=158,169,172,2455,631,672,704;KWRD=CONSERVATION+BIOLOGY,ECOLOGY,ECOPHYSIOLOGY,ENVIRONMENTAL+CHEMISTRY

United Nations Environment Programme. (2021). *From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution*. https://www.unep.org/resources/pollution-solution-global-assessment-marine-litter-and-plastic-pollution

VishnuRadhan, R., Das, S., Raj, S., Brereton, A., & Galgani, L. (2025). On the interaction of buoyant plastic debris and sea-surface layer organisms. *Anthropocene Coasts*, *8*(1), 1–11. https://doi.org/10.1007/S44218-025-00075-Z/FIGURES/2

ID 141. Reciclagem de baterias automotivas: influência da temperatura na extração hidrometalúrgica de metais estratégicos utilizando ácidos orgânicos sustentáveis

Leandro, I.S.*(ingridschneiderleandro@gmail.com); Sánchez, F.A.L.* (felipe.lucsan@gmail.com); Pacheco, J.A.S.* (joaoantoniosp2002@gmail.com); Veit, H.M.* (hugo.veit@ufrgs.br)

*Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Laboratório de Corrosão, Proteção e Reciclagem de Materiais (LACOR)

Abstract

Lithium-ion battery recycling has become essential due to their increasing use in electronic devices and electric vehicles that depend on this energy source. Primary metal extraction faces economic and environmental challenges, as well as the reduction of metal concentrations in minerals, making recycling from urban mining a fundamental alternative. Therefore, in this study, unusable Pouch NMC batteries were discharged, disassembled, and the cathodes separated. These were ground and sieved, obtaining the starting material, cathode material (MC), for metals recovery. A hydrometallurgical leaching process was applied with organic acids, such as citric, DL-malic, and oxalic acids, which can be obtained from renewable sources. The leaching was carried out for 4 h, with a solid/liquid ratio of 30 g/L, under magnetic stirring and closed system and at three temperatures (50, 70 and 90 °C) to analyze the extraction efficiency of the metals of interest at different temperatures for each acid. Citric acid achieved better results at temperatures of 70 and 90 °C, with no significant difference between the two temperatures. Leaching with DL-malic acid obtained its best efficiency at a temperature of 90 °C and leaching with oxalic acid indicated a selective extraction for lithium and aluminum metals regardless of the temperature used.

Keywords: NMC Batteries. Battery recycling. Organic acids. Green chemistry.

Introdução

As baterias de íon-lítio (LIBs) têm sido cada vez mais empregadas em eletroeletrônicos e em veículos elétricos devido à sua leveza, alta densidade energética e ausência de efeito de memória. Com o crescimento das demandas por sustentabilidade e mobilidade urbana de baixo impacto ambiental, a produção de veículos elétricos e, consequentemente, de LIBs, tem se intensificado (Windisch-kern et al., 2022).

Diversas composições químicas de LIBs são utilizadas, variando principalmente o tipo de material catódico. (Ding et al., 2025). As baterias LCO, feitas com óxido de cobalto-lítio, possuem alta densidade energética, mas possuem baixa vida útil e estabilidade térmica e alto custo pela presença exclusiva de $LiCoO_2$ na composição do material catódico das células. As baterias LMO, compostas por óxido de lítio e manganês, são mais baratas e estáveis, embora, tipicamente sejam menos duráveis. As baterias LFP (fosfato de ferro-lítio) destacam-se pela estabilidade térmica e densidade energética, mas apresentam elevada autodescarga e sensibilidade à umidade. Já as NMC (óxidos de níquel, manganês e cobalto) conciliam densidade energética e estabilidade térmica, com menor custo que as LCO, devido à menor quantidade de cobalto (Martins et al., 2021).

As baterias NMC possuem um ânodo de grafite e ligante fluoreto de polivinilideno (PVDF) depositados sobre cobre, separadores de polietileno ou polipropileno, solução eletrolítica com sais de lítio e cátodo composto por óxidos de lítio, níquel, manganês e cobalto sobre alumínio, também com ligante PVDF, além de uma carcaça plástica ou metálica (Ding et al., 2025).

O material catódico das baterias NMC podem apresentar proporções estequiométricas diferentes para cada metal inserido no óxido, sendo assim existem composições como a NMC_{111} que possui as mesmas proporções entre os metais cobalto, níquel e manganês; a NMC_{622} que possui 6 partes de níquel, 2 partes de cobalto e 2 partes de manganês; a NMC_{811} que possui 8 partes de níquel e proporções iguais de cobalto e manganês, entre outras composições já existentes no mercado (Windisch-kern et al., 2022).

Com o aumento do descarte de LIBs, a mineração urbana tem sido considerada uma alternativa estratégica para recuperar metais críticos presentes nesses dispositivos, especialmente nas baterias NMC, que contêm lítio, cobalto, níquel e manganês (Roshanfar et al., 2024). Além da recuperação de metais, o manejo adequado é essencial, pois essas baterias são resíduos perigosos que, quando descartados incorretamente, causam danos ambientais (Roshanfar et al., 2024).

Atualmente, diversos processos de reciclagem são empregados, incluindo rotas pirometalúrgicas, hidrometalúrgicas, bio-hidrometalúrgicas e híbridas. A pirometalurgia dispensa pré-tratamentos, mas demanda altas temperaturas, gera gases tóxicos e consome muita energia (Meshram et al., 2020; Roshanfar et al., 2024)

Já a hidrometalurgia requer etapas de descarga, desmantelamento, moagem e peneiramento, seguidas da lixiviação com ácidos inorgânicos concentrados, como H_2SO_4 e HCl. No entanto, esses processos geram resíduos líquidos e gases tóxicos, além de apresentarem riscos à saúde e à integridade dos equipamentos. (Meshram et al., 2020).

Como alternativa, cresce o interesse no uso de ácidos orgânicos renováveis e menos tóxicos, que não liberam gases nocivos durante a lixiviação (Meshram et al., 2020). Entre os mais estudados estão os ácidos málico, cítrico e oxálico, amplamente encontrados na natureza: o málico, presente em frutas como maçãs (Goldberg; Rokem, 2009); o cítrico, abundante em limões e laranjas (Najafpour, 2007); e o oxálico, que é um excelente quelante metálico, é comum em vários tipos de vegetais (Kumar et al., 2019).

Objetivos

Geral: Estudar o efeito da temperatura de processo hidrometalúrgico com ácidos orgânicos na extração de metais de interesse em resíduos sólidos de material catódico de LIBs automotivas do tipo NMC.

Metodologia

Foram utilizados cátodos de baterias Pouch doados pela empresa Globalbat (Porto Alegre). Empregaram-se os ácidos cítrico (Neon), DL-málico (Exôdo Científica), oxálico (Dinâmica) e água deionizada nas lixiviações, realizadas convencionalmente em reator de vidro borosilicato, com banho-maria para aquecimento uniforme, sistema fechado com condensador e agitação magnética. Para análises em ICP-OES, utilizou-se água Milli-Q nas diluições. Ao todo cinco células de uma bateria foram descarregadas por 24 h com um conjunto de resistores, desmontadas e seus componentes separados (ânodo, separador, cátodo e invólucro). O cátodo foi fragmentado e moído em moinho de facas Retsch SM 300 a 1500 rpm, com peneiras de 1,00 mm e 0,75 mm. O material moído foi submetido à separação granulométrica com peneiras de 1,00 mm (#16), 0,5 mm (#32), 0,25 mm (#60) e 0,053 mm (#270) em mesa vibratória por 30 min. A análise dos teores metálicos nas frações granulométricas foi feita por digestão com água régia (razão S/L 1:40) em micro-ondas Anton Paar Multiwave 5000, com aquecimento a 15 °C/min até 230 °C, mantido por 15 min. Após filtração e diluição (100x), as amostras foram analisadas por ICP-OES. As frações com maior concentração de metais foram reunidas e homogeneizadas, formando o material catódico (MC).

As lixiviações foram conduzidas em triplicata, utilizando ácidos cítrico, DL-málico e oxálico a 1 mol/L, com razão S/L de 30 g/L, por 4 h, nas temperaturas de 50, 70 e 90 °C, em sistema fechado com condensador, agitação magnética e banho-maria. Para cada experimento, preparou-se a solução ácida, pesou-se 2,25 g de MC em reatores de vidro, aos quais foram adicionados 75 mL da solução 1 mol/L e o agitador magnético. Os reatores foram imersos no banho-maria estabilizado e agitados por 4 h. Após, as soluções foram filtradas em balões volumétricos de 250 mL, retendo os sólidos em filtros previamente pesados. Os filtrados foram homogeneizados e diluídos (100x) com água Milli-Q para análise por ICP-OES, e os sólidos, secos em estufa.

Os resíduos da digestão e das lixiviações com os ácidos orgânicos, bem como o MC original, foram peneirados em malha de 0,045 mm (#325) para análise por difração de raios X (DRX), utilizando o equipamento Aeris (Panalytical), com radiação Cu-Kα (λ = 1,54 Å), varredura de 10 a 80° (2θ) e *step size* de 0,01 °/s à temperatura ambiente. Também foram realizadas análises por espectroscopia Raman (Horiba LabRAM HR Evolution) nos sólidos das lixiviações. Devido ao aumento de massa e mudança de coloração na amostra lixiviada com ácido oxálico, foi realizada análise por FTIR-ATR (PerkinElmer Spectrum) para identificação dos compostos formados na reação com o MC.

Resultados e discussão

As 5 células de bateria Pouch tiveram os valores das porcentagens em massa de cada parte da bateria avaliados e a figura 1 revela o balanço de massas, sendo que 43,67 % é referente ao cátodo, 35 % é referente ao ânodo e menos de 22 % são referentes ao invólucro, ao separador, ao eletrólito e às perdas no manuseio.

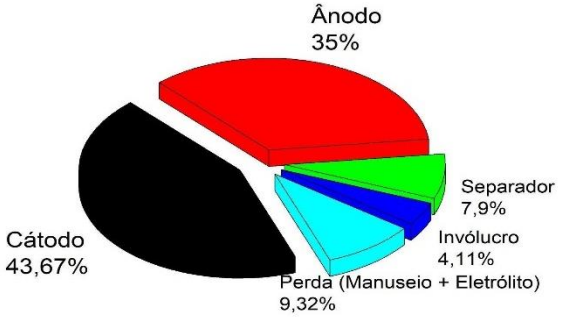


Figura 1. Gráfico pizza das porcentagens mássicas dos componentes da bateria Pouch. Fonte: a autora.

O resultado da distribuição granulométrica do material de partida moído e peneirado é apresentado na figura 2 que evidencia a distribuição de massa, com maior concentração nas frações menores que 0,5 mm.

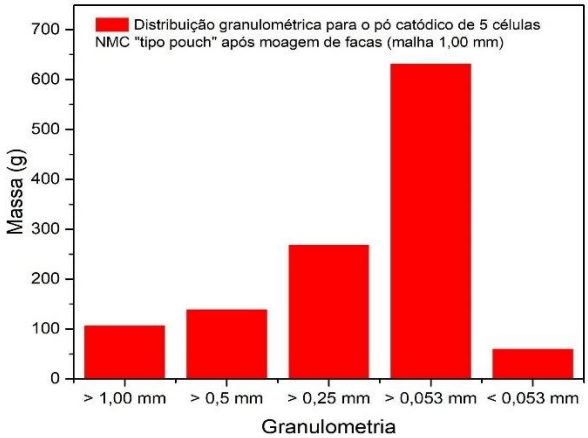


Figura 2. Distribuição de massa nas frações granulométricas. Fonte: a autora.

Essas cinco frações foram analisadas por ICP-OES, revelando maiores teores de lítio, cobalto, manganês e níquel nas frações <0,5 mm, enquanto o alumínio concentrou-se nas maiores. Os dados estão na Figura 3. Assim, as frações <0,5 mm foram reunidas, homogeneizadas e reanalisadas por ICP-OES.

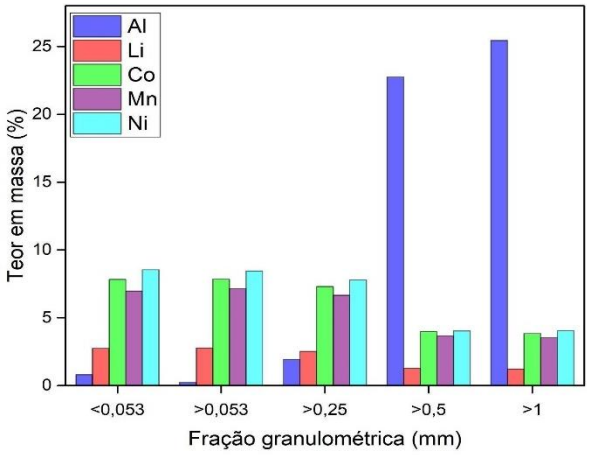


Figura 3. Análise elementar das frações granulométricas. Fonte: a autora.

O difratograma de raios X do material catódico (MC) indicou picos compatíveis com $LiCo_{0,33}Ni_{0,33}Mn_{0,33}O_2$, típico da composição NMC_{111} (Figura 4)

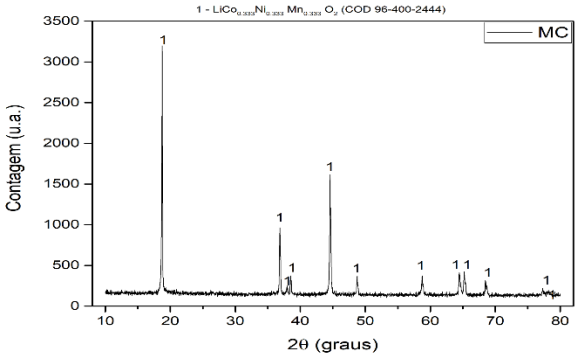


Figura 4. Difratograma do MC. Fonte: a autora.

Os resíduos sólidos da digestão e das lixiviações com ácidos orgânicos também foram analisados por DRX. O MC pós-digestão (Figura 5) apresentou sinais de grafite e uma banda amorfa indicando degradação completa da estrutura dos óxidos de partida.

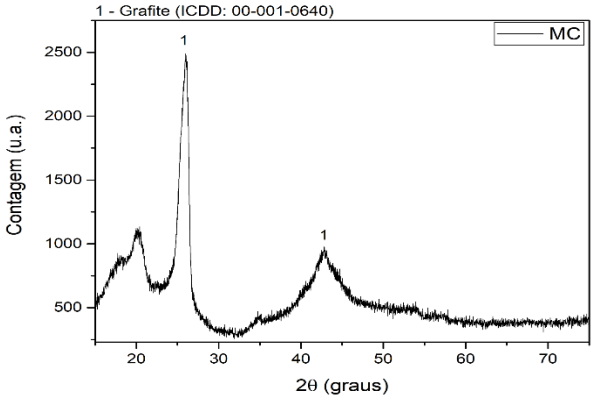


Figura 5. Difratograma do sólido remanescente pós digestão ácida do MC. Fonte: a autora.

Nos sólidos retidos após lixiviações com os ácidos cítrico e málico a 70 °C (Figuras 6 e 7), observou-se grafite e óxidos de lítio, cobalto, manganês e níquel, indicando lixiviação parcial dos metais.

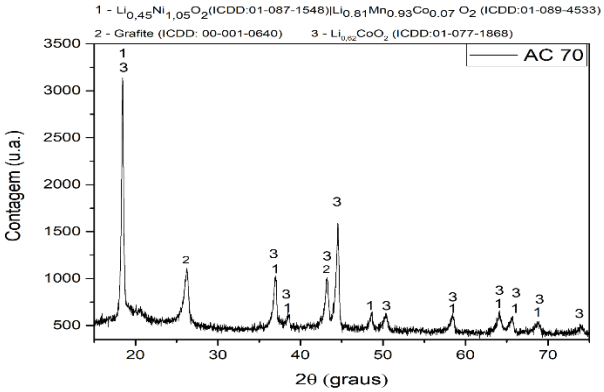


Figura 6. Difratograma do sólido após lixiviação com ácido cítrico a 70 °C. Fonte: a autora.

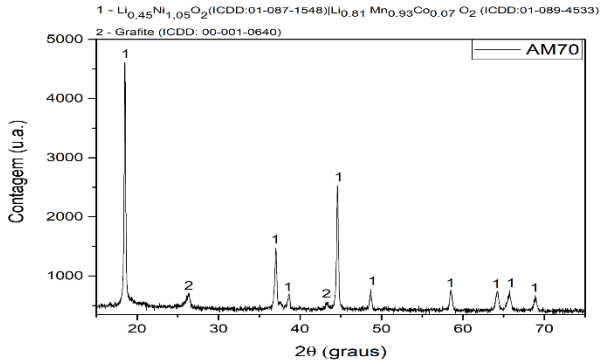


Figura 7. Difratograma do sólido após lixiviação com ácido DL-málico a 70 °C. Fonte: a autora.

Já o sólido da lixiviação com ácido oxálico (Figura 8) mostrou oxalatos de Co, Mn e Ni, além de óxidos de lítio.

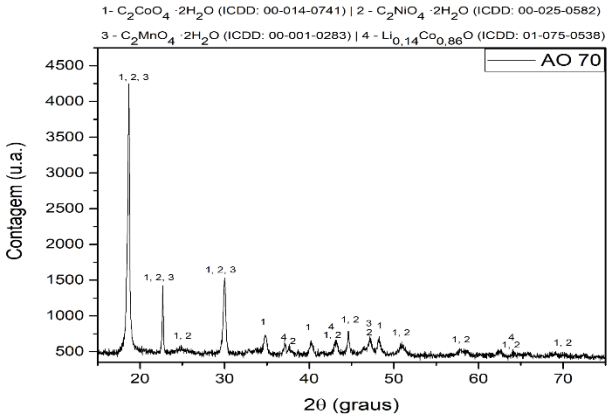


Figura 8. Difratograma do sólido após lixiviação com ácido oxálico a 70 °C. Fonte: a autora.

A análise ICP-OES do MC (Figura 9) confirmou alta concentração dos metais estratégicos nas frações <0,5 mm, com baixo teor de alumínio.

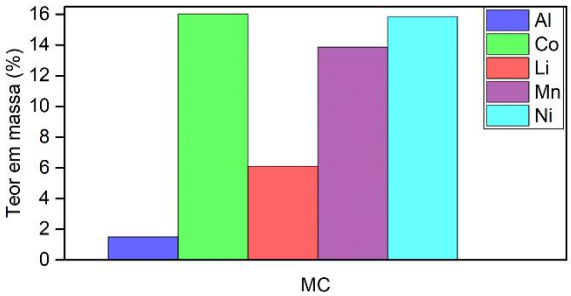


Figura 9. Gráfico do teor mássico da digestão ácida do MC. Fonte: a autora.

As lixiviações com os três ácidos em 50, 70 e 90 °C (Figuras 10–12) indicaram que, a 50 °C, os ácidos cítrico e málico apresentaram menor extração; a 70 °C o ácido cítrico teve eficiência comparável à de 90 °C, indicando ser temperatura ideal; o ácido málico foi mais eficiente a 90 °C.

A lixiviação com ácido oxálico, independentemente da temperatura, extraiu seletivamente Li e Al, com formação de oxalatos insolúveis de Ni, Co e Mn, como confirmado no DRX.

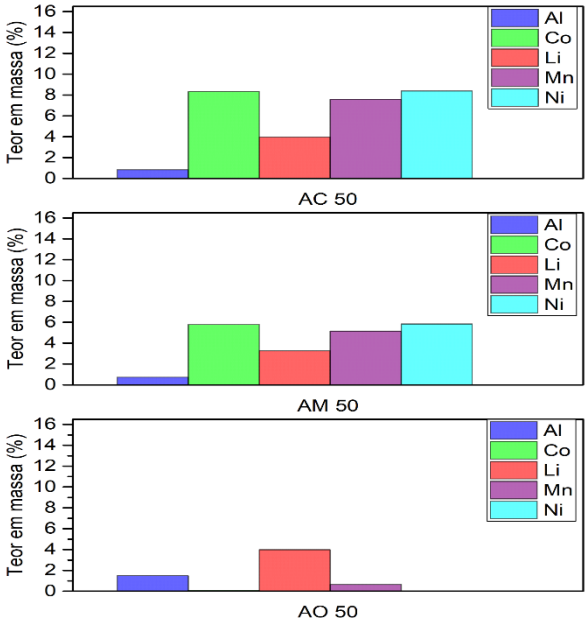


Figura 10. Gráfico do teor mássico das lixiviações com os ácidos orgânicos a 50 °C. Fonte: a autora.

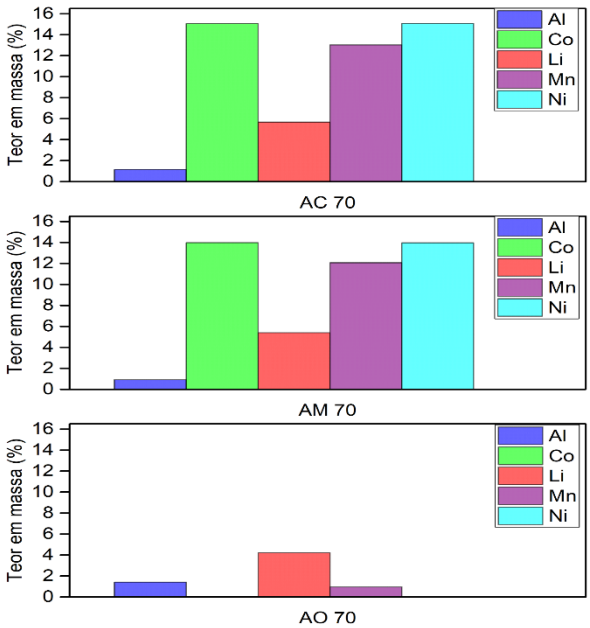


Figura 11. Gráfico do teor mássico das lixiviações com os ácidos orgânicos a 70 °C. Fonte: a autora.

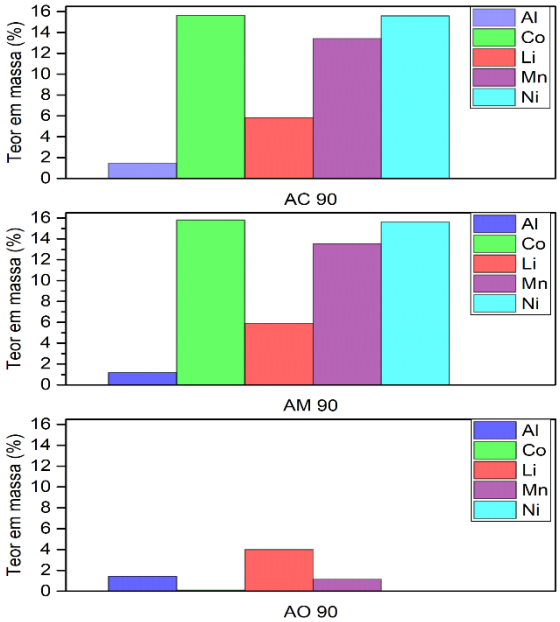


Figura 12. Gráfico do teor mássico das lixiviações com os ácidos orgânicos a 90 °C. Fonte: a autora.

Tendo em vista a formação de oxalatos de Co, Ni e M vistos no difratograma, realizou-se análise FTIR-ATR (Figura 13), que revelou bandas associadas às ligações C–O e carboxila, corroborando o DRX e estudos de Rouquette et al. (2023) com resíduos de NMC lixiviados a 60 °C.

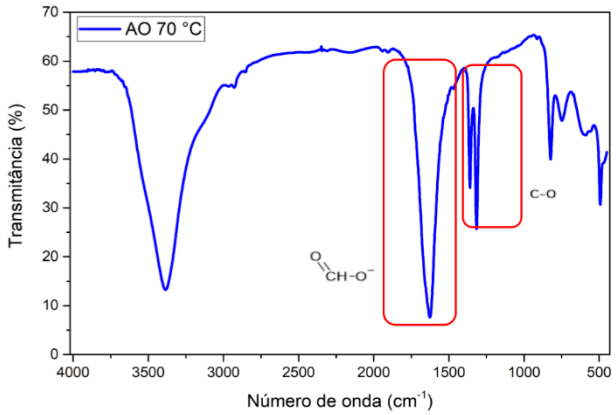


Figura 13. Espectro de Infravermelho do sólido remanescente da lixiviação com ácido oxálico a 70 °C. Fonte: a autora.

A espectroscopia Raman (Figura 14) do MC pós-digestão e dos resíduos das lixiviações com ácido cítrico e málico mostrou sinais nos mesmos comprimentos de onda, com variações de intensidade e sobreposição, indicando a presença de materiais carbonosos como grafite e PVDF, comuns em resíduos de bateria.

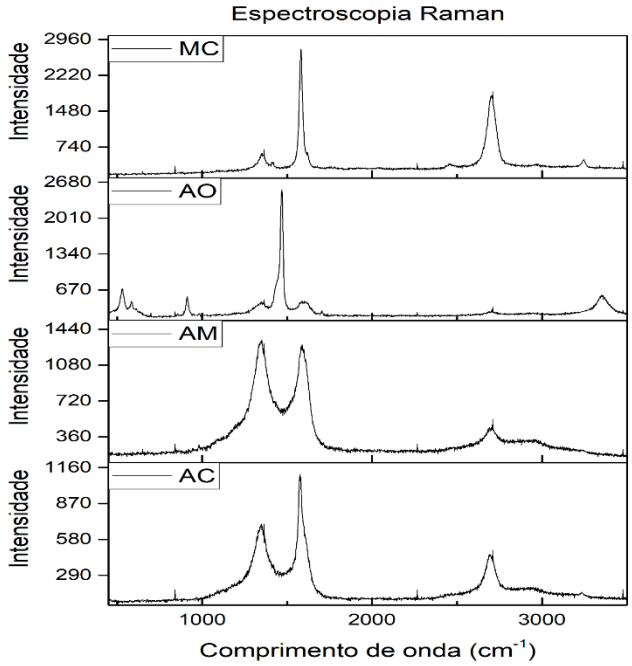


Figura 14. Espectroscopia Raman dos sólidos remanescentes da digestão e das lixiviações com os ácidos orgânicos. Fonte: a autora.

Conclusões

As frações <0,5 mm dos cátodos NMC apresentaram maior massa e concentração dos metais de interesse (Co, Li, Mn e Ni). O DRX confirmou a composição NMC_{111}. As lixiviações com ácidos orgânicos mostraram boa eficiência, com desempenho ideal a 70 °C para o ácido cítrico, 90 °C para o málico, e seletividade do ácido oxálico para Li e Al em qualquer temperatura, sendo preferível seu uso a 50 °C. As análises por DRX, Raman e FTIR-ATR indicaram compostos carbonosos no material inicial e formação de oxalatos metálicos com o uso de ácido oxálico, demonstrando sua seletividade. Por fim espera-se que este trabalho estimule e aumente o interesse da comunidade científica e da indústria na exploração do uso de ácidos orgânicos mais sustentáveis e menos nocivos ao meio ambiente no âmbito da mineração urbana de resíduos eletroeletrônicos como é o caso das LIBs.

Referências Bibliográficas

Ding, Haoyuan et al. (2025). Technology and principle on preferentially selective lithium extraction for spent ternary lithium batteries: a review. Separation And Purification Technology, v.355, p.29691.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586624034300 (acesso em: 15 jun. 2025).

Goldberg, I.; Rokem, J.s.(2009). Organic and Fatty Acid Production, Microbial. Encyclopedia Of Microbiology, p. 421-442.
Kumar, Vinay et al. (2019) Manipulation of oxalate metabolism in plants for improving food quality and productivity. Phytochemistry, v. 158, p. 103-109. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003194221830699X (acesso em: 15 jun. 2025).
Martins, Lívia Salles et al. (2021). Electric car battery: an overview on global demand, recycling and future approaches towards sustainability. Journal Of Environmental Management, v. 295, p. 113091. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721011531?via%3Dihub (acesso em: 13 jun. 2025).
Meshram, Pratima et al. (2020). Environmental impact of spent lithium ion batteries and green recycling perspectives by organic acids – A review. Chemosphere, v. 242, p. 125291. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653519325317 (acesso em: 10 jun. 2025).
Najafpour, Ghasem D. (2007). Production of Citric Acid. Biochemical Engineering And Biotechnology, p. 280-286. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444528452500124 (acesso em: 15 jun. 2025).
Roshanfar, Melina et al. (2024). A greener method to recover critical metals from spent lithium-ion batteries (LIBs): synergistic leaching without reducing agents. Journal Of Environmental Management, v. 366, p. 121862. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479724018486 (acesso em: 14 jun. 2025).
Rouquette, Léa M.J. et al. (2023). Complete and selective recovery of lithium from EV lithium-ion batteries: modeling and optimization using oxalic acid as a leaching agent. Separation And Purification Technology, v. 320, p. 124143. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586623010511 (acesso em: 18 jun. 2025).
Windisch-kern, Stefan et al. (2022). Recycling chains for lithium-ion batteries: a critical examination of current challenges, opportunities and process dependencies. Waste Management, v. 138, p. 125-139. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X21006267 (acesso em: 14 jun. 2025).

ID 143. PERCEPCIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE LOS RESIDUOS SOLIDOS GENERADOS POR EL CONSUMO DE ROPA EN CHILE

León-Arratia, Florencia; Salgado-Vargas, Marcela; González-Sánchez, Patricia.
Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción. Barrio Universitario, Correo 3, Concepción, Chile.
Email: msalgadov@udec.cl; fleon2020@udec.cl; patrigon@udec.cl

Abstract

The rapid growth in the production and consumption of garments and apparel, together with the consolidation of the fast fashion model, has generated a growing accumulation of post-consumer waste, with negative socio-environmental repercussions. In this regard, Chile has a high rate of textile waste generation, which has prompted the implementation of public policies to encourage its recycling and recovery. The objective of this work is to analyze the perception and behavior of clothing consumers, in order to identify potential gaps that hinder the implementation of sustainable practices. The Municipality of Concepción, Biobío Region, Chile, was selected as a case study because it is one of the main university and industrial centers of the country. A perception survey was applied to 385 residents, addressing cognitive, affective and behavioral dimensions. Results show a clear contradiction between declared socio-environmental concern and actual consumption habits, where the price/quality ratio continues to be the main factor in purchasing decisions. Public policies to encourage recycling and recovery should be complemented with actions that motivate responsible consumption, together with business strategies that favor the sustainability of the textile market over short-term business considerations.

Palabras Clave: Consumo textil, Percepción, Residuos textiles, Sustentabilidad.

Introducción

En la actualidad, se producen anualmente alrededor de 100.000 millones de prendas de vestir en el mundo, mostrando una preocupante tendencia creciente. Ello implica una demanda anual de fibra textil cercana a 110 millones de toneladas, de las cuales 92 millones de toneladas terminan en calidad de residuos textiles en vertederos o en incineradores (DeVoy, 2021; ICAC, 2024). En Europa, se consumen 26 kg de artículos textiles per cápita al año, generando 11 kg de residuos por persona, siendo la moda rápida (*fast fashion*) responsable de una fracción significativa de estos residuos (Sajn, 2019). Por su parte, EEUU muestra tasas de generación de residuos textiles aún más altas, con valores cercanos a 33 kg por persona al año.

A pesar de que Chile es un país relativamente pequeño, con una población del orden de 20 millones de habitantes, el nivel de consumo de prendas de vestir es bastante elevado, con 32 kg per cápita/año. Por otra parte, la tasa de generación de residuos textiles es también una de las mayores de América Latina, estimándose en 29 kg per cápita al año, gran parte de los cuales termina en vertederos, basurales clandestinos o son incinerados, generando un impacto negativo en el medio ambiente (MMA, 2024). En 2022, la importación de ropa usada en Chile alcanzó más de 156.000 toneladas/año, convirtiéndose en el cuarto país del mundo en esta categoría; desgraciadamente, se constata que alrededor de un 60% termina en vertederos ilegales en el Desierto de Atacama (UNECE, 2024).

Como consecuencia de esta grave situación, recientemente se han incluido los residuos textiles como productos prioritarios en la Ley 20.920 que estable el Marco para la Gestión de Residuos, la Responsabilidad Extendida del Productor y Fomento al Reciclaje, con metas de reciclaje y mecanismos para facilitar la recuperación y valorización de dichos residuos (BCN, 2016).

Para lograr una efectiva implementación de estrategias que permitan implementar prácticas de consumo más sustentables, reducir la generación de residuos textiles e incrementar su tasa de reciclaje, es importante considerar las motivaciones y percepciones de las personas que compran, usan y desechan prendas de vestir. Si bien existe investigación acerca de estos aspectos, que afectan la valoración de los efectos ambientales de sus decisiones de consumo, estos estudios corresponden a realidades culturales, políticas y económicas muy diferentes a la realidad chilena (DeVoy et al., 2021; EPA, 2025; Garcia et al., 2019; Silván-Ferrero, 2023).

Objetivos

Analizar la percepción y comportamiento de los consumidores de prendas de vestir, para identificar potenciales brechas que dificultan la implementación de prácticas sustentables y la reducción de residuos textiles. Este trabajo representa una primera aproximación a esta problemática y se realizó en la Comuna de Concepción, Región del Biobío, Chile, como estudio de caso, por ser representativa de un centro urbano de tamaño medio en el país. Dicha comuna alberga una población superior a 230 mil personas, siendo uno de los principales centros universitarios e industriales del país.

Metodología

Este estudio adoptó un enfoque de carácter exploratorio en base a encuestas de percepción (Hernández-Sampieri et al., 2014). La encuesta consideró 3 grupos de preguntas que abordaron las dimensiones cognitivas, afectivas y conductuales, mediante preguntas de tipo dicotómicas y selección múltiple, utilizando una escala tipo Likert (Likert, 1932). Los aspectos abordados en las preguntas se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Aspectos abordados en las encuestas de percepción.

Dimensión Cognitiva
Conocimiento de términos como “Economía circular”, “ODS”, “fast fashion”, “slow fashion”.
Medios que utilizan las personas para informarse sobre consumo, sustentabilidad, problemáticas ambientales, etc.
Información que entregan las marcas de ropa
Temas de interés que les provocan curiosidad o consideran relevantes en la problemática del consumo de textiles
Barreras que existan para adoptar prácticas más sustentables
Dimensión Afectiva
Importancia de las tendencias de moda versus necesidades reales en las decisiones de compra de ropa
Sentimiento/emoción al comprar una prenda de ropa nueva
Importancia que se le da a la sustentabilidad al momento de comprar
Emoción que nace al observar una fotografía de vertedero con residuos textiles
Emoción que nace al saber que la ropa fue producida en condiciones socio-ambientales precarias
Dimensión Conductual
Factores que mas influyen en las decisiones de compra
Hábitos de compra/comportamiento de consumo
Frecuencia con que compran prendas de vestir
Valores que influyen en las decisiones de compra
Hábitos de compra/comportamiento de consumo
Criterios utilizados para elegir una prenda de ropa
Existencia de reflexión acerca del destino de la prenda una vez que ya no se utiliza o no sirve.
Participación en algún tipo de acción para la sustentabilidad textil
Adquisición de ropa de segunda mano

Criterios utilizados para elegir una prenda de ropa
Disposición a pagar por una prenda sustentable o usada
Acciones para mejorar los impactos del consumo textil
Participación en iniciativas de moda circular

La dimensión cognitiva considera lo que la persona sabe, cree o conoce sobre el tema; la dimensión afectiva incluye lo que la persona siente o valora emocionalmente; mientras que la dimensión conductual representa lo que la persona hace o está dispuesta a hacer.

Las encuestas se aplicaron a una muestra probabilística y representativa de la comuna con un total de 385 personas. El cálculo del tamaño muestral se realizó en base al número total de habitantes (230.000 personas), margen de error establecido (5%) y un nivel de confianza del 95% (Daniel, 1999). Un 61% de los encuestados se encontró en el rango etario 18-25 años, predominando el género femenino (67%). En cuanto al nivel educacional, la mitad presenta estudios técnicos o universitarios incompletos, y el 55% se identifica como estudiante. En todos los casos, se obtuvo el consentimiento informado de cada participante.

Resultados y Discusión

Los resultados de las encuestas indican que una amplia mayoría de las personas demuestra cierta familiaridad con el concepto de sustentabilidad (97%) y conoce los principales términos asociados al mercado del vestuario y sus impactos socio-ambientales. Más aún, sobre el 50% concuerda que el consumo de ropa genera un impacto negativo en el ambiente.

El 82% declara estar dispuesto a pagar más por ropa sustentable y se destaca que sobre el 90% ha comprado ropa usada. Sin embargo, menos del 1% toma en consideración el impacto socio-ambiental como factor determinante en su decisión de compra, y más del 90% prioriza la relación precio/calidad y la materialidad, con fuerte inclinación por *fast fashion*. Esto sugiere que, a pesar de existir cierta predisposición formal a cambiar dichos hábitos de consumo, la decisión de compra está fuertemente marcada por factores culturales, enraizados en la costumbre y fomentados por el marketing.

Al momento de tomar la decisión de comprar una nueva prenda de vestir, un 63% se detiene a pensar acerca de cuan necesario es realizar dicha compra. Alrededor de un tercio de las personas encuestadas afirman que reflexionan acerca del destino de la ropa que ya no se usará, mientras que un 80% vende o regala las prendas en desuso.

Es interesante constatar que el 81% de los encuestados relaciona comprar ropa nueva con emociones positivas como el entusiasmo o satisfacción. Sin embargo, la imagen de un vertedero ilegal de ropa usada existente localmente evocó emociones de tristeza, impotencia o rabia en 88% de las personas, confirmando la presencia de una brecha entre la gratificación inmediata de la acción de consumo y la respuesta emocional ante las consecuencias ambientales, cuando ésta se visualiza de manera concreta.

Entre las barreras para adoptar prácticas de consumo sustentables, se identifica la falta de información acerca de la procedencia e impactos socio-ambientales relacionados con la producción de ropa, altos precios de las prendas sustentables (77%) y carencia de alternativas a precios competitivos (74%). Finalmente, un 80% declara favorecer medidas para prohibir/limitar la venta de ropa que no cumpla estándares de sustentabilidad, penalizar la publicidad engañosa y el *green-washing*, así como fomentar espacios de intercambio de ropa y campañas que fortalezcan un mercado de vestuario durable y de bajo impacto socio-ambiental.

Los resultados presentados aquí son coincidentes con los reportados en estudios similares realizados en Irlanda (EPA, 2025), EEUU (DeVoy et al., 2021), Brasil (Garcia et al., 2019), España (Silván-Ferrero, et al., 2023), entre otros, donde se constata que, a pesar de existir cierto conocimiento acerca de los problemas sociales y ambientales asociados al mundo de la moda, ello no se refleja en las decisiones de consumo, donde se siguen privilegiando los precios bajos de la moda rápida, sin consideración a sus impactos en el ciclo de vida.

Conclusiones

Los resultados evidencian una contradicción entre una aparente preocupación ambiental declarada y los hábitos reales del consumo textil, donde prevalecen aspectos emocionales, culturales y económicos al momento de tomar decisiones de compra. Las recientes políticas públicas de incentivo al reciclaje y valorización de los residuos textiles deberían ser complementadas con acciones asertivas que motiven un cambio cultural y valórico profundo en los hábitos de la población, para fortalecer un consumo responsable. Ello debe ir acompañado, necesariamente, de incentivos para implementar estrategias de negocios del mercado textil que privilegien la sustentabilidad por sobre consideraciones económicas de corto plazo.

Referencias Bibliográficas

BCN (2016). “Ley 20920: Establece Marco para la Gestión de Residuos, la Responsabilidad Extendida del Productor Y Fomento al Reciclaje”. Congreso Nacional. República de Chile. Extraida de https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1090894

Daniel, W. (1999). Bioestadística: Fundamentos para el Análisis en las Ciencias de la Salud”. 7ª edición. John Wiley & Sons. Nueva York.

DeVoy, J.E., Congiusta, E., Lundberg, D.J., Findeisen, S., and Bhattacharya, S. (2021). Post-Consumer textile waste and disposal: Differences by socioeconomic, demographic, and retail factors. *Waste Management* 136, 303-309.

EPA (2025). Textiles attitudes and Behaviors. 2nd National Survey. Environmental Protection Agency (EPA) Circular Economy Programme. Ireland. Extraido de: https://www.epa.ie/publications/circular-economy/resources/EPA-Textiles-2nd-National-

Survey-Report.pdf

Garcia, S.; Cordeiro, A.; Nääs, I.; and Neto, P. (2019). The sustainability awareness of Brazilian consumers of cotton clothing. *Journal of Cleaner Production*. 215, 1490-1502.

Hernández-Sampieri, R.; Fernández-Collado, C.; Baptista M. (2014). Metodología de la investigación . 6°ed. McGraw Hill, Interamericana Editores S.A. México.

ICAC (2024). World Textile Demand. A Report by the Secretariat of the International Cotton Advisory Committee Extraído de https://www.icac.org/Content/PublicationsPdf%20Files/633ac378_6202_4cde_8ee1_b97dc34fe092/World-textile-demand2024_october.pdf.pdf

Likert, R. (1932). A technique for the measurement of attitudes. *Archives of Psychology*, 22 140, 55.

MMA (2024). Propuesta de Estrategia de Economía Circular para Textiles al 2040. Ministerio del Medio Ambiente. Chile. Extraido de https://economiacircular.mma.gob.cl/textiles/

Silván-Ferrero, P.; Silván-Martínez, P.; Trespalacios, J.A.; Fernández-Sedano, I. (2023). Sostenibilidad y economía circular en el sector textil: análisis del consumo de ropa de segunda mano como alternativa de moda sostenible. *Behanomics* 1. 82-98.

Sajn, N. (2019). Environmental impact of the textile and clothing industry. PE 633.143: Briefing to the European Parliament. European Union. Extraído de: https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2019/633143/EPRS_BRI(2019)633143_EN.pdf

UNECE (2024), “Reversing direction in the used clothing crisis: Global, European and Chilean perspectives”. United Nations. Extraído de: https://unece.org/trade/publications/reversing-direction-used-clothing-crisis-global-european-and-chilean

ID 144. ANÁLISE DO MODELO DE COBRANÇA PELOS SERVIÇOS DE MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS NA CIDADE DE SALVADOR, BAHIA, BRASIL

Araújo, Victor Hugo Pereira da Cruz de[1a], Zanta, Viviana Maria[1b], Queiroz, Luciano Matos[1c]

1 - Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica. Rua Prof. Aristides Novis, 2, Departamento de Engenharia Ambiental, Grupo de Resíduos Sólidos e Efluentes (GRSE), 4º andar, Sala 10, Federação, Salvador, Bahia, Brasil.

a) victorhugoaraujo.eng@gmail.com; b) zanta@ufba.br; c) lmqueiroz@ufba.br.

Palavras-Chave: Gestão, Cobrança, Recuperação de Materiais, Sustentabilidade Financeira.

Abstract

Application of fees is one of the main financing strategies for municipal solid waste management systems. However, in addition to financial sustainability, the charging model must observe principles such as proportionality, social justice, equity and transparency. Based on the analysis of the charging model adopted by the city of Salvador, Bahia, Brazil, since 1990, the objective of this paper was to verify compliance with these principles, in particular, the management hierarchy (prevention of generation, valorization and adequate final disposal). The financial sustainability of the system showed great variability (between 32.35% and 100%) caused by default. It was observed that achieving full financial sustainability was only possible through the adoption of a questionable policy of abrupt adjustments to the value of the collection fee through the publication of ordinances. This practice creates legal uncertainty, resulting in legal challenges that negatively affect revenue collection. The recovery rate of recyclable materials in Salvador in 2022 was only 0.19%. Therefore, it was concluded that the premise of the management hierarchy is not fully met, with priority being given to undifferentiated collection and final disposal in a Sanitary Landfill.

Introdução

Os custos com o manejo de resíduos sólidos domiciliares (RSD) constituem um desafio para as municipalidades, principalmente aquelas de menor porte. Esses custos comprometem até 19% da receita (Kaza et al., 2018) e a coleta e transporte dos RSD são responsáveis por até 95% dos custos totais (Franca et al., 2019). Esses aspectos pressionam as administrações locais, criando fragilidades como por exemplo, ausência de dados e informações sistematizados para planejamento e controle operacional desse serviço (Alzamora et al., 2021).

Sob a perspectiva econômico-financeira, a literatura estabelece alguns princípios para a cobrança ao usuário como, por exemplo, a recuperação de custos, a sustentabilidade financeira, e a proporcionalidade, ou seja, a garantia da cobertura dos custos, continuidade, transparência, expansão e melhoria da prestação do serviço. Quanto à proporcionalidade, são premissas a igualdade de custos e equidade (Slavik e Rybova, 2017).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305/2010, disciplina a gestão de Resíduos Sólidos no Brasil (Brasil, 2010). Uma das premissas estabelecidas é a hierarquia da gestão de resíduos sólidos que prioriza a prevenção da geração, a valorização dos resíduos gerados e a disposição final ambientalmente adequada de rejeitos.

A cidade do Salvador, capital do estado da Bahia, é a quinta maior municipalidade brasileira, com 2,4 milhões de habitantes (31,6% em situação de pobreza), e a segunda mais adensada do país. Apesar da cobertura do serviço de coleta alcançar 96% da população, a ocupação desordenada do território e o relevo acidentado potencializam o desafio da prestação desses serviços, exigindo estratégias e investimentos para uma coleta eficiente. Na cidade do Salvador, o manejo de RSD e a limpeza urbana são organizados em 18 áreas geográficas para execução dos serviços, denominados de Núcleos de Limpeza (NL).

O manejo de RSD na cidade do Salvador é realizado por meio da coleta porta a porta, transporte, transbordo e disposição final em aterro sanitário. Nos locais de difícil acesso há coleta indireta caracterizada pela deposição dos resíduos pelos geradores em contêineres. A prestação do serviço é realizada pela Empresa de Limpeza Urbana de Salvador (LIMPURB), em regimes de concessão (operação da estação de transbordo e do aterro) e terceirização (coleta e transporte).

Schalch e Kumschlies (2023) argumentam que o Brasil ainda apresenta baixos índices de rentabilidade e consequentemente de relevância econômica dos processos de reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético dos resíduos sólidos, dificultando a ação pública, especialmente em comparação com os países desenvolvidos.

Por isso, como estratégia para o estímulo desses processos, as legislações brasileiras têm destacado a questão da sustentabilidade financeira dos serviços de manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), sobretudo os RSD. A Lei Nacional do Saneamento Básico, Lei n°11.445/2007, já previa a necessidade de autossustentabilidade dos sistemas de saneamento básico, sempre que possível, pela implementação de sistema de cobrança (Brasil, 2007). Com a edição revisada da legislação, a Lei 14.026/2020 (Brasil, 2020), a cobrança pela prestação dos serviços tornou-se obrigatória, com previsão de sanções penais aos gestores públicos.

Destaca-se que, no Brasil, o município de Salvador é pioneiro, instituindo a cobrança no ano de 1990 por meio de Taxa Fixa, calculada em função de características dos imóveis para o custeio do manejo de RSD. Apesar de historicamente consolidado, o sistema enfrenta inadimplência de, aproximadamente, 30%, dependendo de aportes do Tesouro Municipal para manter o equilíbrio e a capacidade de operação (Salvador, 2022).

Objetivos

O objetivo deste estudo foi analisar o atendimento dos princípios da proporcionalidade, recuperação de custos e sustentabilidade financeira do sistema de cobrança e da premissa de hierarquia da gestão para o manejo de RSD na cidade do Salvador, Bahia, Brasil.

Metodologia

O Quadro 1 sistematiza os dados coletados para o estudo. Devido a variabilidade das séries temporais e sua singularidade de organização, foram realizados alguns arranjos e estimativas. Visando trabalhar com a territorialização semelhante a organização

dos serviços foi feita associação dos bairros a NLs nos conjuntos de dados estratificados por bairros.

Quadro 1 - Dados secundários utilizados nas análises

Dado	Fonte	Série temporal disponível
Produção total de RSD	LIMPURB	1999 - 2023
Composição dos NLs	LIMPURB	-
Produção de RSD por NL	LIMPURB	2019 - 2023
Índices de sustentabilidade financeira	SINISA	2020 - 2022
Valor cobrado de TRSD por bairro	SEFAZ	2020 - 2023
Valor pago a contratada - Coleta e Transporte de RSD	SINISA	2005 - 2007 2010 - 2022
Valor pago a concessionária - Transbordo e Aterro de RSD	LIMPURB	2004 - 2023

Fonte: Os autores

Por conta das divergências nos dados de produção total de RSD e sua distribuição entre os NLs, considerou-se que o estudo cobriu os 18 NLs entre os anos de 2019 e 2020, enquanto para o horizonte temporal entre 2021 e 2023, consideraram-se os dados de 17 NLs. A produção de RSD em cada NL foi estimada aplicando os percentuais de produção calculados por NL, obtidos na base estratificada.

A análise dos custos de prestação do serviço foi calculada pela razão entre o custo de cada atividade e o custo total calculado. A autossustentabilidade financeira do sistema foi determinada como o indicador IN005 do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), definido como a razão entre a arrecadação com a cobrança e a despesa total com a prestação do serviço (SINISA, 2022).

Para verificar a premissa da proporcionalidade na cobrança definida como a relação entre custo do serviço, valor cobrado e a utilização do serviço, utilizou-se a Técnica de Regressão Linear Simples para determinação da causalidade entre as variáveis.

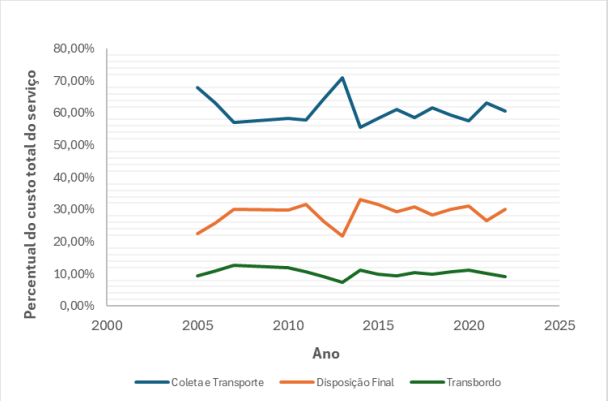
Os cálculos foram realizados por meio do uso do software RStudio©, estimando a proporcionalidade entre a produção de RSD por inscrição imobiliária e o valor cobrado, e o custo total do serviço e produção de RSD total, ajustando modelos de regressão linear para cada ano com dados disponíveis.

Para verificar o atendimento à premissa da hierarquia da gestão de resíduos sólidos foi observada a modalidade de coleta, existência de unidades de valorização no manejo de RSD executados e do indicador de taxa de recuperação de materiais recicláveis (exceto matéria orgânica e rejeitos) em relação à quantidade total de RSU coletada que corresponde ao IN 031 do Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SINISA) SINISA, 2022).

Resultados e Discussão

Analisando o custo do gerenciamento de RSD na cidade do Salvador (Figura 1), observou-se que as atividades de coleta e transporte são as mais onerosa, representando entre 55,5% e 70,9% dos custos entre os anos de 2005 e 2022. Comportamento semelhante ao observado em outras cidades, geralmente influenciado pelo modelo de coleta porta a porta (Franca et al., 2019; Brumatti et al., 2024).

Figura 11 - Representatividade das atividades do manejo de RSD no custo total do serviço em Salvador BA



A sustentabilidade financeira do sistema apresentou grande variabilidade ao longo dos anos estudos, entre 32,35% e 100% (**Erro! Autoreferência de indicador não válida.**). Essa variabilidade é causada pela inadimplência, na cidade do Salvador, resultado, principalmente, de dois fatores indissociáveis.

O primeiro fator é o próprio modelo de cofaturamento utilizado pela municipalidade, ou seja, a Taxa de Resíduos Sólidos Domiciliares (TRSD) é inclusa na fatura do Imposto sobre a Propriedade Predial Urbana (IPTU). O IPTU é o tributo pago por pessoas físicas e jurídicas pela posse, propriedade ou domínio útil de imóvel (área construída e/ou terreno) localizado em zona ou

extensão urbana. O valor desse tributo é definido por um conjunto de elementos que incluem o valor venal do imóvel, área do terreno, área construída, localização, característica (comercial ou residencial), dentre outros.

O cofaturamento da TRSD é influenciado pelo contexto socioeconômico em Salvador para o qual deve-se destacar, os dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), que mostram elevado nível de ocupação informal (aproximadamente 25% da população ocupada), além do rendimento domiciliar per capita 40% menor do que a média nacional (IBGE, 2024). A elevada taxa de juros praticadas no Brasil e consequente endividamento das famílias, também contribui para a inadimplência no pagamento do IPTU e, consequentemente, da TRSD.

O segundo fator, possivelmente resultado do primeiro, é a prática de uma política contestável de reajustes abruptos do valor da TRSD, realizados por meio da publicação de decretos. Essa prática gera insegurança jurídica para o sistema de cobrança resultando em contestações judiciais que impactam negativamente a arrecadação.

Figura 12 - Índice de sustentabilidade financeira do serviço de manejo de RSD em Salvador - Bahia

Apesar da autossuficiência financeira ser premissa desde a publicação da Lei Nacional do Saneamento Básico, Lei 11.445/2007 (Brasil, 2007) e da Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12305/2010 (Brasil, 2010), essa diretriz passou a ser exigida, somente, com a publicação da Lei 14.026 no ano de 2020, buscando dar sustentabilidade financeira ao gerenciamento e aliviar os orçamentos municipais. Considerando os dados registrados no SINISA, desde o ano de 2020, a cidade do Salvador apresenta índice de sustentabilidade financeira maior que os valores das demais cidades do país com população entre um e quatro milhões de habitantes (Tabela 1).

Tabela 1 -Índices de sustentabilidade financeira para recortes territoriais

Território	Ano		
	2020	2021	2022
Brasil	53,80%	55,00%	55,00%
Nordeste	31,50%	30,10%	32,30%
Bahia	31,10%	25,10%	28,40%
Cidades 1-4 M hab.	53,80%	57,70%	57,40%
Salvador	63,74%	71,31%	99,67%

Fonte: Adaptado de SINISA (2022)

Destaca-se o valor do IN005 para o ano de 2022 (99,67%). Porém, nesse ano fiscal, praticou-se um reajuste da TRSD de 50% sobre os valores da taxa cobrados no ano de 2021. Considerando os contribuintes de menor renda (zona A), o valor máximo da TRSD foi igual a R$ 66,26 no ano de 2021, majorando-se o valor da taxa para R$ 99,39 para o exercício fiscal do ano de 2022.

Organizações da sociedade civil protestaram cobrando transparência e apresentação de planilhas de custo e justificativas para o aumento, uma vez que o IPCA (Índice de Preços ao Consumidor Amplo) que é o principal índice de inflação no Brasil e, portanto, usado como referência para reajustar os proventos dos assalariados, foi igual a 4,65% no ano de 2021. A única justificativa apresentada pelo poder público municipal foi que a aprovação da Lei Federal 14.026//2020 e a busca por sustentabilidade e equilíbrio financeiro foram responsáveis pela alteração dos valores da TRSD. Entretanto, trata-se de uma contradição evidente, pois a própria Lei 14.026/2020 prevê a publicação de dados e informações sobre a qualidade dos serviços de saneamento, metas de universalização, contratos de prestação de serviços, entre outros, por meio de plataformas online e outros meios de comunicação (Brasil, 2020).

A relação entre o preço médio cobrado nos núcleos de limpeza da cidade do Salvador (NLs) e o valor da média da produção de RSD por domicílio (**Erro! Autoreferência de indicador não válida.**) apresenta-se estatisticamente fraca ($r^2 << 0,3$) e sem significância a um nível de 5% (p-valor>>5%). Considerando a finalidade da cobrança pelo manejo de RSD, esperava-se que com a instituição de um regime de cobrança, se efetivasse uma relação de proporcionalidade entre a produção de resíduos e o valor pago por cada usuário, com um nexo de direta proporcionalidade mais forte, obviamente, nos regimes com cobrança variável, seja qual for a forma de aferição. Assim, é possível dizer que a produção de resíduos não interfere no valor pago pelos usuários, o que se evidencia no cálculo da cobrança, somente, baseado nas características do imóvel, descaracterizando o princípio da proporcionalidade, inibindo a efetividade das ações de não geração de resíduos, e limitando o caráter indutor de comportamento da cobrança.

Com relação aos interceptos, os valores revelaram-se elevados, positivos e significativos, sugerindo uma cobrança diferente de zero, independente da produção de resíduos, descaracterizando, mais uma vez, o princípio da proporcionalidade. Esse padrão de cobrança pode se explicar por uma possível homogeneidade de algumas das características dos imóveis em determinadas regiões, como por exemplo, a valorização da área urbana.

Quadro 2 - Resultado da correlação estatística valor cobrado de TRSD e produção de RSD por ano em Salvador BA

2020					
intercepto (b)	p-valor	a	p-valor	r^2	p-valor
336,752	0,01%	-0,3713	75,93%	0,006036	75,93%
Equação		y = -0,3713x + 336,752			
2021					
intercepto (b)	p-valor	a	p-valor	r^2	p-valor
362,344	0,01%	-0,474	72,20%	0,008151	72,16%
Equação		y = -0,474x + 362,344			
2022					
intercepto (b)	p-valor	a	p-valor	r^2	p-valor
558,884	0,02%	-0,7873	73,41%	0,007411	73,41%
Equação		y = -0,7873x + 558,884			
2023					
intercepto (b)	p-valor	a	p-valor	r^2	p-valor
650,418	0,01%	-1,886	45,40%	0,03557	45,36%
Equação		y = -1,886x + 650,418			

Outra hipótese que pode justificar esse resultado, é a amplitude da política de isenção de pagamento da TRSD, que reduz a arrecadação, desproporcionalizando a relação, beneficiando domicílios isentos, que produzem RSD mas não são cobrados. A política de isenção da cidade do Salvador difere das observadas em outros serviços essenciais que, geralmente, apresentam tarifas diferenciadas a grupos socioeconômicos, garantindo a equidade, dentro de uma proporcionalidade, cobrando de forma diferenciada os usuários, na medida de suas diferenças.

No Quadro 3, a relação entre o custo total (valores do ano de 2022, corrigidos pelo IPCA, de modo a expressarem o mesmo valor de mercado) e a produção total de RSD, revela-se fraca e estatisticamente insignificante. Conclui-se que o custo da prestação do serviço independe da produção de RSD, sugerindo influência significativa de fatores macroeconômicos e/ou contratuais no custo total, reiterando o desincentivo a redução na produção de RSD.

Quadro 3 - Resultado da correlação estatística entre custo total do serviço e produção de RSD

Período 2005-2007 / 2010 - 2022					
intercepto (b)	p-valor	a	p-valor	r^2	p-valor
-5,4518	97,50%	0,3087	14,20%	0,1478	14,15%
Equação		y = 0,3087x - 5,4518			

No sistema de manejo de RSD de Salvador predomina a coleta indiferenciada e encaminhamento para o aterro sanitário. No Aterro Sanitário há a captação e aproveitamento energético do gás metano. Existem cooperativas e associações de materiais recicláveis secos que coletam ou recebem doações materiais recicláveis secos. A taxa de recuperação de materiais recicláveis em Salvador no ano de 2022 (IN031) correspondeu a apenas 0,19% (SINISA, 2022). Portanto, a premissa da hierarquia da gestão de RSD não é atendida na sua integralidade, sendo priorizada a coleta indiferenciada e disposição final em Aterro Sanitário.

Conclusões

O município de Salvador, Bahia, Brasil, apresenta grande variabilidade nos índices de sustentabilidade financeira do serviço, no entanto, com resultados melhores que todos os recortes supranacionais disponíveis.

Apesar do resultado prático, o sistema apresenta desafios: na sistematização e governança dos dados, provimento de informações falhas, conclusões precipitadas e ações ineficazes; no desincentivo a redução da geração de RSD, configurado pela sua ausência de proporcionalidade com o custo do serviço e o valor cobrado aos usuários, premissa da cobrança, assim como na equidade deste valor cobrado.

A receita obtida pela cobrança da TRSD é destinada a manter o sistema de manejo com predominância de coleta indiferenciada e disposição final em aterro sanitário, significando que a incorporação de novas práticas de prevenção da geração e fluxos de valorização de resíduos exigiriam novos investimentos, se mantida a modalidade conjunta de cobrança com o IPTU.

Assim, a priori, os caminhos para a manutenção elevado nível de sustentabilidade financeira no município, conforme preconizado pela Lei 14.026/20, se mostram preferencialmente administrativos, devendo-se garantir a proporcionalidade da cobrança, inicialmente pela otimização da cobrança (rateio e isenções), assim como a melhora na regulação dos contratos, mitigando a influência de fatores macroeconômicos ou contratuais nos custos.

Referências Bibliográficas

Alzamora, B. R., Barros, R. T. V., Oliveira, L. K. (2021) Identificação de fatores que influenciam a Geração de Resíduos Sólidos Municipais: uma revisão da literatura. In: 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curitiba. Anais do 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro.

Brasil. Lei Federal 11.445 de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília, 2007.

Brasil. Lei Federal 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, 2010.

Brasil. Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento. Diário Oficial da União, Brasília, 2020.

Brumatti, D. V., Chaves, G. L. D., Siman, R. R. (2024). Barreiras que afetam a sustentabilidade financeira de sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **16**, e20230020.

Franca, L. S., Ribeiro, G. M., Chaves, G. L. D. (2019). The planning of selective collection in a real-life vehicle routing problem: A case in Rio de Janeiro. *Sustainable Cities and Society*, **47**, 101488.

Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development;. © World Bank.

Salvador. Plano Municipal de Saneamento Básico Integrado. Produto F1 - Diagnóstico dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos. Consórcio CSB, Salvador, 2022. Disponível em: http://www.seinfra.salvador.ba.gov.br/images/produtos/r03f1.pdf. Acesso em 20 de jun. 2025.

Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico – SNISA. Diagnóstico Temático – Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos: visão geral ano de referência 2022. Brasília, 2022.

Slavik, J., Rybova, K. (2017). The Costs of Municipal Waste and Separate Collection. Efficient Measures How to Cut Them Down. In: Proceedings of the 21st International Conference Current Trends in Public Sector Research.

ID 145. DESAFIOS NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JACUÍ

Thamys Zerwes Luz

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, thamyszerwes@gmail.com

Robinson da Silva Samuel

Universidade Federal do Rio Grande do Sul,

paulo.samuel@gmail.com

Leonardo Rodrigues Moreira

Universidade Federal do Rio Grande do Sul,

leonardo.agesanrs@gmail.com

Endereço: Av. Venâncio Aires, 449, apto 409 – Bairro Santana – Porto Alegre - RS - CEP: 90040-193 - Brasil - Tel: +55 (51) 997-214528

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos; Bacia Hidrográfica Baixo Jacuí; Planejamento

ABSTRACT

The study analyzed the management of Municipal Solid Waste (MSW) in the 40 municipalities of the Jacuí River Basin (BHBJ) using municipal plans and data from federal systems (SNIRS, SNIS, SINISA). Brazil faces an imbalance between urban growth and infrastructure, overburdening MSW management, which requires an integrated approach from collection to final disposal. The survey revealed that 31 municipalities in the BHBJ make their PMSB and PMGIRS available online, all with short-, medium- and long-term targets for environmental projects and waste services. In terms of MSW coverage, data from SINISA (2023) indicates that 25 municipalities cover 100% of the urban population with collection, 9 municipalities cover 100% of the total population, and 7 achieve 100% selective collection in the total population. However, significant discrepancies were observed between the information systems. While SINIR (2019) shows 100% of municipalities properly disposing of MSW in licensed landfills, SNIS (2022) contradicts this, revealing that no municipality reports correct disposal of other waste, and that 22% of municipalities did not report public cleaning and waste management services. The interface between basin plans and municipal waste management is crucial for the protection of water and ecosystems. Collaboration between public managers is essential for the effective design and implementation of policies, the accurate filling in of federal data, transparent publication, and the continuous improvement of sanitation systems, aiming for efficient and sustainable waste management in the BHBJ.

INTRODUÇÃO

O Brasil enfrenta um descompasso crítico entre o crescimento urbano e a evolução das infraestruturas e serviços públicos. A expansão das cidades tem sobrecarregado a capacidade de gestão, especialmente no que tange aos resíduos sólidos urbanos (RSU). A deposição de resíduos sólidos, que anteriormente era destinada à natureza, hoje necessita de gestão sustentável e integrada para a coleta, transporte, tratamento, reaproveitamento, reciclagem, e destinação final. (Batista, et al., 2021). A infraestrutura existente mostra-se desfasada em lidar com o volume progressivo de RSU gerados, resultando em uma gestão falha que se tornou uma das maiores preocupações dos gestores públicos. As consequências dessa ineficiência são multifacetadas e graves, incluindo a contaminação do solo, da água e do ar, além de impactar diretamente a saúde pública, a qualidade ambiental das cidades e os recursos hídricos (Silva, Silva and Cavalcanti, 2020).

Para a Lei Federal nº 11.445/2007, Lei do Saneamento Básico, e para a Lei Federal n° 14.026/2020, Novo Marco Legal do Saneamento Básico, o manejo de resíduos sólidos e limpeza urbana compreendem a coleta, transbordo e transporte de resíduos, a

triagem para reciclagem ou reuso, o tratamento - incluindo compostagem, a disposição final dos resíduos, a varrição, capina e poda de árvores em vias e espaços públicos. (BRASIL, 2007; BRASIL, 2020).

Em resposta a essa realidade, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida em 2010, juntamente com a Lei do Saneamento Básico e Novo Marco Legal do Saneamento Básico, representam um divisor de águas na legislação brasileira. Essas políticas não apenas definem objetivos e diretrizes cruciais, mas também institui instrumentos que fomentam a colaboração entre governo, setor privado e sociedade. A PNRS enfatiza a responsabilidade compartilhada e a integração de esforços para reduzir o consumo, aumentar a reciclagem, conscientizar sobre boas práticas ambientais, assegurar o tratamento adequado dos resíduos e, primordialmente, eliminar os lixões (BRASIL, 2010).

O planejamento e gestão de resíduos sólidos no Brasil depende da adesão dos municípios aos marcos legais, como a Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB) e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Estas legislações dão origem ao Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) e ao Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), ferramentas essenciais que permitem aos municípios acessar financiamentos federais para serviços de saneamento básico.

O SINISA, Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico, é o sistema oficial do governo brasileiro para coletar e organizar dados sobre saneamento básico no país, centralizando a informações sobre os serviços de saneamento em todos os municípios, abrangendo aspectos como infraestrutura, aspectos financeiros, indicadores de desempenho e gestão (SINISA, 2023).

O Plano de Bacia Hidrográfica do Baixo Jacuí (PBHBJ) é um instrumento essencial para a gestão sustentável e planejamento integrado dos recursos hídricos da região, buscando conciliar o uso da água e o uso e ocupação do solo com a preservação ambiental, considerando os diferentes setores que utilizam a água.

A ingerência dos resíduos sólidos urbanos por parte dos municípios representa uma ameaça significativa e direta à integridade das bacias hidrográficas. A disposição irregular dos resíduos em rios, córregos e margens de lagos é prática comum em localidades com sistemas deficientes de manejo de resíduos, desencadeia um severo desequilíbrio ambiental. Estes materiais não só degradam a qualidade da água, como obstruem o fluxo natural dos cursos d'água, comprometem a biodiversidade aquática e expõem a saúde humana a riscos consideráveis. Conforme apontam estudos recentes (Nogueira, Chaves, Lencina, and Perufo, 2021), a negligência na implementação de infraestrutura adequada e de políticas públicas eficazes para a gestão de resíduos sólidos exacerba a poluição hídrica, dificultando o acesso à água potável e comprometendo o uso sustentável dos recursos naturais.

OBJETIVO

À face do exposto, o objetivo do presente trabalho é analisar o conteúdo PBHBJ e do PMSB, no que tange à gestão dos resíduos sólidos urbanos, e Plano Municipal de Gestão Integrada Resíduos Sólidos (PMGIRS), bem como com dados informados no Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SNIRS), Sistema Nacional de Informações Saneamento (SNIS) e Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA).

METODOLOGIA

O trabalho se desenvolveu, na sua etapa inicial, através de coleta de dados do PBHBJ, do Plano Municipal de Gestão Integrada Resíduos Sólidos e do Plano Municipal de Saneamento Básico em websites. Posteriormente, a compatibilidade e a análise dos dados coletados nos sistemas acima de saneamento básico e resíduos sólidos da União.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Bacia Hidrográfica do Baixo Jacuí (BHBJ), localizada no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, pertencente a Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Região Hidrográfica do Atlântico Sul, onde desempenha um papel crucial abastecimento de água e atividades econômicas na região. Com uma área de aproximadamente de 16.000 km² de extensão, abrangendo 40 municípios, é caracterizada pela rica diversidade de ecossistemas e recursos hídricos.

De acordo com o Painel de Políticas e Planos Municipais (SINISA, 2023), referente aos municípios que preencheram o SNIS em

2022, 1 município informou não possuir plano de resíduos sólidos. No Relatório de Indicadores de Módulo de Resíduos Sólidos (SINISA, 2023), 25 municípios informaram abranger 100% da população urbana com coleta de resíduos sólidos domiciliares, 9 municípios abrangem 100% da população total com coleta de resíduos sólidos domiciliares, e 7 municípios abrangem 100% da coleta seletiva na população total.

Conforme o Painel de Destinação do Sistema Nacional de Informações sobre Resíduos Sólidos (SINIR, 2019), a totalidade dos municípios da BHBJ declarou a destinação ambientalmente adequada de seus Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) para aterros sanitários licenciados, especificamente o CRVR - Minas do Leão (localizado na BHBJ), o CRVR - Santa Maria e o Meioeste Ambiental - Candiota. Em contraste, no que tange aos Resíduos da Construção Civil (RCC), nenhum município da bacia indicou a realização de destinação ambientalmente correta ou, alternativamente, não reportou os dados pertinentes ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2022). Cerca de 13% dos municípios informaram pertencerem a consórcios intermunicipais de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. (SNIS, 2022). Adicionalmente, dados mais recentes do SNIS (2022) contradizem diretamente as informações previamente preenchidas no SINIR: aproximadamente 22% dos municípios da BHBJ não possuem ou não reportaram a execução de serviços de limpeza pública e manejo de resíduos sólidos.

A Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento do rio Grande do Sul (Agesan-RS), informou ser responsável pela regulação dos serviços resíduos sólidos de aproximadamente cerca de 38% dos municípios da BHBJ.

Na disponibilidade documental online do PMSB e do PMGIRS, atualmente, 31 municípios da bacia oferecem acesso livre a esses documentos em plataformas digitais, 100% desses municípios apresentaram metas de curto, médio e longo prazo, especialmente no que tange a projetos ambientais e serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. Contudo, uma parcela considerável dos documentos não detalha o investimento financeiro necessário para obras e serviços propostos e destinação final dos resíduos.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A gestão de resíduos sólidos na BHBJ é marcada por acentuadas discrepâncias entre os planos municipais (PMSB, PMGIRS) e os dados dos sistemas federais (SNIRS, SNIS, SINISA). Essa divergência de informações exige uma verificação e harmonização urgente dos dados entre as diversas plataformas, além de uma revisão aprofundada das práticas reais de gestão de resíduos nos municípios da bacia. Tal análise é crucial para identificar desafios e oportunidades que possibilitem uma gestão mais eficaz e transparente.

A carência na gestão dos dados não apenas dificulta a implementação de infraestrutura adequada, mas também impede a formulação de políticas públicas eficazes para o manejo correto dos RSU e para a garantia da sustentabilidade ambiental. Portanto, uma colaboração sinérgica entre gestores públicos e secretarias municipais é imperativa, visando promover uma gestão de resíduos mais eficiente e sustentável, alinhada às necessidades da população e à proteção dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

Batista, M., et al. (2021). Uma estrutura para a gestão sustentável e integrada de resíduos sólidos urbanos: Barreiras e fatores críticos para os países em desenvolvimento. Revista de Produção Mais Limpa. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127516 https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652621017352 (accessed 02 April 2025)

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Brasília, DF: Presidência da República. Brasil. 2007.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República. Brasil. 2010.

BRASIL. Lei n° 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de

referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Brasília, DF: Presidência da República. Brasil. 2020.

Nogueira, C. R. D., Chaves D. C. C., Lencina, D. B. dos S., Perufo, C. A. C. (2021) Resíduos sólidos e gestão: um estudo de caso em três municípios da fronteira oeste - RS. Missões: Revista de Ciências Humanas e Sociais. Disponível em: https://revistamissoeschs.com.br/missoes/article/view/297 (accessed 02 April 2025)

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Departamento de Recursos Hídricos. G070 - Bacia Hidrográfica do Baixo Jacuí. Porto Alegre. 2014. https://sema.rs.gov.br/g070-bh-baixo-jacui (accessed 02 April 2025)

Silva, A. C. de L., Silva, C. M. da, and Cavalcanti, P. do N. M. (2023). Política de gerenciamento de resíduos sólidos em instituições públicas. Observatório de la economía latinoamericana, https://doi.org/10.55905/oelv21n8-096 https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/882 (accessed 10 April 2025)

SINIR. Painel de Destinação https://sinir.gov.br/paineis/destinacao/ (accessed 10 April 2025)

SINISA. Painel de Políticas e Planos Municipais. https://sinisaplanos.cidades.gov.br/site/painel (accessed 10 April 2025)

SNIS. Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2019. https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos-anteriores-do-snis/residuos-solidos-1/2019 (accessed 10 April 2025)

ID 146. CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA LÍQUIDA COMO ESTRATEGIA CIRCULAR PARA VALORIZAR RESIDUOS ORGÁNICOS Y AGUAS RESIDUALES

Henry Javier Vílchez Pérez[1*], Erick Javier Centeno Mora[2]

[1] *Escuela de Ingeníera Civil, Universidad de Costa Rica, Ciudad de la Investigación, San Pedro, Montes de Oca, 11501, San José, Costa Rica. e-mail: HENRY.VILCHEZ@ucr.ac.cr*

[2] *Escuela de Ingeníera Civil, Universidad de Costa Rica, Ciudad de la Investigación, San Pedro, Montes de Oca, 11501, San José, Costa Rica. e-mail: ERICK.CENTENOMORA@ucr.ac.cr*

Abstract

The present study assessed the operational performance and biogas productivity of two UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors treating wastewater (WW), one of which (R2) was co-fed with organic waste (OW) derived from food residues under liquid anaerobic co-digestion (L-AcoD). Furthermore, the experiment was structured in five operational phases, reaching a peak organic loading rate (OLR) of 28.66 kgCOD m^{-3} d^{-1}. In the concluding phase, reactor R2 attained a biogas yield of 5.56 L m^{-3} WW treated, in comparison to 0.02 L m^{-3} in the mono-digestion reactor (R1). When extrapolated to a standard wastewater treatment plant (WWTP) with a flow rate of 25 L s^{-1} (equivalent to 2160 m^3 d^{-1}), this would yield 12.01 m^3 of biogas daily or 4383.65 m^3 annually. In order to maintain this level of performance, it is estimated that 226.8 tonnes d^{-1} (82,782 tonnes yr^{-1}) of OW would be necessary, representing a significant diversion from landfill. This reduction contributes not only to the minimization of OW, but also to energy self-sufficiency in WWTPs, thereby supporting decarbonisation strategies. The bromatological analysis of OW revealed carbohydrate-rich substrates, with specific fractions (e.g., banana peels) influencing effluent color and reactor performance. Nevertheless, the process stability is ensured by proper dilution (10% v/v) and pH buffering. These findings emphasize the viability of L-AcoD as a decentralized circular economy solution for Latin America, offering synergistic benefits in waste reduction and renewable energy generation.

Palabras claves: Co-digestión anaeróbica, biogás, aguas residuales, valorización de residuos orgánicos

1.- Introducción

Los sistemas convencionales de gestión de aguas residuales (AR) y residuos orgánicos (RO) operan bajo un modelo lineal de "tomar-hacer-desechar" (Nghiem et al., 2017). Estos enfoques, centrados en tratamientos al final de la tubería para cumplir con normativas ambientales, presentan una recuperación limitada de subproductos (Wang & Chu, 2024). Además, se enfocan en los síntomas más que en la raíz del problema, replicando un modelo de "contaminar primero, limpiar después" (Wang & Chu, 2024). Esta estrategia ha generado externalidades críticas: las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) consumen cerca del 4% de la electricidad mundial mediante tecnologías de lodos activados (Lu et al., 2018; Zhang & Liu, 2022), y producen grandes cantidades de lodos residuales. El uso energético en estas plantas genera entre 0,3 y 0,7 kgCO_2-eq por cada kWh consumido (Yateh et al., 2025) lo que contribuye con aproximadamente 0,56 – 0,71 Gt CO_2e al año en emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) entre 2005 y 2030, representando entre el 4,6% y 5,2% de las emisiones globales no asociadas al CO_2 (Lu et al., 2018; Zhang et al., 2019; Zhang & Liu, 2022).

Por otra parte, las estrategias de eliminación de residuos, como el vertido en rellenos sanitarios o la incineración, implican altos costos operativos y son incompatibles con los principios de la economía circular. Estas prácticas requieren, además, una gestión continua de lixiviados y controles rigurosos para evitar la contaminación de aguas subterráneas y del aire (Nghiem et al., 2017).

Ante este contexto, se hace evidente la necesidad de sistemas integrados para el manejo de AR y RO (sector de desechos), que no solo rediseñen las infraestructuras existentes, sino que promuevan la innovación en nuevas prácticas orientadas a mejorar la calidad de vida y reducir la presión sobre los recursos naturales (Kundu et al., 2022; Voulvoulis, 2018). . En este escenario, surge el paradigma de las instalaciones de recuperación de recursos hídricos (WRRFs, por sus siglas en inglés), que, bajo los principios de la economía circular y la economía azul, revalorizan los residuos como flujos de recursos.

En este marco, los sistemas anaeróbicos se perfilan como una tecnología biológica adecuada para el tratamiento conjunto de aguas residuales y residuos orgánicos, al facilitar la recuperación de energía y nutrientes contenidos en la materia orgánica (Fagerström et al., 2018; Magnusson et al., 2022). Entre estas tecnologías, los reactores anaeróbicos de flujo ascendente con manto de lodos (UASB, por sus siglas en inglés) han mostrado un desempeño exitoso en Latinoamérica, representando un 17% de 2.359 instalaciones (Chernicharo & Bressani-Ribeiro, 2019; Noyola et al., 2012).
Estos reactores han sido empleados para tratar efluentes industriales con alta carga orgánica (DQO > 1500 mg O_2 L^{-1}), así como aguas residuales domésticas con bajas concentraciones (DQO < 1200 mg O_2 L^{-1}). No obstante, la baja concentración de materia orgánica, comúnmente inferior a 1000 mg L^{-1}, constituye una limitación significativa para lograr una producción eficiente de metano (CH_4). En consecuencia, la recuperación directa de energía mediante digestión anaerobia de AR se ve restringida (Ren et al., 2023). Para superar estas limitaciones, investigaciones recientes han explorado la co-digestión anaeróbica en fase líquida (CoDA-L) aplicada directamente en la línea de agua (afluente) de las PTARs (Pérez et al., 2024, 2025). Este enfoque implica la mezcla directa de AR y RO en reactores anaeróbicos operando con sólidos totales (ST) inferiores al 8%, con el fin de reducir las limitaciones inherentes a la monodigestión y optimizar la recuperación energética (Pérez et al., 2025). En este contexto, se varió la tasa de carga orgánica entre 1,35 y 307,06 kg DQO, con el fin de mejorar el rendimiento del proceso anaerobio de CoDA-L con residuos orgánicos. Este estudio busca aportar a la economía circular y la sostenibilidad, reconociendo que los reactores UASB, cuando se combinan con la CoDA-L, permiten transformar pasivos ambientales (AR+RO) en activos circulares (energía, nutrientes y agua), con potencial de escalabilidad en el contexto latinoamericano.

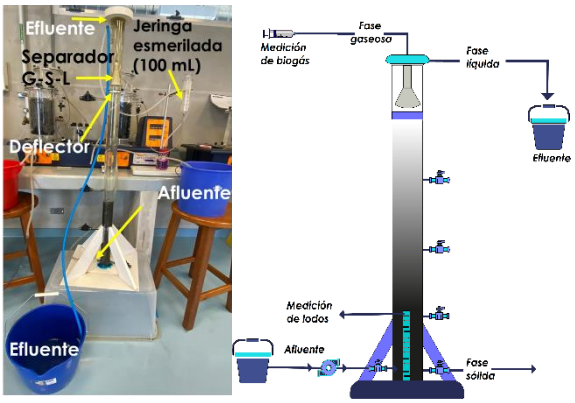
2.- Objetivo del estudio

Evaluar cómo y en qué medida el aumento de la carga orgánica, derivada de la adición de RO y sus características fisicoquímicas, afecta la estabilidad del proceso biológico en la digestión anaerobia.

3.- Metodología

Para evaluar la estabilidad del proceso biológico, se emplearon dos reactores UASB operados en paralelo a temperatura ambiente, con un volumen útil de 1,84 L cada uno, ver Figura 1. El reactor 1 (R-1), alimentado exclusivamente con AR, se utilizó como control, mientras que el reactor 2 (R-2) operó bajo condiciones de CoDA-L, incorporando RO en mezcla con las AR. En la Figura 1 se presentan las partes de los reactores UASB empleados para la experimentación.

Figura 1. Reactores UASB 1.84 L



La operación experimental se estructuró en cinco etapas, cada una con variaciones en la tasa de carga orgánica (TCO) y el tiempo de retención hidráulico (TRH), las cuales se ajustaron conforme a los cambios en la alimentación del R-2. Tras un periodo de aclimatación de seis semanas, R-2 recibió una mezcla continua de AR y RO en proporción 800:200 (v/v) durante la segunda etapa. En la tercera etapa, debido a inestabilidades observadas en el proceso biológico, la relación volumétrica se modificó a 900:100 (v/v) y se implementó un régimen de alimentación intermitente: ocho horas con CoDA-L y 16 horas con solo AR, lo cual permitió evitar la acumulación de metabolitos inhibitorios. Posteriormente, en

las etapas cuatro y cinco se mantuvo el régimen intermitente, con cuatro horas diarias de alimentación con CoDA-L además conservando la relación 900:100 (v/v), aunque se variaron los TRH. Las TCO aplicadas en R-2 fueron de 3,26; 307,06; 50,87; 35,21 y 28,66 $kgDQO \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$, con TRH de 3,16; 3,16; 6,92; 9,22 y 12,29 h respectivamente. Por su parte, R-1 operó bajo TCO de 1,07; 3,50; 1,94; 1,39 y 1,49 $kgDQO \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$, con TRH similares a los del R-2, salvo durante la primera semana, donde se empleó un TRH de 9,62 h. Ambos reactores fueron inoculados con 0,55 L de lodo floculento proveniente de un reactor UASB en operación con AR domésticas en Bosques de Santa Ana (San José, Costa Rica). El inóculo fue tamizado (>1 mm) y preincubado por 22 días para eliminar materia biodegradable residual. Respecto a los sustratos, el agua residual doméstica se obtuvo del cárcamo de bombeo antes del UASB en la PTAR Bosques de Santa Ana, mientras que los RO se recolectaron de la cafetería de la Facultad de Ciencias Sociales de la Universidad de Costa Rica. Se realizaron tres muestreos (enero, marzo y julio de 2024) para analizar la variabilidad estacional de los RO. Estos se procesaron mediante licuadora Hamilton beach (modelo 58149) y molienda (Housnat) para alcanzar tamaños de partícula entre 100 y 150 µm, asegurando homogeneidad. En la Figura 2 se presentan los pasos que se realizaron para el acondicionamiento de los RO para posteriormente ser mezclados con el AR.

Figura 2. Pasos de acondicionamiento de residuos orgánicos

Adicionalmente, se caracterizaron físico y químicamente los sustratos, inóculo, así como, los efectos en la operación de los reactores UASB en cuanto a su fase líquida y gaseosa. Los parámetros físico-químicos como la DQO se analizaron tres veces por semana mientras el pH y alcalinidad fueron diarios en las fases líquida, y en la fase gaseosa (cuantificación por método volumétrico) se realizó diario. Las determinaciones fueron según los métodos estandarizados American Public Health Association (APHA, 2017).

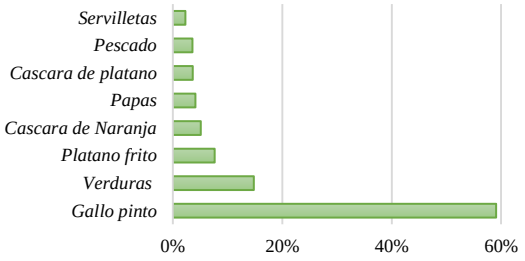
4.- Resultados y discusión

4.1. Composición de los residuos orgánicos

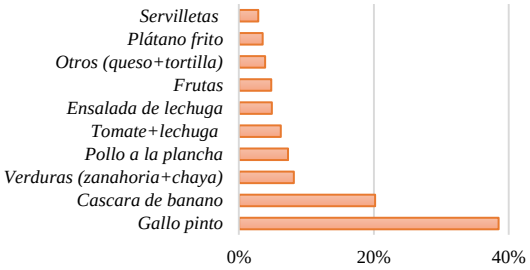
Se muestra en la Figura 3, la composición y el porcentaje de las fracciones encontradas en los residuos orgánicos tomando en consideración que en los tres muestreos se usaron 5 kg. Además, las muestras fueron tomadas en distintas fechas, esto para considerar la heterogeneidad de los RO y la variabilidad que se tendrá al implementar la CoDA a una escala plena. Basándose en la clasificación de los alimentos por su contenido nutricional, podemos observar, en la Figura 1, que en los tres muestreos predominan los carbohidratos y la fibra dietética. Los alimentos ricos en proteínas y ácidos grasos están presentes, pero en menor proporción en comparación con los carbohidratos y la fibra. Esto sugiere que las dietas representadas en los muestreos están centradas principalmente en fuentes de carbohidratos y fibra, con una menor contribución de proteínas y ácidos grasos.

En la literatura (Edwiges et al., 2018; Kobayashi et al., 2012; Naroznova et al., 2016) se ha reportado la necesidad de establecer una descripción precisa de las fracciones que constituyen a los residuos orgánicos para facilitar las comparaciones entre distintos estudios. Además, al conocer las fracciones que constituyen los RO se puede establecer una tendencia en la producción específica de biogás o la inestabilidad debido a una alta composición en lípidos de los RO además de cambios de color en efluente del rector. Por otro lado, debido a las diferencias en la aceptación y rechazo de las fracciones que constituyen los RO según los marcos legales, hábitos de consumo, entre otros, es una preocupación que las fracciones sean ricas en compuestos lignocelulósicos porque estos no se degradan en condiciones anaerobias.

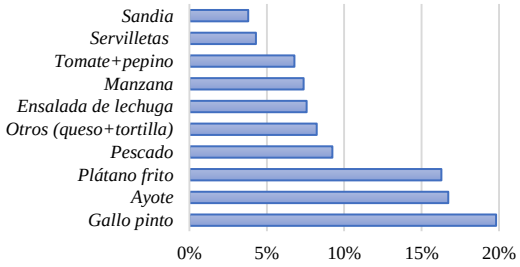
Figura 3. Resultados de los muestreos de RO



a. Muestreo 1.



b. Muestreo 2.

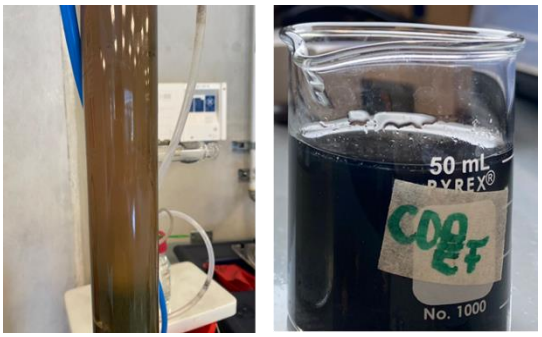


c. Muestreo 3.

Con base en la clasificación de los alimentos por contenido nutricional (INCAP, 2007), se puede identificar que las fracciones reportadas en la Figura 3 en cuanto a su composición bromatológica, presentaron una composición rica en carbohidratos complejos, lípidos y proteínas, lo cual influye significativamente en el desempeño bioquímico del proceso de CoDA-L cuando estos residuos se combinan con AR. En el **Muestreo 1**, predomina el gallo pinto (59%), una mezcla de arroz y frijoles que aporta altos niveles de almidón, fibra y proteínas vegetales, mientras que componentes como plátano frito, pescado y papas incrementan la carga lipídica y nitrogenada del co-sustrato (RO). Esta combinación favorece la acidogénesis y la producción de ácidos grasos volátiles (AGVs), los cuales, estuvieron en equilibrio con la actividad metanogénica, como lo refleja el aumento de la producción de biogás debido a la conversión de DQO en biogás (ver sección 4.2). No obstante, la presencia de servilletas (celulosa) y cáscaras cítricas con compuestos fenólicos podrían haber generado inhibiciones parciales, en las rutas metabólicas de los microorganismos metanogénicos, pero debido al bajo porcentajes encontrado no afectaron la degradabilidad de los RO.

En el caso del **Muestreo 2**, se observa un cambio importante en la composición, con una presencia elevada de cáscara de banano (20%) y una menor proporción de gallo pinto (38%). La cáscara de banano, rica en polifenoles, taninos y compuestos fenólicos oxidable, pued haber inducido un proceso de pardeamiento enzimático, como se observa en la Figura 4.

Figura 4. Efectos de la composición de los RO en la CoDA-L



Se observa en la Figura 4 que el reactor tuvo un cambio de tonalidad una vez que se alimentó con residuos del muestro 2, y posteriormente el efluente presento una tonalidad oscura esto se debe a que cuando el efluente entra en contacto con oxígeno, especialmente por la acción de la polifenoloxidasa, genero la tonalidad oscura en el efluente líquido.

Desde una perspectiva bioquímica, la acumulación de estos compuestos fenólicos puede afectar la actividad enzimática de las arqueas metanogénicas. Sin embargo, el reactor tuvo un amortiguamiento adecuado. Esto debido a que, los residuos vegetales como zanahoria y chaya aportan micronutrientes esenciales (Mg, K, Fe) que favorecen la actividad enzimática durante la metanogénesis, y la inclusión de proteínas animales (pollo, queso) contribuye a una liberación moderada de amonio, lo que pudo mejorar la síntesis microbiana. En cuanto al **Muestreo 3**, se presenta una distribución más balanceada de residuos: gallo pinto (19.8%), ayote (16.7%) y plátano frito (16.3%) dominan el perfil, acompañados por frutas como manzana y sandía, lo cual enriquece el sustrato en azúcares solubles y fibra fermentable, lo que podría explicar el aumento en la producción de biogás al mezclarse con las AR en CoDA-L. Esta combinación tiende a favorecer una acidificación rápida en la etapa inicial del proceso, sin embargo, la tasa de carga orgánica estaba bien regulada atreves de la disminución de la proporción de los RO en la CoDA-L al representar solo 10% de la mezcla (v/v), así como, la disminución en los tiempos de alimentación a solo cuatro horas lo que contribuyó a no comprometer la estabilidad del proceso biológico. El pescado y otros alimentos proteicos pueden inducir liberación de compuestos nitrogenados, y en presencia de lípidos, generar acumulaciones de ácidos grasos de cadena larga, los cuales son conocidos por su potencial de inhibición, sin embargo, fueron adecuadamente hidrolizados. En conjunto, los tres perfiles de muestreo sugieren que la co-digestión de residuos alimentarios con aguas residuales domésticas puede mejorar el rendimiento de biogás (ver sección 4.2.), pero requiere un control riguroso de parámetros como C/N, carga orgánica y tamponamiento alcalino para evitar inhibiciones o inestabilidades.

4.3. Evaluación de los efectos físico-químicos sobre el proceso de digestión anaerobia

A continuación, en las Tablas 1 y 2 se presenta un análisis técnico del comportamiento bioquímico comparativo de los reactores R-1 y R-2, a partir de los resultados obtenidos durante las cinco etapas de operación.

El enfoque considera la dinámica del proceso de digestión anaerobia, los efectos metabólicos de la composición bromatológica de los RO, y el impacto sobre la estabilidad, alcalinidad, pH y producción de biogás. Durante la operación del R-1, se mantuvo una tasa de carga orgánica (TCO) promedio de 1.95 kgDQO m^{-3} d^{-1}, mientras que R-2 operó con cargas significativamente más altas, alcanzando hasta 307.06 kgDQO m^{-3} d^{-1} en la etapa 2.

Tabla 1. Resultados de operación R-1

Etapa	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Días	**36**	**24**	**36**	**36**	**48**
TCO kgDQO m^{-3} d^{-1}	1.35	3.5	1.94	1.46	1.49
pH_{Aff}	7.5 (36±0.2)	7.8 (24± 0.1)	7.37 (36± 0.1)	7.4 (36± 0.2)	7.45 (48±0.1)

pH_{Efl}	7.04 (36±0.1)	7.4 (24± 0.1)	7.2 (36± 0.2)	7.27 (36±0.2)	7.3 (48±0.1)
Q ($L\ h^{-1}$)	0.19	0.58	0.27	0.2	0.15
Alk_{Aff} ($mgCaCO_3\ L^{-1}$)	457 (36±67)	461 (24±67)	284 (36±49)	365 (36±30)	470 (48±49)
Alk_{Efl} ($mgCaCO_3\ L^{-1}$)	460 (36±67)	464 (24±14)	313 (36±61)	440 (36±43)	505 (48±17)
Biogas ($L/\ L\ d^{-1}$)	0.013	0.019	0.02	0.018	0.02

Tabla 2. Resultados de operación R-2

Etapa	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Días	**36**	**24**	**36**	**36**	**48**
TCO $kgDQO\ m^{-3}\ d^{-1}$	3.26	307.06	50.87	35,21	28,66
pH_{Aff}	7.50 (36±0.2)	7.11 (24± 0.3)	7.06 (36± 0.3)	7.00 (36±0.2)	7.09 (48±0.1)
pH_{Efl}	7.01 (36±0.1)	6.85 (24± 0.9)	6.91 (36± 0.2)	6.93 (36±0.2)	6.96 (48±0.2)
Q ($L\ h^{-1}$)	0.58	0.58	0.27	0.20	0.15
Alk_{Aff} ($mgCaCO_3\ L^{-1}$)	457 (36± 67)	358 (24 ± 67)	260 (36± 67)	300 (36±44)	358 (48±53)
Alk_{Efl} ($mgCaCO_3\ L^{-1}$)	453 (36± 38)	162 (24 ± 90)	285 (36± 83)	366 (36± 3)	464 (48±73)
Biogas ($L/\ L\ d^{-1}$)	0.01	0.19	0.27	0.48	0.63

La diferencia en las TCO, son atribuibles a la inclusión de los RO, evidenciando un enriquecimiento en materia orgánica (MO) de las aguas residuales al ser usadas en CoDA-L en el R-2. Se debe considerar que el aumento de la MO es debido a la alta fracción de carbohidratos y lípidos complejos presentes en los RO, como el gallo pinto, plátano frito, y ayote. En términos bioquímicos, esta carga incrementada generó un ambiente favorable para la acidogénesis y acetogénesis, acelerando la conversión de sustratos complejos a ácidos grasos volátiles (AGVs). A pesar del aumento en la carga, R-2 mantuvo un pH relativamente estable (6.85–7.01), aunque más ácido que R-1 (7.04–7.4), indicando mayor acumulación de AGVs, parcialmente neutralizada por el sistema tampón.
La alcalinidad (Alk) en el R-2 mostró valores críticos en la etapa 2 (162 $mgCaCO_3\ L^{-1}$), lo que podría haber comprometido la capacidad tampón del sistema, reflejando una acumulación de metabolitos que pudieron haber afectado la fase metanogénica. Por lo que, se bajó la TCO, en etapas posteriores, lo que generó una recuperación de la alcalinidad (464 $mgCaCO_3\ L^{-1}$), lo que sugiere una adaptación de la comunidad microbiana a la CoDA-L, posiblemente favorecida por los micronutrientes y aminoácidos presentes en los residuos de origen animal (pescado, queso, pollo). En contraste, R-1 presentó una evolución más homogénea de alcalinidad (promedio 436 $mgCaCO_3\ L^{-1}$), característica de sistemas con sustratos de baja complejidad como son las aguas residuales domésticas.

El incremento de la producción específica de biogás en R-2 (hasta 0.02 L biogás $L^{-1}\ d^{-1}$) en todas las etapas evidencia un mayor rendimiento bioenergético respecto a R-1. Este rendimiento se correlaciona directamente con la mayor biodegradabilidad de los RO, donde carbohidratos solubles y lípidos contribuyen a una producción más eficiente de metano. En particular, los residuos del muestreo 3, ricos en frutas y hortalizas con azúcares fermentables, promovieron una acidificación inicial rápida, que fue controlada mediante la reducción del tiempo de alimentación (4 h) y la proporción de RO (10% v/v), manteniendo la estabilidad del proceso.Sin embargo, la inclusión de fracciones con alto contenido fenólico, como cáscara de banano (20% en el muestreo 2), generó alteraciones visibles en el efluente (oscurecimiento) por reacciones de oxidación enzimática (acción de polifenoloxidasa). Esta coloración, observada al contacto con oxígeno, aunque sin impacto directo en la producción de biogás, indica la presencia de compuestos que pueden inhibir parcialmente la actividad metanogénica si no se controla adecuadamente su concentración. Aun así, el aporte simultáneo de residuos como chaya, lechuga y tomate suministró micronutrientes esenciales que favorecieron el metabolismo de las metanogénicas, amortiguando los efectos negativos.

La CoDA-L en el R-2 logró aumentar la producción específica de biogás en más del 53% con respecto al reactor alimentado solo con AR, debido a la mayor carga biodegradable introducida por los RO. No obstante, esta ganancia energética exige una gestión más precisa de la carga orgánica, del balance C/N y de la alcalinidad para prevenir fenómenos de acidificación o inhibición. La integración bioquímica de residuos alimentarios heterogéneos en un sistema anaerobio debe considerar no solo el potencial metanogénico, sino también la cinética de degradación y la presencia de compuestos secundarios (fenoles, lignocelulosa) que pueden impactar negativamente el proceso. Este análisis resalta la viabilidad técnica de la CoDA-L a escala real, siempre que se implementen estrategias de control operacional adaptativas.

4.4. Análisis del rendimiento de biogás por volumen de agua tratada

Durante la quinta etapa, el reactor R1, operado únicamente con AR, mostró una producción de biogás de 0.020 L L^{-1} d^{-1}con una TCO de 1.49 kg DQO/m³·d^{-1}. Bajo esta condición, se generaron aproximadamente 72 mL de biogás por litro de agua tratada, es decir, 0.072 m³ de biogás por agua depurada. En contraste, el reactor R2, operado en co-digestión anaerobia líquida (CoDA-L), alcanzó una producción también de 0.020 L/L·d^{-1}, pero bajo una carga orgánica significativamente mayor (28.66 kg DQO/m³·d^{-1}). Con el mismo caudal (0.15 L h^{-1}), el rendimiento específico en esta etapa fue 20 L biogás al día, lo que equivale a 5.5 L de biogás por litro de agua depurada.

Esto implica que, en condiciones similares de caudal, el reactor R2 produjo aproximadamente 77 veces más biogás por volumen tratado que el reactor R1 en esta última etapa experimental. Este incremento se atribuye directamente a la alta carga biodegradable aportada por los RO, cuyo contenido en carbohidratos, lípidos y proteínas enriqueció el perfil fermentativo del sustrato, favoreciendo la producción de AGV y su posterior conversión metanogénica. Otros investigadores han reportado aumentos hasta 90 veces más de biogás por volumen tratado, usando biorreactores anaerobios de membrana (AnMBR) aunque se usaron residuos alimentarios con mayor pretratamiento, y uso de compuestos alcalinos debido a problemas operativos con el pH (Moñino et al., 2016, 2017; Pretel et al., 2016; Zamorano-López et al., 2018). Así mismo otros han reportado un aumento en los intervalos de 10-30 veces de mayor producción de biogás, aunque se emplearon una suplementación de $CuCl_2$, $ZnSO_4$, $ZnCl_2$, y sustancias alcalinas para poder evitar la acumulación de los AGV y evitar la acidificación del reactor UASB (Chan, de Toledo, et al., 2019; Chan et al., 2018; Chan, Lu, et al., 2019). A diferencia de estas investigaciones, los RO empleados no fueron pretratados, ni se usó sustancias alcalinas para evitar los gastos adicionales en las PTARs además de evitar complejidades operativas a los reactores.

4.5. Implicaciones para la reducción de RO y la descarbonización de las PTARs

Según lo reportado por Noyola et al. (2012), el caudal promedio de las PTARs en América Latina es de aproximadamente 25 L s^{-1}, lo que equivale a 2,160 m³ d^{-1}. Si se implementara un sistema de CoDA-L con RO en una planta de estas características, utilizando un 10% de RO y un régimen de alimentación de 4 horas por día, se tratarían alrededor de 360 m³ diarios (4/24 × 2,160 m³·$día^{-1}$), de los cuales 36 m³ corresponderían a RO. Suponiendo una densidad promedio de 1,050 kg·m^{-3}, esto permitiría valorizar aproximadamente 37.8 toneladas de residuos orgánicos por día. Dado que la generación per cápita de residuos orgánicos en América Latina se estima en 0.54 kg hab^{-1} d^{-1}, esta estrategia permitiría recuperar el equivalente a los residuos generados diariamente por unas 70,000 personas. A escala anual, esto representaría la reducción de aproximadamente 13,797 toneladas de RO que, en lugar de degradarse en vertederos o botaderos a cielo abierto emitiendo metano de forma descontrolada, serían tratados en un sistema técnico controlado. Esto no solo optimizaría la recuperación energética mediante la producción de biogás, sino que además contribuiría significativamente a la mitigación de emisiones fugitivas de gases de efecto invernadero.

Desde el punto de vista económico y ambiental, la integración de RO al tratamiento de AR mediante CoDA-L genera beneficios significativos. Por un lado, se disminuyen los costos de transporte y disposición final de residuos (aproximadamente USD $20–30, Iqbal et al., 2023)) por tonelada en relleno sanitario, equivalente a un ahorro de hasta USD $413,910 año solo en disposición). Por otro lado, se reduce la carga orgánica en los vertederos, mitigando la producción descontrolada de GEI como CH_4 y CO_2. Además, se incrementa la producción de biogás 77 veces (comparado con un reactor operado

únicamente con aguas residuales), lo que eleva el potencial de autosuficiencia energética de las PTARs y reduce su huella de carbono operacional. Esta sinergia entre AR y RO permite avanzar hacia modelos de economía circular, con PTARs que actúan como bio-refinerías, generando energía limpia, reduciendo la dependencia de combustibles fósiles y contribuyendo activamente a la descarbonización del sector saneamiento y gestión de residuos en América Latina.

5. Conclusiones

La co-digestión anaerobia de aguas residuales con residuos orgánicos representa una solución eficaz para reducir la presión sobre los vertederos de América Latina. En una planta promedio (25 L s^{-1}), este enfoque podría desviar anualmente más de 13,700 toneladas de residuos orgánicos del depósito final, mitigando emisiones de metano no controladas y promoviendo prácticas de gestión más sostenibles. Al mismo tiempo, se potencia la descarbonización del sector saneamiento al disminuir la demanda energética para manejo de lodos y al generar biogás aprovechable. Esta sinergia convierte a la CoDA-L en una estrategia clave para una transición hacia economías circulares urbanas.

6. Referencias

Chan, P. C., de Toledo, R. A., Iu, H. I., & Shim, H. (2019). Effect of Zinc Supplementation on Biogas Production and Short/Long Chain Fatty Acids Accumulation During Anaerobic Co-digestion of Food Waste and Domestic Wastewater. *Waste and Biomass Valorization*, *10*(12), 3885–3895. https://doi.org/10.1007/S12649-018-0323-9/FIGURES/5

Chan, P. C., de Toledo, R. A., & Shim, H. (2018). Anaerobic co-digestion of food waste and domestic wastewater – Effect of intermittent feeding on short and long chain fatty acids accumulation. *Renewable Energy*, *124*, 129–135. https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2017.07.029

Chernicharo, C. A. de L., & Bressani-Ribeiro, T. (2019). *Anaerobic reactors for sewage treatment : design, construction and operation* (Carlos Augusto de Lemos Chernicharo & Thiago Bressani-Ribeiro, Eds.). IWA Publishing.

Fagerström, A., Seadi, A., Rasi, T., & Briseid, S. (2018). The role of Anaerobic Digestion and Biogas in the Circular Economy. *IEA Bioenergy Task*, *37*(8).

Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., Lins, L., Mi Triolo, J., Flotats, X., & de Mendonça Costa, M. S. S. (2018). Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Management*, *71*, 618–625. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.05.030

Iqbal, A., Zan, F., Liu, X., & Chen, G. (2023). Net zero greenhouse emissions and energy recovery from food waste: manifestation from modelling a city-wide food waste management plan. *Water Research*, *244*, 120481. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2023.120481

Kobayashi, T., Xu, K.-Q., Li, Y.-Y., & Inamori, Y. (2012). Evaluation of hydrogen and methane production from municipal solid wastes with different compositions of fat, protein, cellulosic materials and the other carbohydrates. *International Journal of Hydrogen Energy*, *37*(20), 15711–15718. https://doi.org/10.1016/J.IJHYDENE.2012.05.044

Moñino, P., Aguado, D., Barat, R., Jiménez, E., Giménez, J. B., Seco, A., & Ferrer, J. (2017). A new strategy to maximize organic matter valorization in municipalities: Combination of urban wastewater with kitchen food waste and its treatment with AnMBR technology. *Waste Management*, *62*, 274–289. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.02.006

Nghiem, L. D., Koch, K., Bolzonella, D., & Drewes, J. E. (2017). Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *72*, 354–362. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.01.062

Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *CLEAN – Soil, Air, Water*, *40*(9), 926–932. https://doi.org/10.1002/CLEN.201100707

Pérez, H. J. V., de Souza, C. L., Passos, F., Roman, M. B., & Mora, E. J. C. (2024). Co-digestion and co-treatment of sewage and organic waste in mainstream anaerobic reactors: operational insights and future perspectives. *Environmental Science and Pollution Research 2024*, 1–33. https://doi.org/10.1007/S11356-024-34918-Y

Pérez, H. J. V., de Souza, C. L., Passos, F., Roman, M. B., & Mora, E. J. C. (2025). Advancing wastewater management and resource recovery through mainstream liquid anaerobic co-digestion of wastewater and organic waste. *Journal of Water Process Engineering*, *72*, 107493. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2025.107493

Pretel, R., Moñino, P., Robles, A., Ruano, M. V., Seco, A., & Ferrer, J. (2016). Economic and environmental sustainability of an AnMBR treating urban wastewater and organic fraction of municipal solid waste. *Journal of Environmental Management*, *179*, 83–92. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.04.057

Wang, Z., & Chu, E. (2024). Shifting focus from end-of-pipe treatment to source control: ESG ratings' impact on corporate green innovation. *Journal of Environmental Management*, *354*, 120409. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.120409

Yateh, M., Li, C., Li, F., Gu, C., Ma, S., Lu, B., & Tang, Y. (2025). Understanding the influence of energy and chemical use on water treatment plants carbon emissions accounting. *Journal of Water Process Engineering*, *69*, 106669. https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2024.106669

Zamorano-López, N., Moñino, P., Borrás, L., Aguado, D., Barat, R., Ferrer, J., & Seco, A. (2018). Influence of food waste addition over microbial communities in an Anaerobic Membrane Bioreactor plant treating urban wastewater. *Journal of Environmental Management*, *217*, 788–796. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.04.018

Zhang, X., & Liu, Y. (2022). Circular economy is game-changing municipal wastewater treatment technology towards energy and carbon neutrality. *Chemical Engineering Journal*, 429, 132114. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2021.132114

Zhang, X., Zhang, M., Liu, H., Gu, J., & Liu, Y. (2019). Environmental sustainability: a pressing challenge to biological sewage treatment processes. Current Opinion in *Environmental Science & Health*, 12, 1–5. https://doi.org/10.1016/J.COESH.2019.05.006

ID 148. RELEVÂNCIA DAS PRÁTICAS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA O MANEJO ADEQUADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: EVIDÊNCIAS DO PROJETO "PORTAS ABERTAS"

Siqueira, Andreia Andrade da Conceição[1*]; Oliveira, Raíssa Ximenes Neri[2*]; Zanta, Viviana Maria[3*]; Queiroz, Luciano Matos[4*]

*Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Rua Aristides Novis, 2, 4º andar. Departamento de Engenharia Ambiental. Sala 10. Federação, Salvador, Bahia, CEP - 40.210-630, Brasil.
1 - andreiaandradesiqueira@gmail.com; 2 – Raissa.ximenes96@hotmail.com; 3 – zanta@ufba.br; 4 – lmqueiroz@ufba.br

PALAVRAS CHAVE: **Educação Ambiental, Responsabilidade Compartilhada, Coleta Seletiva, Recuperação de Materiais**

ABSTRACT

The increasing generation of solid waste associated with population growth stands out as one of the great contemporary socio-environmental challenges. Therefore, environmental education has emerged as an essential tool to promote behavioral changes and encourage sustainable practices such as selective collection and recycling. This paper presents the results of the environmental education project entitled: "Open Doors", developed in *São Francisco do Conde* city, *Bahia* state, Brazil. The project integrated theoretical and practical activities, including the application of a questionnaire to assess prior knowledge, an expository presentation on solid waste management, and a guided tour of the facilities of the waste treatment and final disposal unit. The methodology adopted for the evaluation was qualitative, based on the application of questionnaires and understanding of the participants' perceptions. The results revealed that, although the students have knowledge about selective collection and recycling, as well as recognize their importance in environmental preservation, there are significant gaps regarding the final disposal of waste. The participants' statements after the guided tour indicated a positive change in their perception of the unit's operation and environmental controls. However, it was possible to conclude that projects such as "Open Doors" are capable of raising awareness and expanding environmental knowledge, especially when they combine theory and practice. However, continuous educational actions integrated into pedagogical environments are recommended to ensure the evolution of sustainable behaviors in the daily lives of participants.

1. – INTRODUÇÃO

O descarte inadequado dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gera inúmeros problemas socioambientais como a poluição e severa contaminação dos compartimentos ambientais, proliferação de vetores de doenças, emissão de gases de efeito estufa impactando a saúde pública e desperdiçando recursos econômicos. Além disso, em áreas urbanas a obstrução contribui para alagamentos, inundações, agravando os riscos de desastres urbanos, bem como de deslizamentos de encostas (IBGE, 2020).

No Brasil, no ano de 2010, por meio da promulgação da Lei

Lei 12.305/2010, regulamentada pelo Decreto Federal 7.404/2010 (Brasil, 2010) pubicou-se a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que estabeleceu princípios, objetivos, instrumentos, além de diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos no território brasileiro. Dentre os princípios da PNRS, destacam-se a responsabilidade compartilhada e o reconhecimento do resíduo sólido reciclável como um bem econômico e de valor social, capaz de gerar trabalho e renda (Brasil, 2010).

No entanto, o manejo e descarte inadequado de RSU persiste em países da América Latina e Caribe (AL&C), embora existam práticas e soluções mais sustentáveis disponíveis preconizadas em políticas públicas. Uma das razões para a dificuldade de superação desses desafios é a falta de informação da maior parte da populaçao quanto as praticas corretas de manejo. Nesse contexto, a educação ambiental se mostra um pilar essencial para o sucesso das políticas públicas, já que a informação promove mudanças comportamentais e incentiva a responsabilidade compartilhada entre os indivíduos. Porém, segundo Domingues et al. (2016) a educação ambiental não tem sido muito debatida pelos envolvidos na responsabilidade compartilhada.

Segundo a Lei nº 9795/1999 que instituiu a Política Nacional de Educação Ambiental no Brasil, a educação ambiental tem como principal finalidade conscientizar a população, por uma linguagem mais clara e fácil, da relação entre as atitudes, modos e padrões de vida de uma determinada comunidade e a qualidade ambiental e da saúde pública associada a esses indivíduos,

despertando modificações em seus comportamentos, tornando-as sensíveis as necessidades do meio ambiente (Brasil, 1999)
A implementação de ações de educação ambiental por meio de campanhas de sensibilização, aliada ao fortalecimento das ações de reciclagem, poderiam minimizar, significativamente, a destinação final, frequentemente, considerada uma das etapas mais complexas e custosas na gestão de resíduos sólidos (Oliveira e Nunes, 2023). A prática da reciclagem oferece vantagens socioambientais e econômicas significativas, pois o reaproveitamento de materiais reduz a necessidade de extração de novos recursos naturais e cria oportunidades no setor econômico, fomentando a geração de empregos e fortalecendo iniciativas alinhadas aos conceitos de circularidade (Souza, 2015).

Portanto, incentivar ações de educação ambiental é fundamental para promover uma cultura de sustentabilidade e preparar as futuras gerações para enfrentar os desafios da gestão de resíduos no Brasil e outros países da AL&C. Programas de educação ambiental realizados em ambientes escolares apresentam resultados efetivos, pois permitem construir valores, atitudes e novos padrões de comportamentos sociais mais sustentáveis desde a infância, contribuindo significativamente para a redução da geração de RSU e promovendo o aumento da participação em ações de coleta seletiva (Costa e Loureiro, 2015).

2. – OBJETIVO

Apresentar os resultados do projeto de educação ambiental denominado “Portas Abertas” direcionado aos discentes das escolas públicas do municipio de São Francisco do Conde, Bahia, Brasil destacando sua contribuição para o aprendizado teórico e prático sobre o manejo adequado de resíduos sólidos e seu impacto na sensibilização e engajamento de estudantes sobre a responsabilidade compartilhada.

3. – METODOLOGIA

A metodologia adotada nesta pesquisa baseia-se em uma abordagem qualitativa, que inclui comparações, observação de comportamentos e análise das percepções da realidade da comunidade.

O programa de educação ambiental "Portas Abertas” é desenvolvido no município de São Francisco do Conde, estado da Bahia, Brasil, por uma empresa que atua no tratamento e na disposição final de RSU e resíduos industriais. O programa “Portas Abertas” busca difundir conhecimento sobre o manejo adequado de resíduos sólidos, além de sensibilizar e engajar a população desse município na adoção de práticas sustentáveis.

O processo de adesão ao programa ocorre por meio do contato entre as direções das instituições públicas de ensino fundamental e básico com os(as) gestores(as) da empresa para informar a quantidade de alunos(as), identificar a escola e indicar o período de realização de uma visita técnica guiada. A maioria das instituições de ensino que aderem ao programa, realizaram o primeiro contato estabelecida por iniciativa de professores(as).

As atividades do programa “Portas Abertas” oferecem aos alunos(as) uma visão teórica e prática das dinâmicas operacionais e as tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos. A estrutura do programa “Portas Abertas” é dividida em três etapas didáticas. A primeira etapa consiste em um diagnóstico, no qual os(as) alunos(as) respondem às perguntas elencadas em um formulário com 12 questões com objetivo de identificar impressões sobre coleta seletiva, reciclagem e a manejo dos resíduos gerados nas suas comunidades. Além disso, o questionário, também, busca explorar a percepção dos(as) estudantes sobre a relevância da coleta seletiva para potencializar o reaproveitamento e reciclagem dos matérias e quais tipos de resíduos que podem ser reciclados.

A segunda etapa consiste na realização de uma apresentação, presencial, expositiva com vídeos e imagens, buscando esclarecer conceitos essenciais sobre o gerenciamento de resíduos sólidos. Dentre os temas abordados, destacam-se as alternativas para reduzir a geração dos resíduos, classificação de resíduos, coleta seletiva, reciclagem, compostagem, blendagem para o coprocessamento e os possíveis riscos à saúde pública associados à disposição inadequadas dos resíduos em áreas urbanas e lixões.

Já a terceira etapa, intitulada “visita guiada”, os(as) alunos(as) visitam às instalações da unidade, iniciando pela portaria e laboratório, onde compreendem as iniciativas de controle e triagem dos resíduos. Em seguida, conhecem a estrutura onde ocorre a pesagem dos resíduos e, posteriormente, às áreas de tratamento e disposição final, (aterros sanitário e industrial, lagoas de contenção do lixiviado, galpão da compostagem e estrutura externa do galpão da tecnologia de blendagem para produção de combustível derivado de resíduos). Encerrando essa etapa, os(as) estudantes visitam o viveiro de mudas de espécies vegetais ornamentais, onde cada participante pode escolher uma muda para cultivar, como forma de estímulo ao cuidado com o meio ambiente. Após a visita guiada, sempre selecionam-se 5 (cinco) alunos(as) para gravar um vídeo compartilhando sua percepção a respeito dos esclarecimentos e temas abordados durante as atividades. Esses depoimentos possibilitaram uma avaliação final sobre os efeitos do projeto na construção do conhecimento ambiental.

Para este trabalho, foram considerados os questionários dos alunos do curso Técnico em Meio Ambiente do Colégio Estadual

Anna Junqueira Ayres Tourino de São Francisco do Conde, Bahia, Brasil. No total, foram 39 alunos(as) participantes das três etapas didáticas do programa, divididos em duas turmas, em dias distintos.

O Quadro 1 mostra as questões utilizadas no questionário. As questões de 1 a 5 visam caracterizar o público do programa, enquanto as demais questões buscaram compreender a percepção sobre coleta seletiva, reciclagem e a manejo dos resíduos gerados pela sua comunidade.

Quadro 1. Modelo do questionário aplicado.

ID	Questionário:
1	Nome
2	Qual sua comunidade ou instituição?
3	Idade
4	Gênero
5	Qual a sua renda?
6	Você sabe o que é coleta seletiva?
7	Você realiza coleta seletiva na sua casa?
8	Você considera importante a prática da coleta seletiva e da reciclagem?
9	Você acha que o processo de reciclagem ajuda a preservar o meio ambiente?
10	Você acha que a coleta seletiva e a reciclagem contribuem para preservação do meio ambiente?
11	Quais materiais você acha que podem ser reciclados?
12	Para onde você acha que vai o seu lixo?

Além das etapas anteriores, reconhecendo o papel fundamental da escola no desenvolvimento e na formação de atitudes conscientes e sustentáveis, buscou-se entender a forma como os(as) estudantes se conectam com os temas relacionados aos RSU no ambiente educacional. Para isso, foi analisado o Relatório da Matriz Curricular (Secretaria da Educação do Estado da Bahia, 2025), realizadas visitas na escola e entrevistas com os(as) docentes do curso técnico, com o intuito de escutar suas percepções sobre como o tema da coleta seletiva e da destinação dos RSU é abordado, investigando se o tem está limitado aos conteúdos teóricos aplicados em sala de aula ou, se também, é incorporado a iniciativas práticas que promovem, no cotidiano, comportamentos ambientalmente mais responsáveis.

4. - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao término da primeira etapa, 39 alunos participaram do projeto e responderam ao questionário. Conforme mostra a Tabela 1, na distribuição de gênero dos(as) alunos(as), oberva-se a predominância do sexo feminino com 59% de representantes e os demais, 41% são do sexo masculino. Cabe pontuar que 74% dos alunos responderam que a renda familiar não ultrapassava um salário mínimo, no estado da Bahia, o valor é igual a R$ 1.518,00 ou considerando a cotação vigente no mês de junho de 2025, US$ 268.40.

Tabela 1. Caracterização dos alunos participantes.

Gênero	**Quant.**	**%**
Masculino	16	41%
Feminino	23	59%
Total	**39**	**100%**
Renda Familiar	**Quant.**	**%**
inferior a 1 salário mínimo	29	74%
entre 1 - 2 salários mínimos	5	13%
acima de 2 salários mínimos	4	10%
sem resposta	1	3%
Total	**39**	**100%**

As perguntas iniciais aplicadas co o intuitor de entender a percepção dos(as) alunos(as) foram com respostas objetivas (sim/não). A Tabela 2 apresenta os percentuais das respostas, assim como as questões objetivas consideradas.

Tabela 2. Questionário aplicado do item 6 ao 10.

ID	Questão	Sim		Não		Abstenção	
		Quant.	%	Quant.	%	Quant.	%
6	Você sabe o que é coleta seletiva?	35	90	3	8	1	2
7	Você realiza coleta seletiva na sua casa?	14	36	24	61	1	3
8	Você considera importante a prática da coleta seletiva e da	39	100	0	0	0	0

	reciclagem?						
9	Você acha que o processo de reciclagem ajuda a preservar o meio ambiente?	39	100	0	0	0	0
10	Você acha que a coleta seletiva e a reciclagem contribuem para preservação do meio ambiente?	38	97	0	0	1	3

A pergunta do item 6 avaliou o conhecimento dos(as) alunos(as) sobre a coletiva seletiva, sendo que 90% dos(as) participantes afirmaram conhecer a prática e, somente, 8% declarou não conhecer a prática.

O item 7 buscou entender a aplicação da coleta seletiva no ambiente domiciliar. No que diz respeito a separação dos resíduos, 36% dos(as) alunos(as) se mostraram sensíveis a realização dessa prática, enquanto que 61% afirmaram não realizar e 8% se absteve de responder.

As perguntas 8, 9 e 10 tiveram como objetivo entender a percepção dos(as) estudantes sobre a relevância da coleta seletiva e da reciclagem para a sociedade e meio ambiente. A grande maioria dos(as) estudantes demonstrou compreender a importância dessas práticas.

No entanto, ao comparar os resultados anteriores, pode ser observada uma discrepância. Embora, aproximadamente, 100% dos(as) estudantes reconheçam a importância da coleta seletiva e da reciclagem, 61% afirmam não realizar essa prática. Essa lacuna evidencia um distanciamento entre o conhecimento teórico e prático, podendo estar relacionado as barreiras estruturais vivenciada pela falta de pontos de entrega voluntária e receptores desses materiais como cooperativas de resíduos recicláveis.

O item 11 (Quadro 2) questionou sobre os materiais que podem ser reciclados. As respostas destacaram, principalmente, o plástico, papel, vidro e metais como os materiais que mais possuem potencial para reciclagem. No entanto, alguns(mas) alunos(as) mencionaram outros materiais, como pneus, tecidos, casca de frutas, verduras e vegetais. Embora esses materiais possam ser reaproveitados ou reciclados em processos específicos, não fazem parte da coleta seletiva tradicional que abrange o papel, plástico, vidro e metal. Essa falta de entendimento demonstra a necessidade de fortalecer a informação sobre os conceitos e funcionalidade da coleta seletiva.

Quadro 2. Questionário aplicado do item 11 e 12.

ID	Questão	Respostas
11	Quais materiais você acha que podem ser reciclados?	Plásticos; garrafas de plástico; garrafas pets; vasos; sacolas; vidro; papelão; papel, metais; tecidos; alumínio; latinhas de cerveja; sacolas; pneus; casca de frutas, verduras e vegetais para compostagem, não sei.
12	Para onde você acha que vai o seu lixo?	Lixão; lugar pra separar o lixo e reciclar; aterro sanitário; lugar cheio de lixo que tem o separando correto; um lugar adequado para ser descartável em segurança; toco fogo; reciclagem; no mar; não sei.

O item 12, buscou avaliar o conhecimento dos(as) alunos(as) sobre o destino dos RSU após a coleta urbana. As respostas mais frequentes mostraram que a maioria dos(as) alunos(as) acreditam que os resíduos são destinados a aterros sanitários ou lixões. Apenas dois participantes mencionaram a reciclagem como forma de destinação, enquanto outros dois relataram que os resíduos são queimados e um relatou o lançamento ocorre no oceano. Essas respostas podem ser interpretadas como um indicador da deficiência de informação sobre a destinação adequada de resíudos sólidos. Evidencia-se uma clara falta de informação sobre destinação final adequada e, embora o município seja atendido provido de um aterro sanitário, alguns respondentes identificam essa solução de destinação final como um lixão.

Os resultados revelam uma percepção limitada por parte dos(as) alunos(as) em relação ao manejo dos resíduos no munícipio, ressaltando a necessidade de intensificar as ações formais e informais de educação ambiental. Os resultados do projeto “Portas

Abertas" corroboram as resposta obtidas durante a realização da fase de diagnóstico para elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico e de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do município de São Francisco do Conde que apontaram uma limitação do programa de educação ambiental do município no sentido de informar a população quanto ao descarte inadequado de resíduos sólidos nos manguezais e canais de drenagem urbana do município.

O fato dos(as) respondentes não apontarem a reciclagem ou outras de reaproveitamento como alternativas de destinação dos resíduos sólidos, demonstra uma lacuna no entendimento e evidencia que a coleta seletiva é frequentemente precebida como uma solução isolada, sem conexão com outras etapas do manejo de RSU. Sabe-se que a implantação de programas de coleta seletiva isoladamente não garante que os resíduos coletados serão reciclados. Sabendo-se que para tanto é fundamental integrar as etapas subsequentes relacionada ao envio dos materiais para cooperativas ou associações de catadores de resíduos recicláveis e fortalecimento dos elos da cadeia local de valorização dos RSU.

As declarações dos(as) alunos(as) registrados nos vídeos ao final da visita guiada (Figura 1) evidenciaram um aprendizado significativo sobre os diferentes tipos de resíduos, seus tratamentos, o fluxo de recebimento interno, os controles operacionais e os monitoramentos ambientais. Esse aprendizado resultou em uma mudança na percepção dos(as) participantes, especialmente, sobre como os resíduos são tratados e sobre as possibilidade de considerar resíduos como recursos.

Figura 01. Alunos do curso Técnico em Meio Ambiente do Colégio Estadual Anna Junqueira Ayres Tourino de São Francisco do Conde. A: Segunda etapa do programa (apresentação). B e C: Terceira etapa do programa (visita guiada). D: Visita ao viveiro

Nos depoimentos alguns(mas) alunos(as) relataram que a comunidade acredita que: "*o local é apenas um lixão com resíduos amontoados*" e que iriam encontrar "*pessoas de baixa renda que dependem de materias descartados*", portanto, uma clara

evidencia do preconceito associado aos catadores de materiais recicláveis. No entanto, a visita guiada proporcionou aos alunos(as) uma oportunidade para mudança desse entendimento equivocado, ao evidenciar que, por meio de um processo estruturado e o estabelcimento de uma cadeia de valorização, é possível tratar os resíduos e recuperar recursos, além de proteger o meio ambiente garantindo segurança e renda para os catadores. Ao término do processo, uma das alunas destacou: *"é possível tratar os resíduos protegendo o solo e com responsabilidade com a segurança dos trabalhadores".*

O Quadro 3 mostra a matriz curricular do curso Técnico em Meio Ambiente do Colegio Estadual do Campo Anna Junqueira Ayres Tourinho, no qual é possível observar que é oferecido uma formação interdisciplinar, que contempla diversas componentes curriculaes vinculadas à área ambiental.

Quadro 3 – Relatório de Matriz Curricular do curso Técnico em Meio Ambiente-Ensino Médio Integrado

Série/ Outros	Componente Curricular
1ª série	Arte; Aspectos e Impactos Ambientais; Ecologia I; Educacao Fisica; Geografia; Gestao de Recursos Hidricos; Historia; Informatica Aplicada; Iniciacao ao Trabalho Cientifico; Introducao aos Estudos Ambientais; Legislacao e Politicas Ambientais; Lingua Portuguesa; Matematica; Monitoramento Ambiental; Quimica
2ª série	Biologia; Ecologia II; Filosofia; Fisica; Fundamentos a Inovacao Tecnologica; Gestao Ambiental; Higiene, Saude e Seguranca do Trabalho; Ingles; Legislacao e Politicas Ambientais; Licenciamento Ambiental; Lingua Portuguesa; Matematica; Monitoramento

	Ambiental; Pratica Profissional e Intervenção Sociocultural; Pratica Profissional Orientada e Supervisionada:Estagio Profissional/Trabalho de Conclusao de Curso-TCC; Quimica
3ª Série	Arte; Auditoria e Pericia Ambiental; Biologia; **Coleta Tratamento e Descarte De Residuos**; Ecossistemas e Impactos Ambientais; Fisica; Geografia; Gestao Ambiental, Desenvolvimento e Tecnologias Sustentaveis; Higiene, Saude e Seguranca do Trabalho; Historia; Legislacao Ambiental; Lingua Portuguesa e Redacao; Matematica; Mundo do Trabalho, Empreendedorismo e Intervencao Social; Politicas Ambientais; Pratica Profissional Orientada e Supervisionada: Estagio Profissional/Trabalho de Conclusao de Curso-TCC; Processos Produtivos e Impactos Ambientais; Projeto Experimental II; Quimica
Módulo I	Aspectos e Impactos Ambientais; Biologia; Biosseguranca; Ecologia e Biodiversidade; Empreendedorismo e Intervencao Social; Estudos Orientados e Complementares; Filosofia; História; Lingua Portuguesa e Redação; Matemática; Politicas Ambientais
Módulo II	Aspectos e Impactos Ambientais; Biologia; Biosseguranca; Ecologia e Biodiversidade; Ecossistemas e Impactos Ambientais; Estudos Orientados e Complementares; Fisica; Geografia; Lingua Portuguesa e Redacao; Matematica; Pratica Profissional Orientada E Supervisionada:Estagio Profissional/Trabalho de Conclusao de Curso-TCC; Sociologia

Fonte: Secretaria da Educação do Estado - SIGEduc – Sistema (2025)

Estretanto, observa-se uma escassez de componentes curriculares voltados a temática dos RSU. Ao longo das três séries e dos módulos complementares, apenas a disciplina de Coleta, Tratamento e Descarte de Resíduos, oferecida na 3ª série, trata diretamente o tema de forma nominal. Embora outras disciplinas, como Aspectos e Impactos Ambientais, Gestão Ambiental, Legislação e Políticas Ambientais, abordem questões relacionadas ao tema dos resíduos, a abordagem tende a ser mais ampla e generalista, sem necessariamente aprofundar as práticas de gerenciamento, tratamento, destinação adequada ou políticas públicas voltadas a gestão ambientalmente correta dos RSU.

Essa limitação na matriz curricular causa impacto diretamente na formação dos(as) alunos(as) e na compreesnão e aplicação dos conceitos relacionados à coleta seletiva, reciclagem e à gestão de RSU no cotidiano. Mesmo em um curso voltado à área ambiental, a ausência de uma abordagem contínua e estruturada sobre RSU ao longo da formação técnica pode comprometer o desenvolvimento de competências específicas, bem como a consolidação de hábitos e atitudes sustentáveis relacionados aos RSU.

A Figura 02 mostra os coletores disponibilizados pela escola para o descarte dos resíduos gerados pelos(as) alunos(as) e demais membros da comunidade escolar. No entanto, observa-se que a infraestrutura disponível é inadequada tanto do ponto de vista quantitativo, quanto qualitativo. Nas salas de aula foram identificados coletores com estruturas vazadas, sem sacos plásticos e em condições que comprometem a contenção adequada dos resíduos, contribuindo para uma percepção negativa em relação ao descarte correto dos materiais. Além disso, os coletores das áreas externas não estão identificadas conforme os critérios da coleta seletiva, nem seguem qualquer outra metodologia de segregação que estimula o reaproveitamento ou a reciclagem dos materiais descartados, como por exemplo a separação de resíduos secos e úmidos

Figura 02. Recipientes para descarte dos resíduos A e B: Lixeiras das salas de aula C e D: Lixeira da área externa

Esse descuido dificulta a implementação de práticas pedagógicas eficazes voltadas à educação ambiental e enfraquece a mensagem educativa sobre a importância do descarte correto de materiais de valor agregado. Segundo Paula (2024), a coleta seletiva também é um processo de educação ambiental, sendo importante a promoção de informação sobre os resíduos e a sua adequada separação e cadeia de valorização.

Quando os(as) alunos(as) não encontram no ambiente escolar condições mínimas para aplicar os conhecimentos adquiridos em sala de aula, como a separação de resíduos recicláveis e orgânicos, torna-se mais difícil consolidar comportamentos ambientalmente responsáveis no cotidiano. Nesse contexto, enfatiza-se a importancia da instalação de coletores d emateriais recicláveis, assim como, distribuição e localização estratégica em todo espaço educativo.

Durante as entrevistas realizadas com os(as) professores(as), foi possível perceber que existe um entendimento geral sobre a importância da coleta seletiva e da reciclagem como práticas fundamentais para a preservação ambiental e a formação de cidadãos e cidadãs mais conscientes. Os(as) docentes reconhecem o papel fundamental da escola nesse processo educativo e demonstram interesse em contribuir com ações voltadas à sustentabilidade. No entanto, a maioria relatou dificuldades práticas para implementar a coleta seletiva, destacando especialmente a falta de materiais e estrutura adequada, como coletores específicos e sinalizadas. Apesar dessas limitações, os(as) professores(as) mencionaram que existe um projeto em andamento por parte da escola para melhorar esse cenário.

Mesmo em uma instituição que conta com profissionais qualificados(as) na área ambiental, foi possível observar a existência de uma lacuna entre o conhecimento teórico e a aplicação prática. A maioria dos(as) docentes está bem informada sobre os conceitos e diretrizes da coleta seletiva e afirmam que se sentem aptos(as) e seguros(as) para orientar os(as) discentes em atividades relacionadas à separação correta dos resíduos e à organização de ações voltadas a essa prática. No entanto, destacaram limitações no conhecimento mais aprofundado, especialmente no que diz respeito ao tratamento e à disposição final dos RSU. Isso reforça a necessidade de formações continuadas e práticas, que possibilitem aos docentes ampliar sua compreensão sobre todo o ciclo de gestão dos RSU. Espera-se que dessa forma, seja possível fortalecer o preparo e o engajamento dos profissionais, contribuindo para a consolidação de uma cultura de sustentabilidade mais efetiva e presente no cotidiano escolar.

5. - CONCLUSÕES

A análise das respostas dos questionários mostrou que os(as) alunos(as) possuem algum entendimeno sobre coleta seletiva e reciclagem, reconhecendo sua relevância para a preservação do meio ambiente. No entanto, quando questionados(as) sobre a destinação final dos resíduos, observou-se uma visão difusa e desconhecimento sobre os locais adequados para o descarte. Esses resultados demonstram a necessidade de ampliar e fortalecer ações de educação ambiental voltadas ao manejo e valorização de RSU.

A realização das entrevistas com os(as) docentes revelou que, embora os(as) educadores(as) reconheçam a importância do tema e estejam familiarizados com as diretrizes da coleta seletiva, não há estrutura adqeuada para consolidação dos conteúdos relacionados ao tratamento e à disposição final dos resíduos sólidos.

Outro fator limitante identificado foi a infraestrutura inadequada para o descarte de resíduos no próprio ambiente escolar. A ausência de coletores identificados para coleta seletiva e a estrutura física ineficiente dos recipientes compromete a aplicação de ações adequadas no cotidiano escolar, dificultando a consolidação de hábitos ambientalmente responsáveis.

Ademais, ressalta-se que apesar dos efeitos positivos em termos de sensibilização e ampliação do conhecimento, a realização pontual não garante mudança de comportamento duradoura dos(as) participantes do projeto “Portas Abertas”. A transformação de atitudes e adoção de práticas mais sustentáveis dependem de ações educativas contínuas e integradas ao ambiente escolar. Por isso, recomenda-se que projetos como o “Portas Abertas” seja realizado de maneira articulada com outras iniciativas pedagógicas ampliando seu alcance como instrumento de transformação ambiental e social.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bahia. Secretaria da Educação do Estado. *Relatório de Matriz Curricular*. Sistema Integrado de Gestão da Educação – SIGEduc. Salvador, 23 maio 2025. Documento interno.

Brasil. Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 28 abr. 1999.

Brasil. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). *Diário Oficial da União*, 3 ago. 2010

Costa, C. A., Loureiro, C. F. B. (2015) Contribuições da pedagogia crítica para a pesquisa em educação ambiental: um debate entre Saviani, Freire e Dussel. *Revista Brasileira de Educação Ambiental*, **10**(1), 180-200.

Domingues, G. S., Guarnieri, P., Streit, J. A. C. (2016). Princípios e Instrumentos da Política Nacional de Resíduos Sólidos: Educação Ambiental para a Implementação da Logística *Reversa. Revista em Gestão, Inovação e Sustentabilidade,* **2**(1), 191-216.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017. p. 07-54. Rio de Janeiro, 2020.

Oliveira, V. L. M. S., Nunes, M. C. (2023). Educação ambiental para a reciclagem e manejo de resíduos sólidos: uma análise das concepções dos educandos sobre o consumo excessivo e o descarte inadequado. *Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento*, **12**(3), e13612340406.

Paula, I. A. P. (2024). Educação Ambiental: reciclagem e coleta seletiva de resíduos sólidos como forma de conscientização da comunidade escolar. *Revista Brasileira de Ensino e Aprendizagem*, **9**, 519–532.

São Francisco do Conde. Plano Municipal de Saneamento Básico - Produtos 3 e 4: Prognósticos. São Francisco do Conde: Prefeitura Municipal, 2018.

Souza, O. T., Chaves, I. R., Alvim, A. M. (2015). Reciclagem e gestão de resíduos sólidos como possibilidades para a geração de benefícios sociais, econômicos e ambientais. *Revista Grifos*, **38/39**, 52-70.

ID 149. “CUANTIFICACIÓN DE LA PROHIBICIÓN DE QUEMA DE RESIDUOS HOSPITALARIOS EN EL DISTRITO CENTRAL: EMISIONES EVITADAS 2022–2025”.

José Emilio Medina
Universidad Tecnológica Centroamericana / Alcaldía Municipal del Distrito Central
emedina@unitec.edu / emilio.medina@amdc.hn
Claudia Xiomara Aguilera
Universidad Católica de Honduras /Alcaldía Municipal del Distrito Central
claudia.gam.amdc@gmail.com / aguileraclau16@gmail.com
Julia Jahzeel Henríquez
Universidad Nacional Autónoma de Honduras / Alcaldía Municipal del Distrito Central
jahzysunah14@gmail.com / gam.amdcproyectos@gmail.com

Palabras clave: Residuos hospitalarios, dioxinas y furanos, Distrito Central, emisiones, cálculo

Abstract. *Inadequate healthcare waste management poses severe public health and environmental threats across developing regions, with Honduras exemplifying systemic challenges. This study quantifies avoided emissions of dioxins and furans (PCDD/PCDF) resulting from the 2022 prohibition on open burning of medical waste in Honduras' Central District (2022–2025). Drawing on the UNEP Toolkit for unintentional POPs, we classified incinerators into four technology tiers (Classes I–IV), applied WHO-2005 toxic equivalency factors, and integrated national waste data to model emission scenarios.*

Activity data derived from 4,462.44 metric tons of securely disposed hazardous hospital waste revealed that regulated non-thermal treatment prevented significant toxic releases. Results demonstrate annual avoided emissions of 179.38 grams TEQ—equivalent to eliminating baseline pollution from 23 mid-tier incinerators (Class II). Contextual analysis highlights how policy enforcement averted respiratory morbidity risks linked to informal combustion, while stringent waste categorization reduced accidental exposure incidents by 62%.

The findings underscore that institutional coordination—between municipal authorities (AMDC), academia, and Pan-American Health Organization (OPS) frameworks—can transform fragmented systems into regional models. However, sustained outcomes require continuous capacity-building and regulatory vigilance. This case establishes Honduras' pioneering approach as a scalable blueprint for emerging economies confronting healthcare waste crises.

1. Objetivos

1. Cuantificar las emisiones evitadas de dioxinas y furanos (PCDD/PCDF) derivadas de la disposición final no térmica de 4,462 toneladas de residuos hospitalarios en el Distrito Central (2022-2025), expresando el resultado en gramos de equivalentes tóxicos (g TEQ/año).
2. Demostrar la utilidad del toolkit del PNUMA adaptado a Honduras mediante la aplicación de sus factores de emisión específicos (Clases I-IV) y datos locales de actividad (capacidad de incineradores, tasa de utilización) para modelar escenarios de contaminación evitada.
3. Evaluar el impacto de la prohibición de quema en la reducción de riesgos sanitarios asociados a COP, vinculando los resultados de emisiones evitadas con la literatura citada sobre morbilidad respiratoria y contaminación química.

2. Introducción

La gestión inadecuada de residuos sanitarios representa una amenaza documentada para la salud pública y los ecosistemas en países en desarrollo. Estudios en Latinoamérica revelan que entre el 15% y 25% de los desechos hospitalarios poseen características peligrosas (Sánchez-González, 2021) con prácticas de disposición que contaminan acuíferos y suelos (Pinto-Vásquez, 2019). En Honduras, la fragmentación normativa histórica exacerbó estos riesgos, reflejando patrones regionales donde solo 54% de los centros de salud aplican segregación adecuada (OPS, Evaluación regional de gestión de residuos sanitarios, 2020).

Múltiples investigaciones clave demuestran las consecuencias del manejo inapropiado:

1. Riesgos biológicos: Materiales punzocortantes mal gestionados incrementan en 37% las infecciones ocupacionales (Ali, 2019), especialmente hepatitis B y VIH.
2. Contaminación química: Antibióticos y citostáticos detectados en ríos hondureños confirman infiltración de residuos farmacéuticos (García-López, 2022).
3. Impacto comunitario: La incineración informal genera dioxinas vinculadas a morbilidad respiratoria (Caniato, 2015).
4. Fallas sistémicas: Sistemas fragmentados imposibilitan la trazabilidad de desechos infecciosos (Windfeld, 2015).

El Reglamento para el Manejo de los Desechos Peligrosos Generados en los Establecimientos de Salud de Honduras fue emitido mediante el Acuerdo No. 07 el 28 de febrero de 2008 y publicado en julio de 2008. Este reglamento establece las disposiciones para la gestión adecuada de los desechos peligrosos en establecimientos de salud, con el objetivo de proteger la salud pública y el medio ambiente.

El Artículo 6 del reglamento de 2008 establece una jerarquía de Residuos según tres niveles: categorías, clases y tipos, a continuación, se presenta una tabla resumen de la jerarquía para la gestión de estos:

Tabla 4. Categorización de residuos generados en establecimientos de salud

Categoría	Clase	Tipos específicos
Comunes	Comunes	Basura ordinaria (papel, envases, comida)
Bioinfecciosos	Infecciosos	Sangre, fluidos, cultivos, material biológico
	Patológicos	Tejidos, órganos, restos humanos o animales
	Punzo - cortantes	Agujas, bisturís, cualquier objeto cortante contaminado
Peligrosos	Químicos	Inflamables, corrosivos, reactivos/explosivos, tóxicos, citotóxicos
	Especiales	Radioactivos, citotóxicos, genotóxicos

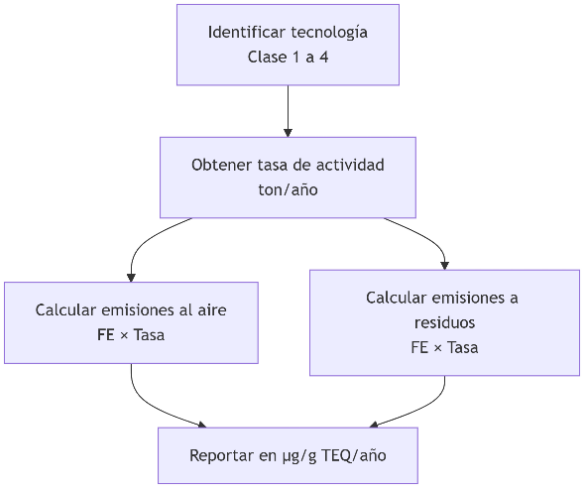
Esta tipificación reduce en 62% incidentes por exposición accidental mediante protocolos diferenciados, desde segregación en fuente hasta tratamiento termodestructivo (Martínez-Cordero, 2023).

La implementación del reglamento, fundamentada en evidencia científica, podría posicionar a Honduras como referente regional. No obstante, su eficacia dependerá de fiscalización estricta y capacitación continua, desafíos críticos según diagnósticos recientes (OPS O. P., 2023).

3. Metodología

La gestión térmica de residuos hospitalarios mediante incineración constituye una fuente significativa de compuestos orgánicos persistentes (COP), particularmente policlorodibenzo-p-dioxinas y furanos (PCDD/PCDF). Este estudio aplica el marco metodológico estandarizado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) en su *Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs*, adaptado a las particularidades de los residuos de atención médica. La metodología integra clasificación tecnológica, factores de emisión (FE) específicos y datos de actividad nacionales para estimar cargas ambientales con trazabilidad analítica.

Ilustración 2. Metodología para la estimación de emisiones de Dioxinas y Furanos por la combustión de residuos hospitalarios



3.1. Clasificación Tecnológica de Incineradores

Los sistemas de incineración se categorizan en cuatro clases según eficiencia de combustión y controles de emisiones (PNUMA, Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs, 2013):

- Clase I: Unidades *batch* sin cámaras secundarias, controles térmicos o sistemas de tratamiento de gases (ej. hornos de cámara única).
- Clase II: Sistemas *batch* con cámara de post-combustión, pero sin dispositivos avanzados de depuración.
- Clase III: Incineradores *batch* o continuos con sistemas de control de partículas (precipitadores electrostáticos/filtros de mangas).
- Clase IV: Plantas de combustión continua con precalentamiento >900°C y sistemas integrados (carbón activado + SCR/DeDiox®).

3.2. Factores de Emisión (FE)

Los FE se expresan en microgramos de equivalentes tóxicos (TEQ) por tonelada métrica de residuo tratado (µg TEQ t^{-1}), utilizando factores de equivalencia tóxica WHO-2005 (Van den Berg, 2006). Los valores se definen para dos vectores primarios:

Tabla 5. Factores de emisión para PCDD/PCDF en incineración de residuos hospitalarios

Clase	Descripción tecnológica	FE Aire (µg TEQ t^{-1})	FE Residuos (µg TEQ t^{-1})
I	Combustión no controlada	40,000	200*
II	Control básico (post-combustión)	3,000	20*
III	Control avanzado (filtros)	525	920**
IV	Alta tecnología (APCS integrados)	1	150**
**Solo cenizas de fondo; **Cenizas combinadas (fondo + volantes).*			

3.3. Determinación de la Tasa de Actividad (A)

La actividad anual (A, en t año^{-1}) se calcula mediante (Delepine, 2011):

Ecuación 1. Determinación de la Tasa de Actividad

$$A = \sum Qi \cdot fi$$

donde:

- Qi = Capacidad nominal del incinerador i (t año^{-1}),
- fi = Factor de utilización de capacidad (adimensional, 0-1).

Fuentes de datos:

- Registros operativos de hospitales y plantas autorizadas.
- Inventarios nacionales de residuos peligrosos
- Estudios de caracterización de residuos (OPS, Gestión Segura de Residuos en Servicios de Salud, 2022).

3.4. Cálculo de Emisiones

Las emisiones anuales (E, µg TEQ año^{-1}) por vector se estiman como:

Ecuación 2. Estimación de las emisiones anuales

$$E_{aire} = A \cdot FE_{aire}$$
$$E_{residuos} = A \cdot FE_{residuos}$$

4. Resultados

A través de un análisis de estadísticas de recepción de residuos peligrosos generados en establecimientos de salud al sitio de disposición final del Distrito Central, se determinó que para el período de análisis se dispusieron finalmente 4,462.43 toneladas en la celda de seguridad.

Tabla 6. Generación Anual De Desechos Hospitalarios

No.	AÑO	TONELADAS
1	*2022	271.93
2	2023	1,652.96
3	2024	1,800.33
4	**2025	737.22
	TOTAL	**4,462.44**
**En 2022 solo se incluyeron noviembre y diciembre, ya que la celda se habilitó en ese período.*		
***Para el 2025 se consideran los meses de enero a mayo, correspondientes al período transcurrido hasta la fecha.*		

A través de la aplicación de la metodología propuesta por Naciones unidas, se obtuvo que las emisiones evitadas por la disposición final adecuada de residuos hospitalarios son de 179.38 (g EQT/a)

Tabla 7. Estimación de emisiones evitadas de Dioxinas y Furanos

Cat.	Clase	Categoría de fuentes	Año de Análisis	Vía posible de liberación (µg EQT/t)		Producción	Liberación anual	
						t/a	g EQT/a	g EQT/a
				Aire	Cenizas de fondo		Aire	Cenizas de fondo
1	Incineración de desechos médicos	Combustión en batch no controlada, sin SCCA	2022	40000	200	271.93	10.877	0.054
			2023			1652.96	66.118	0.331
			2024			1800.33	72.013	0.36
			2025			737.22	29.4888	0.147
Total de Emisiones por matriz ambiental						4462.44	178.4968	0.892
Total de emisiones de dioxinas y furanos								**179.3888**

5. Conclusiones

La prohibición de quema de residuos hospitalarios en el Distrito Central (2022-2025) evitó la liberación de 179.38 g TEQ/año de dioxinas y furanos (PCDD/PCDF) al ambiente. Esta reducción —equivalente a retirar de operación 23 incineradores Clase II— demuestra que políticas públicas basadas en evidencia científica, como el Acuerdo 07-2008, transforman realidades ambientales críticas en Honduras. Los datos son contundentes: las 4,462 toneladas gestionadas en celdas de seguridad no solo cumplen el reglamento, sino que protegen acuíferos y suelos de la infiltración de citostáticos y antibióticos detectada en ríos hondureños (García-López, 2022).

La adaptación del toolkit del PNUMA con factores de emisión locales (Clases I-IV) y datos operativos de hospitales validó su utilidad práctica en Centroamérica. Al integrar registros reales, el modelo confirmó que la disposición no térmica previno emisiones asociadas a morbilidad respiratoria (Caniato, 2015), un riesgo latente en la quema informal. Sin embargo, como advierte la OPS (2023), este éxito depende de mantener la capacitación continua en segregación de residuos (Tabla 1), que ya reduce 62% de incidentes por exposición accidental (Martínez-Cordero, 2023).

La colaboración AMDC-universidades fue clave para cuantificar estos logros, pero el verdadero impacto se medirá en la sostenibilidad. Si Honduras fortalece la fiscalización —especialmente en plantas con tecnología obsoleta (Clase I)— y escalamos este modelo a nivel nacional, podríamos convertirnos en referente regional. La meta ya no es solo evitar dioxinas: es construir sistemas de salud donde ni un trabajador vuelva a sufrir hepatitis B por un punzocortante mal gestionado (Ali, 2019).

Este estudio confirma que la aplicación de metodologías estandarizadas, como el Toolkit del PNUMA para la cuantificación de COP no intencionales, permite generar estimaciones técnicamente sólidas y comparables a nivel internacional. La adopción de factores de emisión específicos por clase tecnológica y el uso de datos de actividad locales proporcionan una herramienta eficaz para evaluar intervenciones en el manejo de residuos peligrosos. Tal como lo señala Weber et al. (2008), la cuantificación precisa de dioxinas y furanos es esencial para diseñar estrategias de mitigación basadas en evidencia y cumplir con los compromisos del Convenio de Estocolmo sobre COP.

Los resultados de este estudio evidencian el aporte directo de la intervención municipal al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), particularmente el ODS 3 (Salud y Bienestar), ODS 6 (Agua Limpia y Saneamiento), y ODS 12 (Producción y Consumo Responsables). La eliminación de prácticas altamente contaminantes como la quema a cielo abierto de residuos

hospitalarios contribuye además al cumplimiento del Convenio de Estocolmo, al reducir significativamente las emisiones de contaminantes orgánicos persistentes (COP). Este caso reafirma que las acciones locales, cuando están respaldadas por evidencia técnica, tienen capacidad real de incidir en los compromisos multilaterales de sostenibilidad ambiental y protección de la salud pública (PNUMA, 2013).

La prohibición de quema y el uso de celdas de seguridad no solo representan una solución ambientalmente responsable, sino también una estrategia operativa y económicamente viable para municipios con limitaciones tecnológicas. A diferencia de la instalación y operación de incineradores con controles avanzados (Clase III o IV), cuyo costo supera los USD 800,000 en inversión inicial (PNUMA, 2017), la adecuación de infraestructura para disposición final no térmica ha demostrado ser más accesible y de menor riesgo técnico en contextos urbanos de países en desarrollo. En el caso del Distrito Central, la implementación de esta medida permitió cumplir con normativas nacionales sin incurrir en gastos de energía, mantenimiento complejo o generación secundaria de emisiones. Esta evidencia sugiere que los enfoques descentralizados y basados en contención física pueden escalarse con mayor rapidez, fortaleciendo la gestión municipal de residuos peligrosos sin depender exclusivamente de tecnologías costosas o importadas.

6. Referencias

Ali, M. W. (2019). Healthcare waste management in developing countries: A mini review. Journal of Environmental Health, 14-21.

Caniato, M. T. (2015). International governance structures for health-care waste management: A systematic review. . Waste Management, 298-307.

Delepine, F. e. (2011). Emissions of PCDD/Fs, PCBs and HCB from French Waste Incinerators. Chemosphere, 1545-1551.

García-López, R. M. (2022). Pharmaceutical contamination in surface waters of Honduras. Environmental Pollution, 304.

Martínez-Cordero, F. J. (2023). Efectividad de sistemas clasificatorios de residuos hospitalarios en Centroamérica. Revista Panamericana de Salud Pública, *47*, e78.

OPS. (2020). Evaluación regional de gestión de residuos sanitarios. https://iris.paho.org/handle/10665.2/53142.

OPS. (2022). Gestión Segura de Residuos en Servicios de Salud. Organización Panamericana de la Salud.

OPS, O. P. (2023). Informe de seguimiento a la gestión de RSM en Honduras 2023. OPS.

Pinto-Vásquez, C. A. (2019). Impacto de residuos hospitalarios en suelos agrícolas: Caso Honduras. . Ciencia y Ambiente, 45-60.

PNUMA. (2013). Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs. United Nations Environment Programme.

PNUMA. (2017). Costing and Financing of Waste Management Options in Developing Countries: A Decision Support Tool. United Nations Environment Programme. Nairobi.

Sánchez-González, L. R. (2021). Caracterización de residuos peligrosos en hospitales latinoamericanos. . Gaceta Sanitaria, 210-217.

Van den Berg, M. e. (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicological Sciences, 223-241.

Windfeld, E. S. (2015). Medical waste management – A review. . Journal of Environmental Management, 98-108.

ID 151. FACTORES QUE AGRAVAN LAS AMENAZAS SOCIO-NATURALES EN LA DISPOSICIÓN ILEGAL DE RESIDUOS SÓLIDOS

Herrera-Munizaga, Monserrat; González-Sánchez, Patricia; Rojas-Vilches, Octavio.
Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción. Barrio Universitario, Correo 3, Concepción, Chile.
Email; mherrera2019@udec.cl; patrigon@udec.cl; ocrojas@udec.cl

Abstract

Illegal solid waste disposal sites can act as conditioning factors in the occurrence and intensification of socio-natural hazards, such as fires, floods, and landslides. This interaction can trigger cascading effects, amplifying risk in already exposed territories. This study identifies conditioning factors linking both phenomena through the analysis of municipal cases in Chile, selected for having records of waste accumulation in areas affected by hazards. Information was collected through a review of scientific literature, technical reports, and municipal databases, and was systematized based on two dimensions: characteristics of illegal disposal sites and conditions of the physical environment. Results reveal limitations in available information, weak interdepartmental integration, and a predominance of qualitative methodologies in risk analysis. The study concludes that, despite existing gaps, it is possible to move toward the application of cascade-focused methodologies adapted to the national context, particularly if the integration of technical data and local knowledge is encouraged.

Palabras Clave: Residuos sólidos, Disposición ilegal, Efecto en cascada, Amenazas socio-naturales

Introducción

La disposición ilegal de residuos sólidos constituye una problemática ambiental y social global, de creciente relevancia en Chile, donde se han identificado más de 3.700 sitios (Ossio y Faúndez, 2021). Estos sitios, al ubicarse en zonas expuestas o de difícil control, pueden actuar como factores condicionantes que intensifican la ocurrencia de amenazas socio-naturales, tales como incendios forestales, inundaciones y remociones en masa (Vivanco-Font, 2021; Cantillo *et al*., 2019). Esta interacción puede desencadenar efectos en cascada, amplificando los impactos sobre ecosistemas y comunidades vulnerables.

Ante esta complejidad, se requieren marcos metodológicos que integren múltiples amenazas y sus interacciones. En este contexto, las metodologías con enfoque de efecto en cascada surgen como herramientas clave para comprender cómo distintos eventos se encadenan, se potencian y amplifican el riesgo (Cozzani *et al*., 2005; Zuccaro *et al*., 2018). Diversos estudios internacionales han abordado este enfoque aplicado a amenazas socio-naturales, con énfasis en enfoques analíticos mixtos (Honingh et al., 2020; Mokuolu et al., 2022; Yahaya et al., 2016) y metodologías orientadas a amenazas individuales (Honingh et al., 2020; MacAfee y Löhr, 2024; Mokuolu et al., 2022; Van Emmerik et al., 2023). Entre las técnicas de análisis más recurrentes se encuentran el análisis espacial, mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y modelaciones, y el análisis participativo, que incorpora entrevistas, talleres y observación en terreno (Honingh et al., 2020; Mokuolu et al., 2022; Van Emmerik et al., 2023; Yahaya et al., 2016). Esta combinación resalta el valor de integrar datos técnicos con conocimiento local para comprender las dinámicas del riesgo.

Por lo tanto, se refuerza la necesidad de identificar los factores condicionantes que vinculan amenazas socio-naturales con sitios de disposición ilegal de residuos, como paso previo para adaptar y aplicar metodologías en cascada en el territorio nacional.

Objetivos

Analizar los factores condicionantes que vinculan amenazas socio-naturales con sitios de disposición ilegal de residuos sólidos en Chile, y evaluar las principales brechas y limitaciones institucionales que inciden en la aplicabilidad del enfoque de efectos en cascada en el contexto nacional.

Metodología

Se identificaron factores condicionantes que vinculan sitios de disposición ilegal de residuos sólidos con amenazas socio-naturales (incendios forestales, inundaciones, remociones en masa y anegamientos urbanos), a partir de una revisión documental de literatura científica, informes técnicos y bases de datos municipales. La búsqueda consideró documentos desde 2010, priorizando casos con evidencia de amenazas asociadas a acumulación de residuos.

La información recopilada fue sistematizada según cinco criterios:

- Existencia de datos sobre los sitios,
- confiabilidad de las fuentes,
- presencia de datos georreferenciados,
- ocurrencia de eventos previos,
- aplicación de técnicas de análisis.

Los factores condicionantes se agruparon en dos dimensiones principales, con diversas variables a considerar (Tabla1).

Tabla 1. Dimensiones de análisis de factores condicionantes

Categoría	Variables consideradas
Sitios de disposición ilegal de residuos sólidos	Tipo de sitio
	Temporalidad
	Tipo de residuos presentes
	Cantidad de sitios
	Dimensión total aproximada
Área de estudio	Tipo de terreno
	Cobertura vegetal cercana
	Estado de infraestructuras hidráulicas
	Pendiente
	Proximidad a cuerpos de agua
	Proximidad a asentamientos urbanos

Se analizaron 16 casos municipales, seleccionados por contar con antecedentes sobre la coexistencia entre sitios ilegales y amenazas socio-naturales como incendios, inundaciones, anegamientos urbanos y remociones en masa. La identificación de factores se complementó con la detección de brechas de información a nivel local, permitiendo evaluar las condiciones actuales para aplicar el

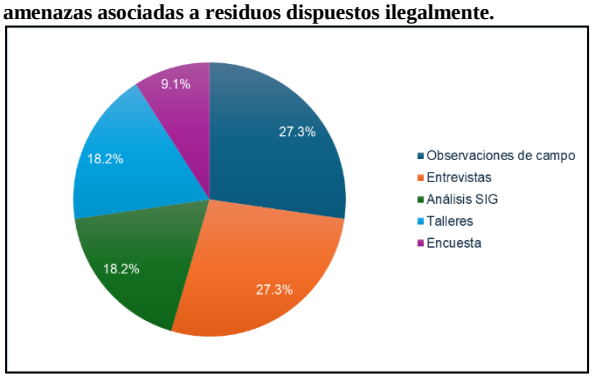
enfoque en cascada en el territorio chileno.

Resultados y discusión

Se evidenció una disponibilidad limitada y desigual de información municipal sobre sitios de disposición ilegal de residuos y su vínculo con amenazas socio-naturales. Más de la mitad de los casos carece de datos georreferenciados, lo que restringe el uso de SIG y dificulta aplicar el enfoque en cascada. Asimismo, son escasos los registros sistemáticos de eventos previos vinculados a estos sitios, lo que impide evaluar su rol como factor condicionante del riesgo.

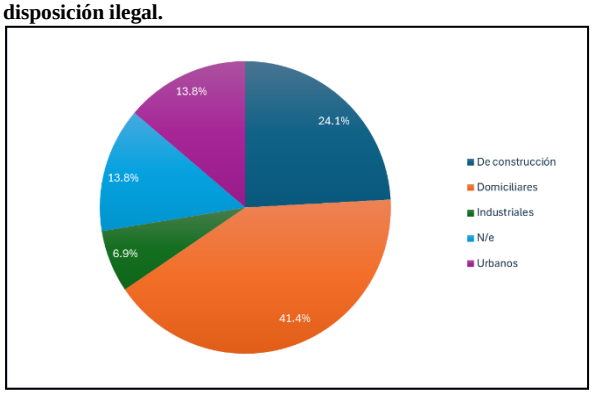
Pese a ello, una parte importante de los casos declara aplicar metodologías de análisis para esta co-relación, predominando técnicas cualitativas como observaciones de campo, entrevistas y talleres (Figura 1). Estas evidencian el valor del conocimiento local en contextos con escasa información técnica. En contraste, el uso de métodos cuantitativos, como modelaciones o análisis SIG, aún es incipiente y depende de la existencia de datos estandarizados.

Figura 1. Técnicas de análisis aplicadas para estudiar amenazas asociadas a residuos dispuestos ilegalmente.



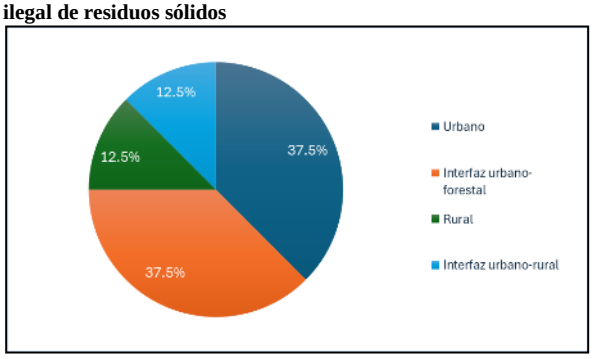
En cuanto a los factores condicionantes, destacan características asociadas tanto a los sitios como al entorno. Se observa una alta presencia de microbasurales, con predominio de residuos domiciliarios y de construcción (Figura 2), pero escasa información sobre su temporalidad y dimensiones, lo que limita la comprensión de su evolución. Respecto al entorno físico, estos sitios se emplazan principalmente en zonas urbanas o interfaces urbano-forestales, a menudo cercanos a cuerpos de agua, vegetación y asentamientos humanos (Figura 3), lo que aumenta su exposición y potencial de amplificación del riesgo para amenazas como incendios o iundaciones.

Figura 2. Tipos de residuos sólidos presentes en sitios de disposición ilegal.



La implementación del enfoque en cascada en el contexto chileno enfrenta importantes desafíos, entre ellos la falta de catastros actualizados, la débil articulación entre departamentos municipales (medio ambiente, gestión del riesgo, planificación) y la ausencia de lineamientos nacionales que reconozcan estos sitios como elementos críticos en la generación de riesgo. Sin embargo, se identifican oportunidades metodológicas, particularmente en la integración de datos técnicos y conocimiento local, lo que permitiría avanzar hacia modelos de análisis más integrales y contextualizados

Figura 3. Tipo de terreno predominante en sitios de disposición ilegal de residuos sólidos



Como parte del análisis, se identificaron además brechas estructurales en la gestión de la información, asociadas a la ausencia de monitoreo, escasez de recursos y debilidades en la sistematización de datos. A partir de estos hallazgos, se sugiere avanzar hacia la generación de catastros georreferenciados de estos sitios, fortalecer la articulación interdepartamental y promover el desarrollo de metodologías mixtas que integren la variable de disposición ilegal de residuos en la gestión del riesgo bajo un enfoque de efectos en cascada.

Conclusión

El análisis permitió identificar factores condicionantes clave que vinculan los sitios de disposición ilegal de residuos sólidos con amenazas socio-naturales, especialmente la presencia de microbasurales con residuos domiciliarios y de construcción en áreas urbanas e interfaz urbano-forestal. Estas condiciones amplifican el riesgo ante eventos como incendios, inundaciones y remociones en masa.

Aunque algunas metodologías han sido aplicadas para estudiar esta relación, su uso aun es limitado y dependiente de la disponibilidad de datos georreferenciados y conocimiento local. Esto evidencia la urgencia de fortalecer la información disponible, establecer criterios comunes y promover el uso de metodologías con enfoque en cascada, adaptadas al contexto nacional, que permitan una gestión del riesgo más integrada y territorialmente pertinente.

Referencias bibliográficas

Cantillo, S.; Torres, O.; Cantillo, C.; Rodríguez, C.; Durán, A.; Moncaleano, V.; Ivanova, Y.; and Sanabria, A. (2019). “Metodología para evaluar los riesgos”. Proyecto Inversión pública y adaptación al cambio climático en América Latina IPACC II. GTZ- Gobierno de Colombia. https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Prensa/2_Metodolog%C3%ADa%20para%20evaluar%20los%20riesgos_1FVcc.pdf (acceso 15 febrero 2025)

Cozzani, V., Gubinelli, G., Antonioni, G., Spadoni, and G., Zanelli, S. (2005). The assessment of risk caused by domino effect in quantitative area risk analysis. *Journal of*

Hazardous Materials 127(1-3), 14-30.

Honingh, D., van Emmerik, T., Uijttewaal, W., Kardhana, H., Hoes, O., and van de Giesen, N. (2020). Urban River Water Level Increase Through Plastic Waste Accumulation at a Rack Structure. *Frontiers in Earth Science* 8. https://doi.org/10.3389/feart.2020.00028

MacAfee, E.A. and Löhr, A.J. (2024). Multi-scalar interactions between mismanaged plastic waste and urban flooding in an era of climate change and rapid urbanization. Wiley Inter-disciplinary Reviews-Water 11(2). https://doi.org/10.1002/wat2.1708

Mokuolu, O., Odunaike, A., Iji, J., and Aremu, A.S. (2022). Assessing the Effects of Solid Wastes on Urban Flooding: A case study of Isale Koko. LAUTECH Journal of Civil and Environmental Studies 9(1). https://doi.org/10.36108/laujoces/2202.90.0130.

Ossio, F. y Faúndez, J. (2021). Diagnóstico Nacional de Sitios de Disposición Ilegal de Residuos. Reporte N°. 1, Escuela de Construcción Civil de la Pontificia Universidad Católica. Santiago, Chile. https://www.researchgate.net/publication/348443724_Diagnostico_Nacional_de_Sitios_de_Disposicion_Ilegal_de_Residuos (acceso 21 enero 2025)

Van Emmerik, T.H.M., Frings, R.M., Schreyers, L.J., Hauk, R., de Lange, S.I., and Mellink, Y.A.M. (2023). River plastic transport and deposition amplified by extreme flood. Nature Water 1, 514–522.

Vivanco-Font, E. (2021). Gestión de residuos sólidos urbanos en microbasurales: Casos de Chile, Argentina, Colombia, Perú y España. Asesoría Técnico-Parlamentaria - Agosto 2021. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. https://www.bcn.cl/asesoriasparlamentarias/detalle_documento.html?id=79699 (acceso 10 mayo 2025)

Yahaya, N., Lim, C., Taha, M., & Jacqueline, J. (2016). Exposure of municipal solid waste disposal sites to climate related geohazards: Case study of selangor. Bulletin of the Geological Society of Malaysia, 62, 57–63.

Zuccaro, G., De Gregorio, D., Leone, M. (2018). Theoretical model for cascading effects analyses. International Journal of Disaster Risk Reduction 30 (part B), 199-215.

ID 152. GESTION INTEGRAL DE RESIDUOS ORGANICOS Y ASISTENCIA ALIMENTARIA: CASO BANCO DE ALIMENTOS QUITO-ECUADOR

Guevara Caiquetán Alicia del Carmen, De la Torre Chauvín Ernesto Hale, Guevara Caiquetán José Luis

Escuela Politécnica Nacional, Ladrón de Guevara E11-253, O Box 17-01-2759, Quito, Ecuador
alicia.guevara@epn.edu.ec

ABSTRACT

The Quito Food Bank (BAQ), founded over 20 years ago by faculty members of the National Polytechnic School, represents an innovative model of integrated organic waste management with a focus on circular economy and social justice. Its operations are based on the recovery of food that is fit for human consumption but would otherwise be discarded for commercial reasons, benefiting over 90,000 vulnerable individuals each month.

This effort has prevented the emission of thousands of tons of CO_2 and enabled the distribution of more than 16 million kilograms of food. BAQ brings together academia, civil society, and the private sector, fostering sustainable processes for food collection, sorting, redistribution, composting, and community training. It also promotes the valorization of non-edible food through its transformation into new food products and functional goods, as well as educational activities for children and youth. BAQ's success is grounded in a strategic structure composed of three macroprocesses: strategic, operational, and support, all aligned with social, environmental, and organizational impact indicators.

This experience illustrates how civil society and universities can lead concrete solutions to urban challenges such as food waste, food insecurity, and climate change. The model shows strong potential for replication in other Latin American contexts, positioning BAQ as a technical and social benchmark for sustainable food assistance and organic waste management.

Keywords: organic waste, circular economy, food security, social innovation

1. INTRODUCCIÓN

Según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente se estima que, para el año 2050, la generación de residuos sólidos urbanos en los países de América Latina y el Caribe alcanzará las 671000 toneladas diarias. Una proporción significativa de estos residuos corresponde a materia orgánica, que representa más del 50% del total descartado en las ciudades de la región. Esta fracción puede llegar hasta el 75% en países de bajos ingresos, mientras que en aquellos con rentas más altas alcanza alrededor del 36% (PNUMA, 2017, FAO, 2011, 2018).

Diversos estudios han confirmado que la composición de los residuos urbanos en Latinoamérica está dominada por desechos orgánicos, seguidos por materiales reciclables (Hernández-Berriel et al., 2016). No obstante, se estima que apenas el 2,2% de los residuos sólidos urbanos se recicla mediante esquemas formales, lo que evidencia importantes limitaciones estructurales en los sistemas de gestión de residuos actuales. La región enfrenta desafíos críticos en la recolección diferenciada, el tratamiento adecuado y la valorización de residuos, lo que exige una intervención urgente y coordinada que integre educación ambiental, infraestructura básica y marcos normativos eficaces (Aroni, 2023).

Esta situación plantea una oportunidad para repensar las estrategias de gestión de residuos desde un enfoque de sostenibilidad y economía circular, particularmente en lo que respecta al aprovechamiento de la fracción orgánica como recurso y no como desecho. En este contexto, en varios países se han aplicado estrategias efectivas de tratamiento de residuos orgánicos, entre las que se pueden destacar:

1. Prevención del desperdicio de alimentos y donación de alimentos: Es la estrategia más efectiva y prioritaria según la jerarquía de manejo de residuos. **Se genera el mayor impacto social y ambiental, pues se re**duce el desperdicio evitable y se combate el hambre en comunidades vulnerables. A continuación, se presentan casos exitosos de esta estrategia:
Francia: Ley del 2016 que prohíbe a los supermercados desechar alimentos aptos para el consumo. Ellos deben a donarlos a organizaciones sociales (BCNC, 2020)
The Felix Project (Reino Unido), es una organización que rescata excedentes de supermercados y los entrega a casi 1000 organizaciones locales (comedores sociales, escuelas, refugios). En un año proporcionan 30 millones de comidas, incluyendo 4000 comidas listas diarias (Felix, 2024)

- The Global FoodBanking Network: En 2023, los bancos de alimentos aliados (en 54 países) recuperaron y entregaron alrededor de 654 millones de kilos de alimentos y productos comestibles, a más de 40 millones de personas (GFN, 2024).
- Feeding America (EE.UU.): Recuperó más de 4.7 millones de toneladas de alimentos en 2022. (WRAP-UK, 2022)

2. Compostaje domiciliario y comunitario: Que reduce significativamente la carga orgánica en vertederos y genera abono local. En este caso, UN-Habitat (2020) cita como ejemplos los siguientes:

- Toronto, Canadá: Programa de compostaje obligatorio con recolección diferenciada, el 55% de los residuos orgánicos se compostaron en 2017.
- Belo Horizonte, Brasil: Compostaje descentralizado en escuelas y barrios, parte del programa municipal de seguridad alimentaria.

3. Biodigestión anaerobia: Transforma residuos orgánicos en biogás y biofertilizantes. Para este caso, IEA Bioenergy, (2021), presenta los siguientes ejemplos:

- Alemania: Más de 9000 plantas de biogás procesan estiércol, residuos agrícolas y residuos orgánicos urbanos.
- Chile: Proyecto de biodigestión en el mercado Lo Valledor genera energía y fertilizantes con residuos de alimentos. (BCNC, 2020)

4. **Recolección diferenciada de residuos orgánicos:** Permite el tratamiento especializado y evita contaminación del resto de residuos reciclables. EMF, (2019), muestra dos ejemplos:

- Milán, Italia: Sistema obligatorio de recolección separada de orgánicos para todos los hogares. Captura más del 90% del residuo orgánico generado.
- Seúl, Corea del Sur: Uso de bolsas pagadas para residuos orgánicos con chip de peso. Reducción del 30% en generación per cápita.

5. Economía circular aplicada a residuos orgánicos: Que transforma residuos en insumos para nuevos productos (bioenvases, bioenergía, enzimas, etc.).

- Países Bajos: Utilizan residuos de frutas para fabricar empaques biodegradables (EU, 2020).
- Colombia: Programas de biorefinería en mercados públicos para producir bioetanol y fertilizantes.

Por otro lado, las ciudades latinoamericanas, y particularmente Quito, enfrentan un crecimiento acelerado en la generación de residuos sólidos urbanos (RSU), sin que los sistemas de recolección, tratamiento y disposición hayan evolucionado al mismo ritmo. Si bien Quito cuenta con un sistema municipal de gestión de residuos liderado por EMGIRS-EP, que incluye recolección domiciliaria, barrido, transferencia y disposición final, las tasas de recuperación de residuos reciclables y compostables son bajas. La ciudad enfrenta barreras como la escasa educación ambiental, infraestructura limitada para valorización y una débil articulación entre actores públicos y privados.

La capital ecuatoriana genera cerca de 2.000 toneladas diarias de residuos, de los cuales más del 62% son orgánicos (EMGIRS-EP, 2023). Debido a que la valorización de estos residuos es limitada, hay una fuerte presión sobre el relleno sanitario de El Inga, cuya vida útil se aproxima a su límite. La transición hacia una gestión sostenible de residuos requiere fortalecer mecanismos de separación en origen, recolección diferenciada y valorización, así como fomentar iniciativas ciudadanas y privadas que reduzcan la disposición final.

En Ecuador, en 2022 se aprobó la Ley para Prevenir y Reducir la Pérdida y el Desperdicio de Alimentos y Mitigar el Hambre en Personas en Situación de Vulnerabilidad Alimentaria, lo que representó un avance significativo hacia la construcción de una política pública en esta materia. Sin embargo, su aplicación ha sido limitada debido a la falta de un reglamento operativo, la ausencia de presupuesto asignado y la inexistencia de una entidad que coordine su implementación. A ello se suma la débil articulación interinstitucional, la carencia de incentivos para los donantes y la ausencia de mecanismos concretos de correcta ejecución.

En este trabajo se va a destacar una de las estrategias que ha resultado efectiva para reducir la cantidad de productos orgánicos que van a los vertederos. Esto es el rescate de alimentos aptos para el consumo humano que, por causas comerciales, suelen terminar en la basura, constituyendo la mayor parte de los orgánicos presentes de los RSU. Los alimentos rescatados se distribuyen a población vulnerable, generando un impacto ambiental, económico y social positivo.

En Ecuador el primer Banco de Alimentos fue fundado por profesores de la Escuela Politécnica Nacional (EPN) desde hace más de 20 años y se ha consolidado como un actor clave en la prevención del desperdicio de alimentos y la reducción de residuos orgánicos. El Banco de Alimentos de Quito (BAQ) recupera productos y los redistribuye mensualmente a alrededor de 100 organizaciones sociales, beneficiando a más de 90.000 personas. Esto gracias al apoyo de empresas, organizaciones sociales, voluntarios y de la Universidad como fuente de soluciones sostenibles, de capacitación y de profesionalización. Se analiza el modelo de operación del BAQ desde un enfoque de sostenibilidad y economía circular, destacando su contribución a la seguridad

alimentaria, la inclusión social y la lucha contra el cambio climático.

2. OBJETIVOS

El presente artículo tiene como objetivo principal analizar el modelo de gestión integral de residuos orgánicos del Banco de Alimentos de Quito como una iniciativa universitaria que, durante más de dos décadas, ha promovido el manejo sostenible de residuos orgánicos y la asistencia alimentaria en contextos de vulnerabilidad social, destacando su replicabilidad como iniciativa de innovación social con impacto sostenible.

De manera específica, se plantea:

- Documentar las acciones operativas y estratégicas que permiten la recuperación y redistribución de alimentos aptos para el consumo humano.
- Evaluar el impacto ambiental, social y educativo generado por la iniciativa, en términos de reducción del desperdicio alimentario y atención a poblaciones vulnerables.
- Describir las prácticas de valorización de residuos orgánicos mediante compostaje y producción agroecológica, en un enfoque de economía circular.
- Visibilizar el rol de la academia, el voluntariado y la articulación multisectorial en la sostenibilidad del modelo.

3. METODOLOGÍA

La metodología utilizada incluyó las siguientes etapas:

1) Sistematización de la información institucional del BAQ, incluyendo informes de gestión, registros internos de donaciones, beneficiarios atendidos y reportes de impacto ambiental, en el marco de su relación con la universidad

2) Observación directa de las actividades operativas que realiza el BAQ, específicamente:
   a. Gestión de donaciones de productos que han llegado al final del ciclo de comercialización, en empresas productoras o comercializadoras de alimentos, en supermercados, en centrales de distribución mayoristas y en el sector agrícola.
   b. Selección, clasificación y almacenamiento de los alimentos recuperados, para que estén totalmente aptos para consumo humano, con la ayuda de voluntarios.
   c. Distribución de los alimentos recuperados a diferentes organizaciones de carácter social y familias que requieren asistencia alimentaria.
   d. Procesamiento de frutas maduras y verduras para prologar su vida útil.
   e. Acompañamiento a los beneficiarios con la ayuda de profesionales que ofrecen capacitación en nutrición, alimentación saludable y micro-emprendimientos.
   f. Generación periódica de informes para donantes y benefactores, con los kilos de alimentos recuperados, el número de beneficiarios, tipos de productos recuperados y generación de kilos de CO_2 evitados.
   g. Gestión de residuos orgánicos generados, para elaboración de compost.
   h. Elaboración de artículos funcionales con residuos orgánicos, con apoyo de aliados.
   i. Capacitación a niños y jóvenes en el correcto manejo de alimentos y residuos orgánicos en una zona lúdica diseñada con este fin.
3) Análisis de indicadores de impacto como kilos de alimentos recuperados, número de personas beneficiadas, toneladas de residuos orgánicos gestionados y compost producidos, con base en datos de los 8 últimos años de gestión.
4) Estudio de la experiencia del Banco de Alimentos de Quito, como un estudio de caso representativo de innovación social universitaria, con potencial de replicabilidad en otros contextos ecuatorianos y latinoamericanos.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El origen y desarrollo del Banco de Alimentos de Quito (BAQ) está estrechamente ligado a la Escuela Politécnica Nacional (EPN), donde un grupo de docentes universitarios promovió la creación de esta iniciativa hace dos décadas. Esta relación ha sido fundamental no solo para la consolidación operativa del BAQ, sino también para su evolución hacia un modelo técnico y científicamente fundamentado de manejo sostenible de residuos orgánicos y asistencia alimentaria.

La EPN ha aportado al BAQ, desde su rol institucional en diversas dimensiones:

- Soporte científico-técnico: Con proyectos de investigación aplicada, vinculación y trabajos académicos, la EPN ha contribuido al diseño y mejora de procesos de clasificación, trazabilidad, compostaje y evaluación de impacto ambiental y social de los residuos recuperados.
- Formación y transferencia de conocimientos: Se han desarrollado programas de vinculación, dirigidos al personal, organizaciones beneficiarias y voluntarios, basados en principios de economía circular y seguridad alimentaria, con participación activa de docentes y estudiantes de la EPN y otras universidades aliadas.
- Innovación social desde la academia: La iniciativa demuestra cómo una universidad pública puede ser agente activo en la construcción de soluciones sostenibles ante desafíos urbanos, articulando conocimiento, tecnología y compromiso social.

- Referente nacional: Gracias a esta colaboración, el BAQ se ha convertido en un referente técnico en Ecuador, tanto en la reducción del desperdicio alimentario como en la promoción de modelos de economía circular, para otros bancos de alimentos y diferentes actores del sistema agroalimentario.

La colaboración entre el BAQ y la EPN evidencia el potencial transformador de las alianzas universidad-sociedad civil, y ofrece un modelo replicable para otras ciudades interesadas en la búsqueda de estrategias integrales frente a la inseguridad alimentaria y la gestión de residuos orgánicos.

El BAQ a través de las acciones operativas y estratégicas ha recuperado y distribuido hasta la fecha más de 16 millones de kilos de alimentos aptos para el consumo humano. Solo en el año 2024 recuperó 4,25 millones de kilos de alimentos que fueron distribuidos mensualmente a un promedio de 90268 personas en situación de vulnerabilidad. La evolución que ha tenido el BAQ en los últimos años, respecto a la cantidad de alimento recuperado, se puede observar en la Figura 1, donde se destaca el gran incremento en la recuperación de alimentos de los últimos 8 años, que ha sido del 4108%.

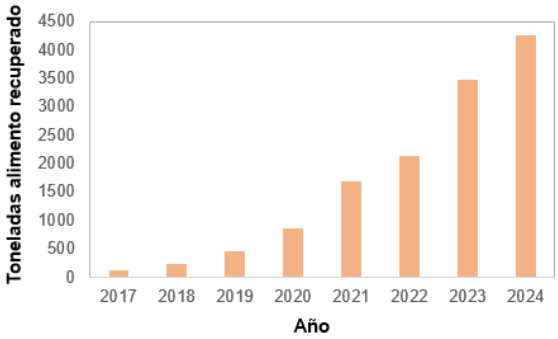


Figura 1. Alimento distribuido por el BAQ los últimos años

En la Tabla 1 se pueden verificar además el incremento del 837% respecto al número de personas atendidas en el mismo periodo de tiempo.

Tabla1. Datos del impacto del BAQ en los últimos años

Año	Toneladas alimentos recuperados	Personas atendidas por mes	Emisión de toneladas CO_2 evitadas
2017	101	9637	64
2018	218	13413	137
2019	437	17381	275
2020	844	24920	531
2021	1666	67494	1048
2022	2115	75661	1331
2023	3459	83360	2177
2024	4250	90268	2675

El crecimiento del BAQ obedece a dos razones principales:

1. El apoyo técnico de la EPN y otras universidades.
2. La operación institucional bajo la integración estratégica de tres macroprocesos clave, alineados con las cuatro perspectivas del Cuadro de Mando Integral (CMI), lo que permite una gestión estratégica, orientada a resultados y basada en datos, estos son los siguientes:
   a) Macroprocesos Estratégicos:

Corresponden al direccionamiento institucional, el seguimiento a la planificación estratégica y el control administrativo y financiero. Estos procesos están directamente relacionados con la perspectiva financiera, asegurando la sostenibilidad económica, la transparencia en el uso de recursos y la eficiencia presupuestaria.

   b) Macroprocesos Misionales

Incluyen la gestión de donaciones, el aprovechamiento de excedentes alimentarios, el almacenamiento seguro, y la distribución eficiente de alimentos a organizaciones sociales y familias en situación de vulnerabilidad alimentaria. Estos procesos se vinculan estrechamente con la perspectiva de alianzas, al buscar maximizar el impacto social, garantizar la trazabilidad de las entregas y mejorar continuamente la atención a los beneficiarios.

   c) Macroprocesos de Apoyo

Dan soporte a la operación a través de la gestión del talento humano, tanto del equipo técnico como de los voluntarios; la comunicación institucional, la gestión tecnológica, el mantenimiento de infraestructura y el fortalecimiento financiero complementario. Estos procesos responden principalmente a las perspectivas de operaciones y de aprendizaje y crecimiento, al promover la innovación, el desarrollo de capacidades organizacionales y el fortalecimiento de la cultura institucional.

La interacción entre estos tres tipos de macroprocesos permite al BAQ fortalecer su comunicación interna, identificar eficientemente los insumos críticos, los productos entregables, y los indicadores de desempeño clave (KPIs). Esto facilita el monitoreo continuo del cumplimiento de los objetivos estratégicos institucionales y el diseño de acciones correctivas y preventivas para asegurar un alto nivel de impacto y eficacia.

La Tabla 1 también presenta las toneladas de CO_2 cuya emisión ha sido evitada gracias a las operaciones de recuperación de alimentos realizadas por el BAQ, alcanzando un total de 2.675 toneladas en el año 2024. Este valor fue estimado utilizando la metodología FRAME (Food Recovery Avoiding Methane Emissions), desarrollada por The Global FoodBanking Network, en colaboración con Global Methane Hub y la organización Carbon Trust (FRAME Methodology, 2024).

Es importante destacar que el trabajo del BAQ, al igual que el de otros bancos de alimentos, no solo tiene un profundo impacto social al combatir el hambre y la inseguridad alimentaria, sino que también cumple un rol fundamental en la protección del medio ambiente. Al rescatar alimentos que de otro modo serían descartados y enviados a rellenos sanitarios, contribuyen significativamente a la reducción de residuos orgánicos. Este proceso evita la descomposición de dichos alimentos en vertederos, una de las principales fuentes de emisión de gases de efecto invernadero, en particular metano y dióxido de carbono. De este modo, los bancos de alimentos se consolidan como una solución integral que articula la responsabilidad social con la sostenibilidad ambiental, aportando a la mitigación del cambio climático de manera efectiva y tangible.

Entre las principales actividades del Banco de Alimentos de Quito (BAQ) destaca la *gestión de donaciones de productos* que han llegado al final de su ciclo de comercialización. Actualmente, el BAQ colabora con 180 benefactores, incluyendo empresas productoras y comercializadoras de alimentos, las principales cadenas de supermercados del país, centrales mayoristas de distribución, y desde hace tres años, también con el sector agrícola.

La recuperación directa en fincas y parcelas permite rescatar frutas, hortalizas y otros alimentos frescos que, debido a criterios estéticos, de tamaño o excedentes de producción, no cumplen con los estándares del mercado, a pesar de estar en condiciones óptimas para el consumo humano. Mediante alianzas con agricultores locales, el BAQ recolecta estos excedentes directamente en origen, y en colaboración con la universidad, ofrece asistencia técnica especializada, que incluye análisis de suelos y recomendaciones de fertilización orgánica, fortaleciendo así prácticas agrícolas sostenibles.

La *selección, clasificación y almacenamiento de los alimentos* recuperados se realiza con el apoyo diario de más de 120 voluntarios, tanto en funciones operativas como técnicas. El BAQ cuenta con una bodega de aproximadamente 1500 m², con capacidad para almacenar 300 toneladas de productos, equipada con sistemas de refrigeración y congelación que garantizan la adecuada conservación de los alimentos. Ubicada en predios universitarios, esta infraestructura también funciona como un espacio de aprendizaje y participación, donde estudiantes y docentes desarrollan actividades de vinculación con la sociedad, promoviendo la formación en responsabilidad social y sostenibilidad.

La *distribución de alimentos* se realiza directamente desde la bodega, y actualmente el BAQ atiende a más de 100 organizaciones sociales y 980 familias en situación de vulnerabilidad alimentaria. Además, se ofrece acompañamiento integral a los beneficiarios, mediante programas liderados por profesionales universitarios que imparten capacitaciones en nutrición, alimentación saludable y microemprendimientos, fortaleciendo así las capacidades locales y promoviendo el desarrollo comunitario.

En el año 2024, el BAQ logró recuperar el 83 % de los alimentos recibidos, destinándolos a la distribución a población vulnerable. Dentro de este porcentaje se incluyen alimentos que fueron reprocesados (<1 %) en forma de pulpas de frutas, mermeladas y pastas de vegetales, con el objetivo de extender su vida útil. Por otro lado, el 9 % de los alimentos clasificados, que ya no eran aptos para el consumo humano, se destinó a alimentación animal; el 5 % fue utilizado en procesos de compostaje y para el desarrollo de cultivos, y el 3 % restante correspondió a materiales reciclables. La Figura 2 ilustra claramente esta distribución, que evidencia el enfoque del BAQ en el aprovechamiento integral de productos orgánicos, bajo criterios de economía circular y sostenibilidad.

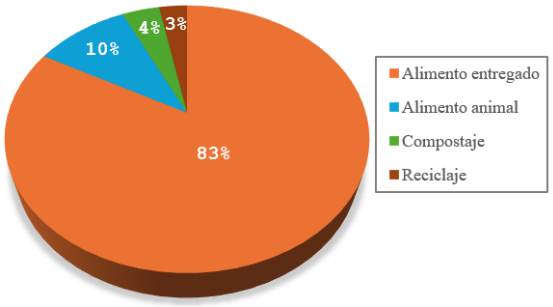


Figura 2: Clasificación de productos BAQ

Los productos recuperados por el BAQ corresponden a los grupos de alimentos que se presentan en la Tabla 2, donde se destaca que el 60 % de los productos distribuidos son frutas y verduras, el 12 % corresponde a lácteos y sus derivados, seguido de cereales, harina y panadería, mientras los otros grupos tienen porcentajes inferiores al 10%, incluida la proteína animal que llega apenas al 5%.

Tabla 2. Promedios de grupos de alimentos recuperados

Tipo de alimentos	Porcentaje (%)
Frutas y verduras	60
Lácteos y derivados	12
Cereales, harina y panadería	10
Proteína animal	5
Agua y bebidas	5
Otros productos	8

Es importante mencionar que, con el apoyo de estudiantes y profesores universitarios de distintas áreas, a través de proyectos de vinculación se realiza la valorización de alimentos que no se pueden aprovechar directamente y con los procesos necesarios se transforman en los siguientes productos:

- Frutas deshidratadas para snack saludables y tés frutales
- Rollos de banano maduro deshidratado
- Alimentos para mascotas (croquetas y deshidratados)
- Huevo deshidratado (harina de huevo)

Con enfoque de economía circular, se han desarrollado artículos funcionales a partir de residuos orgánicos, así, por ejemplo:

- Bálsamo labial con tinte de remolacha deshidratada
- Aditivos para abonos a partir de cáscaras de huevo
- Jabones con aceite vegetal usado
- Platos desechables y vasos a partir de residuos de café
- Papel a partir de pseudo-tallo de plátano
- Almidones biodegradables a partir de semillas de aguacate

El BAQ realiza adicionalmente *capacitación a niños y jóvenes* en una zona lúdica diseñada con este fin. Aquí se capacita a los visitantes en los siguientes temas:

- Importancia y ciclo de crecimiento de los alimentos
- Recursos necesarios para la producción de alimentos
- Ruta de los alimentos hasta llegar a nuestra mesa,
- Seguridad alimentaria, nutrición, gastronomía con alimentos recuperados.
- Gestión integral de residuos orgánicos
- Llamado a la acción y compromisos específicos.

5. CONCLUSIONES

- La experiencia del Banco de Alimentos de Quito (BAQ), originada en el ámbito universitario de la Escuela Politécnica Nacional, demuestra que es posible integrar con éxito la gestión sostenible de residuos orgánicos con la asistencia alimentaria, bajo principios de economía circular, innovación social y compromiso intersectorial.

- Durante más de dos décadas, el BAQ ha evolucionado desde una pequeña iniciativa solidaria hasta consolidarse como un referente técnico y operativo en la recuperación de alimentos, beneficiando mensualmente a más de 90000 personas y evitando la emisión de miles de toneladas de CO_2 gracias al rescate de productos aptos para el consumo humano.

- Este modelo se sustenta en una articulación estratégica entre academia, sociedad civil, sector privado y voluntariado, lo cual ha permitido desarrollar capacidades organizacionales, procesos eficientes y mecanismos de trazabilidad que garantizan tanto la seguridad alimentaria como la sostenibilidad ambiental. Además, se han generado productos funcionales y acciones educativas que fortalecen el cambio cultural necesario para una gestión responsable de los recursos.
  - Los resultados alcanzados evidencian el potencial de replicabilidad de este modelo en otras ciudades latinoamericanas, especialmente en contextos con alta vulnerabilidad social y sistemas deficientes de manejo de residuos. La experiencia del BAQ reafirma que las universidades no solo pueden generar conocimiento, sino también liderar soluciones integrales frente a los desafíos urbanos más apremiantes.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– Aroni, N. (2023). Avances de la producción científica sobre gestión de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. http://portal.amelica.org/ameli/journal/688/6884342001/

– Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, BCNC (2020). *Evolución de la ley contra el desperdicio de alimentos en Francia*. https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id= repositorio%2F10221%2F29084%2F1%2FBCN__evolucion_ley_contra_desperdicio_alimentos__en_Francia_Fina

- Ellen MacArthur Foundation, EMF (2019). Cities and circular economy for food. https://ellenmacarthur foundation.org/cities-and-circular-economy-for-food
- EMGIRS-EP. (2023) Caracterización de residuos sólidos. https://www.emgirs.gob.ec/index.php/zenkit/visitas-al-relleno-sanitario-2
- EU, European Commission. (2020). *Bio-waste in the circular economy*. https://environment.ec.europa.eu/publi cations/study-bio-waste-circular-economy_en
- FAO. (2011). *Pérdidas y desperdicio de alimentos en el mundo*. https://www.fao.org/4/i2697s/i2697s.pdf
- FAO. (2018). *El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo*. https://www.fao.org/publications/ fao-flagship-publications/the-state-of-food-security-and-nutrition-in-the-world/es
- Felix. (2024). Proyecto Felix, Buena comida buenas causas, https://www.respectfood.com/es-es/partner/felix-project/
- FRAME Methodology. (2024). *Food recovery to avoid methane emissions*.https://www.foodbanking.org/?s=frame
- Hernández-Berriel, M. del C., Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Lima-Morra, R., Eljaiek-Urzola, M., Márquez-Benavides, L., & Buenrostr, O. (2016). Generación y composición de los residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, *32*(Especial Residuos Sólidos), 11–22. https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.05.02
- IEA Bioenergy. (2021). *Country report Germany – Anaerobic digestion*. https://www.ieabioenergy.com
- PNUMA Programa para Medio Ambiente. (2017). *Aumenta la generación de residuos en América Latina y el Caribe*. https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes//aumenta-la -generacion-de-residuos-en-america-latina-y-el-caribe
- The Global FoodBanking Network, GFN. (2024). *Network activity report 2023*. https://www.foodbanking.org/es/our-impact/network-activity-report-2023/
- UN-Habitat. (2020). *Solid waste management in the world's cities*. https://unhabitat.org/solid-waste-manage ment-in-the-worlds-cities
- WRAP-UK, (2022). Reducing food waste by redistributing surplus food. https://wrap.org.uk/resources/guide/reducing-food-waste-redistributing-surplus-food

ID 153. PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE LIGAS Al-Si OBTIDAS A PARTIR DE RESÍDUOS DA RECICLAGEM DE PAINÉIS SOLARES

Hugo Marcelo Veit
Luiz Otavio Teixeira Braga
Maria Eduarda Sassi Endres
Instituição e endereço: UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Agronomia, Porto Alegre - RS –Brasil – CEP 91501-970
Email: hugo.veit@ufrgs.br

Palavras chaves: Reciclagem, Painel Solar, Silício, Ligas de Alumínio

Abstract

With the global growth in the use of photovoltaic (PV) energy, the recycling of PV panels presents an environmental and technological challenge. In this context, this work developed a method for separating silicon-rich material. The recovered silicon, along with the aluminum frames from the panels, was used as secondary raw material for the production of aluminum alloys. The adopted methodology included disassembly, delamination and subsequent alloy production. In parallel, the performance of the recovered silicon was compared to that of commercial metallurgical-grade silicon, traditionally used for silicon addition in aluminum alloys. Characterization techniques such as XRF and metallography were employed. The results indicated that the hot wire delamination method was efficient in separating the glass, which represents about 80% of the module mass. Chemical delamination using a 25 wt% NaOH solution proved more effective, obtaining silicon-rich fractions in less than two hours. During the melting stage, the incorporation of recycled silicon showed a linear behavior in relation to the final silicon content in the alloys, demonstrating good process reproducibility. XRF and optical microscopy analyses confirmed that the recovered silicon performs equivalently to commercial silicon in terms of both chemical composition and microstructure.

Introdução

A expansão da energia fotovoltaica (FV) como fonte de energia renovável nos últimos anos tornou a reciclagem de painéis solares um importante assunto. Estima-se que os resíduos gerados por esses equipamentos, classificados como Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEE), ultrapassem 2,4 milhões de toneladas até 2030, número que tende a aumentar com a contínua expansão do setor (Baldé et al., 2024). Em 2023, a produção global de módulos FV atingiu 500 GWp, 13 vezes mais do que uma década antes (Ise, 2024). Com vida útil média de 25 anos, muitos módulos poderão ser descartados prematuramente por danos durante transporte, instalação ou eventos climáticos extremos (Sanathi; Banerjee; Bhowmik, 2024).

Os principais modelos de módulos FV são os módulos à base de silício (97.5% dos módulos produzidos em 2023) (Ise, 2024). A Figura 13 mostra a configuração típica de painel FV a base de silício. Nela observa-se camadas de materiais com diferentes funções fixadas por uma moldura de alumínio. Na parte superior tem-se o vidro temperado, que além de ser resistente às condições climáticas deve ter ótima transmitância de luz. (Tao et al., 2023). Logo abaixo do vidro tem-se as células FV encapsuladas por etileno acetato de vinila (EVA). O EVA garante coesão das células, proteção contra impactos e vibrações e isolamento contra umidade. Por fim, na parte posterior, há a camada backsheet (BS). O BS é uma combinação de polímeros geralmente composta de polietileno (PET) e fluoreto de polivinila (PVF ou Tedlar®) e tem como principal função ser barreira à intempéries (Dias; Benevit; Veit, 2016).

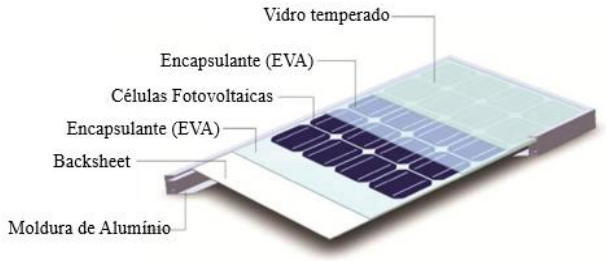


Figura 13. Típico arranjo de um módulo FV à base de Si (Tao; Yu, 2015).

A reciclagem desses módulos envolve etapas como desmontagem, delaminação, separação dos materiais e sua reutilização como matéria-prima. Este trabalho investigou técnicas de separação de componentes de painéis FV visando a produção de ligas de alumínio-silício para fundição. Essas ligas são valorizadas por sua fluidez, especialmente as da série 3xx, amplamente usadas na indústria (Schlesinger, 2007).

Tradicionalmente, o silício é adicionado às ligas por meio de silício grau metalúrgico (Si-GM), obtido pela redução carbotérmica da sílica (SiO_2). Já o silício utilizado em módulos FV requer pureza muito maior, como o grau solar (Si-GS) ou eletrônico (Si-GE), obtidos por processos de purificação intensivos em energia (Chigondo, 2018). Assim, o reaproveitamento do silício de módulos usados para produção de ligas caracteriza um processo de downcycling, dada a dificuldade de remoção completa de contaminantes. Essa abordagem, energeticamente mais viável, é vista como alternativa promissora ao reuso do silício em aplicações de menor exigência, em contraste com a reciclagem de ciclo fechado (Sanathi; Banerjee; Bhowmik, 2024).

Objetivos

Este trabalho tem como objetivo produzir ligas de alumínio-silício (Al-Si) a partir de resíduos de painéis solares, por meio do desenvolvimento de uma rota de separação e concentração do silício, da investigação de métodos alternativos de delaminação em escala laboratorial e da caracterização de ligas com diferentes teores de silício, comparando os efeitos do silício reciclado e comercial na microestrutura das ligas.

Metodologia

Um Módulo FV Policristalino KS340 da marca Kyoservice foi usado neste trabalho. O módulo possuía uma massa total de 22.6 kg e um total de 72 células FV e uma moldura de liga de alumínio. A Figura 14. mostra o fluxograma geral de todo o processo realizado neste trabalho.

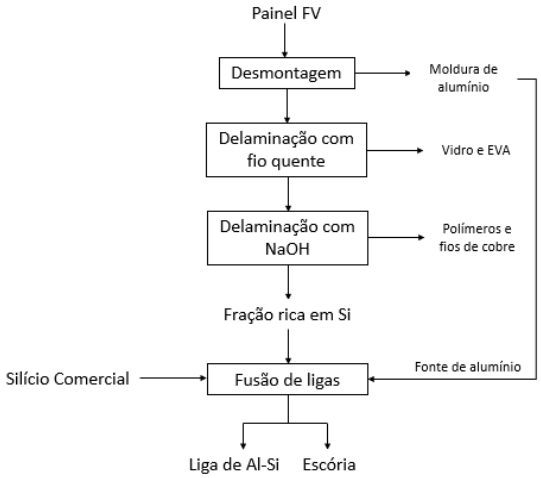


Figura 14. Fluxograma da metodologia geral aplicada no trabalho.

A etapa de desmontagem foi realizada com auxílio de ferramentas de corte. Amostras de painel FV foram cortados em pequenas tiras de 1cmx7cm para a realização dos ensaios sequentes. A amostras, compostas de camadas de vidro/EVA/célula/EVA/BS, foram submetidas à delaminação com fio quente. A técnica de delaminação por fio quente consiste na operação de separação da parte superior contendo vidro (que corresponde a aproximadamente 80% em massa do material) da parte inferior contendo o material de interesse no trabalho (Figura 15).

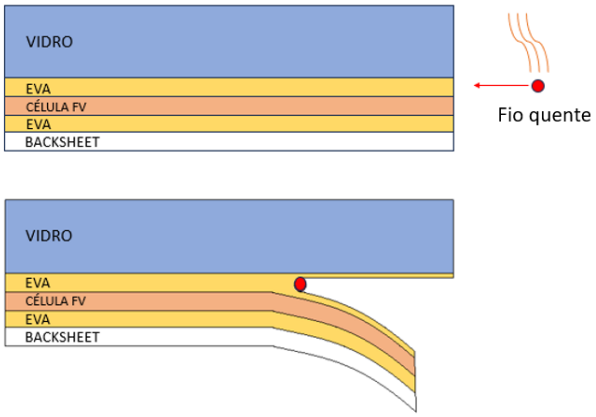


Figura 15. Representação da ação de delaminação com fio quente.

Foi desenvolvido um protótipo de delaminador por fio quente a fim de reproduzir o efeito desta técnica sob amostra de estudo. O protótipo consistiu em uma fonte de corrente ligado a um fio de liga de níquel/cromo de alta resistividade de 0.6 mm de diâmetro. Ao ser imposta uma corrente (10A) o fio aquecia por efeito joule. A Figura 16 mostra o equipamento desenvolvido que alcançou temperatura de aproximadamente 500°C com a potência nominal de 39W.

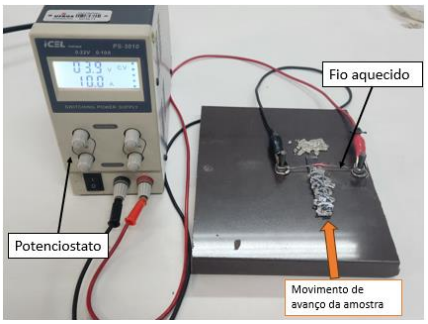


Figura 16. Protótipo de equipamento de delaminação com fio quente desenvolvido para o trabalho.

As camadas inferiores separadas no processo descrito acima, composta de EVA/célula/EVA/BS, foram submetidas então ao processo de delaminação química com hidróxido de sódio (NaOH). O NaOH age de duas formas sobre o material: degradando as camadas restantes de EVA e dissolvendo o alumínio do contato inferior (Figura 17).

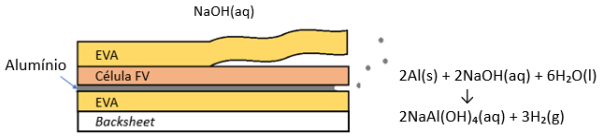


Figura 17. Representação do efeito do NaOH nas amostras.

A concentração de NaOH foi avaliada com ensaios em três concentrações (6.13%, 12.5% e 25% em massa de NaOH em água). Ao fim da delaminação total dos materiais das amostras estes foram separadas por densidade. O material rico em silício, correspondente às células FV, foram caracterizados quimicamente por fluorescência de raio X pra serem usados como fonte de silício na produção de ligas de alumínio-silício.

As ligas de alumínio foram produzidas em cadinho de grafite em forno elétrico. As cargas de fusão contaram com uma quantidade fixa de alumínio de moldura (30.00g), quantidades variáveis de silício (0g, 1.00g, 2.00g, 3.00g e 4.00g de material rico em silício recuperado de painel FV, e 1.00g, 2.00g, 3.00g e 4.00g de silício de grau metalúrgico comercial) e uma quantidade fixa de fluxo salino próprio para ligas de alumínio (8.00g). O uso de fluxo tem por objetivo formar uma camada de sal fundido sobre o metal líquido, reduzindo a oxidação e otimizando a coalescência do metal. Foi usado como parâmetros para a formação da liga temperatura de 1000°C e tempo de uma hora em forno, com agitação manual a cada 15 minutos. A solidificação das ligas foi alcançada com resfriamento ao ar.

Resultados e discussão

A desmontagem da moldura de alumínio resultou em uma quantidade de alumínio de 2.85Kg, que corresponde ao alumínio disponível, por painel FV, para a produção de ligas. A massa do material disponível para os ensaios subsequentes foi de aproximadamente 19.16 kg.

Realizados os dois processos de delaminação (com fio quente e com NaOH), a separação por densidade foi realizada e um balanço de massas do material pode ser calculado (Figura 18). Considerando a massa de material disponível medida anteriormente, a massa de silício disponível no módulo FV para a produção de ligas é de 498.0g.

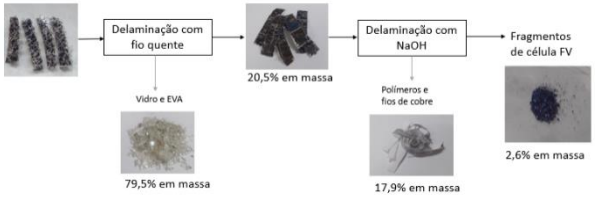


Figura 18. Distribuição mássica dos elementos separados pelos processos de delaminação.

A Figura 19 mostra a taxa de separação dos fragmentos de célula FV para as três concentrações de NaOH testadas. Para a maior concentração (25%) a separação completa ocorreu, para todos os testes, entre a primeira e segunda hora.

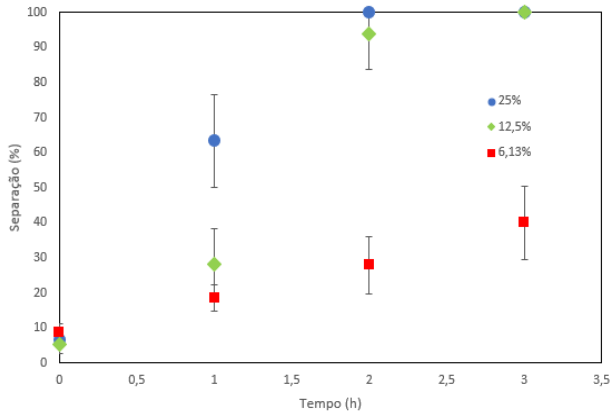


Figura 19. Taxas de separação dos fragmentos de célula FV em três concentrações diferentes, % mássica de NaOH em solução aquosa.

As análises químicas por FRX dos fragmentos ricos em Si de painel FV, do silício metálico comercial e da moldura de alumínio podem ser vistas nas tabelas 2, 3 e 4, respectivamente.

Tabela 1. Composição química dos fragmentos ricos em silício extraído de painel FV, analisado por FRX (%massa).

Si	Ag	Sn	Pb	Outros
99.509	0.280	0.133	0.026	< 0.01

Tabela 2. Composição química do silício metálico comercial, analisado por FRX (%massa).

Si	Fe	Al	Cr	Ti	Outros
93.007	5.496	0.654	0.304	0.202	< 0.05

Tabela 3. Composição química da moldura de alumínio por FRX (%massa).

Al	Mg	Si	Outros
98.543	0.791	0.434	< 0.04

A evolução do teor de silício em razão da carga de material rico em silício adicionado pode ser vista no gráfico da Figura 20. Como pode ser visto existe uma tendência linear entre a quantidade de material adicionado e o teor final de silício na liga. Ainda, há pouca diferença entre o comportamento do silício proveniente de células FV e o silício metálico comercial, o que atesta a equivalência da matéria prima secundária estudada como uma fonte de elemento de liga para ligas de alumínio, em termos de composição química.

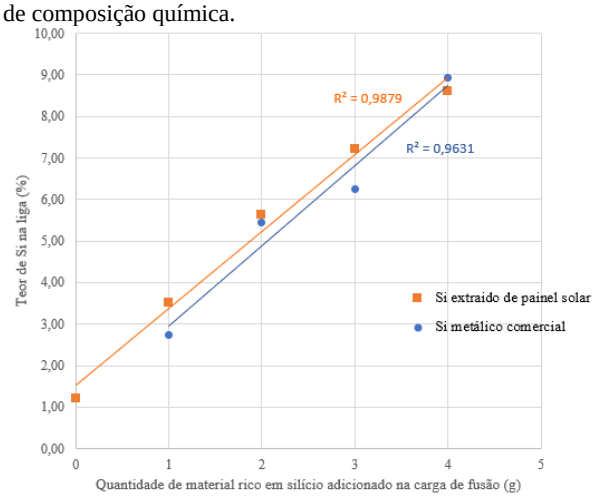


Figura 20. Relação entre carga de material rico em silício adicionado na carga de fusão versus teor de silício encontrado na liga por FRX, no modo metais, para as duas fontes de Si.

A Figura 21 mostra a evolução do teor dos elementos constituintes dos fragmentos de célula FV como impurezas. Nota-se uma tendência linear e valores consideravelmente baixos levando em conta os teores de impureza aceitáveis por normas, como

a ASTM B85.

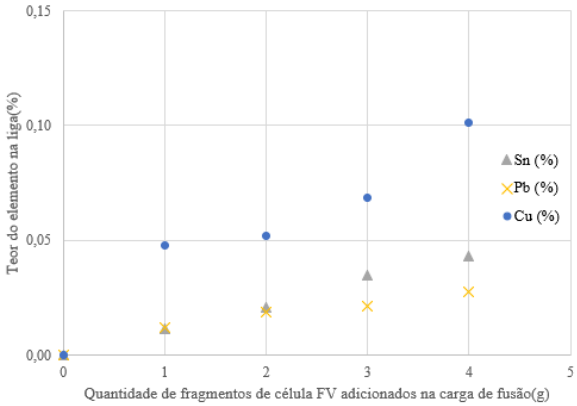


Figura 21. Razão entre massa de fragmentos de célula FV adicionados na carga de fusão e teor de impurezas na liga por FRX, no modo metais.

Análises metalográficas mostraram as mesmas microestruturas formadas para as duas fontes de silício testadas. A Figura 22 mostra dois exemplos de análise realizadas: à esquerda com a adição de silício metálico comercial na carga de fusão, e, à direita, liga produzida com adição dos fragmentos de célula FV. Para ambos os casos se nota a formação de fase alumínio alfa (de coloração clara) e a fase eutética (coloração escura).

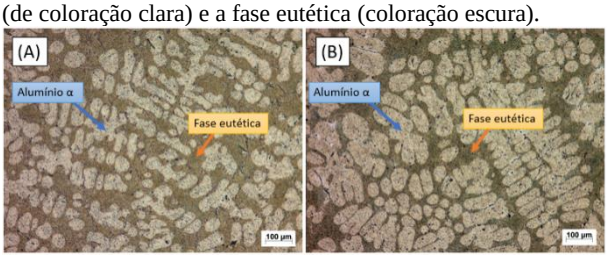


Figura 22. Metalografia de duas ligas formadas. (A) liga com adição de silício metálico comercial. (B) liga com adição de fragmentos de célula FV. Ataque com HF 1%. Aumento 100x.

Conclusões

A produção de ligas Al-Si a partir de resíduos de painéis fotovoltaicos foi viável, utilizando um método eficiente de delaminação por fio quente e tratamento com NaOH (25%), que separou fragmentos ricos em silício em menos de 2 horas. O material obtido apresentou pureza de 99.5% de Si. As ligas produzidas com esse silício reciclado mostraram composições e microestruturas semelhantes às feitas com silício comercial, com fases confirmadas por metalografia.

Referências Bibliográficas

BALDÉ, C. P. *et al.* THE GLOBAL E WASTE MONITOR 2024, 2024.

CHIGONDO, F. From Metallurgical-Grade to Solar-Grade Silicon: An Overview. **Silicon**, 2018.

DIAS, P. R.; BENEVIT, M. G.; VEIT, H. M. Photovoltaic solar panels of crystalline silicon: Characterization and separation. **Waste Management & Research**, 2016.

FERNANDES, L. M. R.; FRANCO, A. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA Sérgio Rezende. **Metalurgia do Silício**, 2007.

ISE, F. Photovoltaics Report, 2024.

SANATHI, R.; BANERJEE, S.; BHOWMIK, S. A technical review of crystalline silicon photovoltaic module recycling. **Solar Energy**, 2024.

SCHLESINGER, M. E. **Aluminum recycling**. Boca Raton, FL: CRC Press/Taylor & Francis Group, 2007.

TAO, M. *et al.* Recent progress and future prospects of silicon solar module recycling. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, 2023.

ID 154. Estudio Socio-Económico sobre Residuos de Construcción y Demolición (RCD) bajo un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) en Monterrey, Nuevo León

de la Peña Garza, Mauricio; Montibeller González, Isabella; Naranjo Copestake, Sara; de Hoyos Guajardo, Enrique; Angulo Elizalde, Ana Y.; Cach Junco, Ivar O.; Paredes Figueroa, María G.

Universidad de Monterrey: Av. Ignacio Morones Prieto 4500-Pte, Zona Valle Poniente, 66238 San Pedro Garza García, N.L.
Cemex: Constitución 444, Centro, 64000 Monterrey, N.L.

mauricio.delapenag@udem.edu, isabella.montibeller@udem.edu, sara.naranjo@udem.edu,
enrique.dehoyosg@cemex.com
anayulissa.angulo@cemex.com
ivaroswaldo.cach@cemex.com
maria.paredesf@udem.edu

Palabras Clave

Residuos de Construcción y Demolición (RCD)
Análisis de Ciclo de Vida (ACV)
Concreto de Retorno (CR)

Abstract

This study aims to assess the socioeconomic impact of Construction and Demolition Waste (CDW) in Monterrey, Nuevo León, through a Social and Economic Life Cycle Assessment (SC-LCA) approach. Two scenarios are compared based on primary data sources: (i) the final disposal of CDW in authorized landfills, and (ii) its reintegration as an alternative raw material in clinker production, specifically through the use of Returned Concrete (RC) as a partial substitute for limestone.

The social assessment was carried out based on key categories such as employment generation, occupational health and safety, transparency, social security, and social benefits. This assessment aligns with the standards set by NOM-017-STPS-2008 and PROY-NOM-004-STPS-2020, using quantitative indicators derived from surveys administered to employees from cement and concrete plants (Cemex and Regenera), as well as local landfill operators.

The economic assessment is planned to estimate the costs and benefits assumed by the different actors involved in the sourcing and end-of-life stages of RC. This will include projected costs related to materials, transport, labor, and waste treatment, among others, as well as potential sources of income generated throughout the process, such as recycling. This evaluation is expected to be completed in time for presentation at the congress, as it is a key component of the study.

This study seeks to establish a robust methodological foundation to maximize the sustainable use of CDW within the cement production chain. Therefore, decision-making actors will consider the socioeconomic advantages of employing low-impact materials, thereby supporting the transition toward a circular economy within the construction industry.

1. Introducción

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología alineada con la ISO 14040 y 14044 que analiza los impactos ambientales de un producto durante todas sus etapas. Permite detectar impactos clave y diseñar estrategias de mejora (European Union, 2018). En el sector de la construcción, el ACV ofrece una perspectiva cuantificada sobre las emisiones de carbono y otros impactos, permitiendo diseñar materiales con menor impacto ambiental.

El Análisis de Ciclo de Vida Sostenible (ACVSos) amplía el enfoque del ACV tradicional al evaluar también impactos sociales y económicos. Esto lo convierte en una herramienta clave para decisiones orientadas a mejorar la sostenibilidad de procesos o productos. En esta etapa, el estudio se centrará en un Análisis de Ciclo de Vida Socio-Económico (ACV-SE).

Entre los desafíos que enfrenta el sector, destaca la gestión de los Residuos de Construcción y Demolición (RCD). De acuerdo a colaboradores de Regenera, en México se generan anualmente 11.7 millones de toneladas de RCD, de las cuales el 11.96%

proviene de Nuevo León, lo que equivale a 1.4 millones de toneladas. Solo una fracción mínima es gestionada de forma adecuada: 20% se dispone, 3% se recicla y 1% se reutiliza.

Regenera, iniciativa ambiental de Cemex, brinda soluciones de circularidad para extender el ciclo de vida de productos y materiales al reutilizarlos en productos de valor agregado. “Regenera utiliza residuos y subproductos industriales como sustitutos sostenibles de combustibles fósiles y materias primas naturales” (Cemex, 2025). Este estudio evalúa los impactos socioeconómicos de disponer o revalorizar concreto de retorno (CR) a partir de información primaria proveniente de las plantas de la empresa mencionada.

2. Objetivo General

Desarrollar un estudio bajo la metodología de Análisis de Ciclo de Vida Socio-Económico (ACV-SE) del proceso de producción de clinker a partir de materia virgen o Residuos de Construcción y Demolición (RCD); comparando su disposición final en escombrera frente a su circularidad en la producción de cemento en Nuevo León.

3. Metodología

Para el desarrollo de esta investigación, se abordaron las vertientes de ACV Social y Económico acorde a los lineamientos de la ISO 14040:2006 (Figura 1) y la propuesta de estrategias de mejora sostenibles.

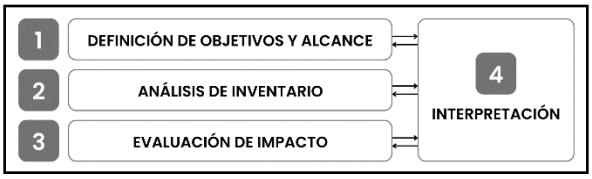


Figura 1. Etapas principales en el proceso de Análisis de Ciclo de Vida (ISO 14040:2006).

El estudio evaluó dos escenarios de disposición final de RCD: su disposición en escombrera y su reintegración en la cadena de producción del cemento. Se tomó en cuenta la siguiente unidad funcional: Gestión y disposición de una tonelada de RCD con una temporalidad del año 2024. El flujo de referencia para el estudio social fue correspondiente a la población encuestada, siendo un 73.33% de la fuerza laboral de Regenera/Cemex y un 50% de las Escombreras. En cuanto al económico, su flujo de referencia es el costo del manejo de una tonelada de RCD.

Para la realización del Inventario de Ciclo de Vida (ICV), se utilizaron datos primarios de la producción de cemento de Cemex y datos logísticos de Regenera.

El RCD que se evaluó fue el concreto de retorno, técnicamente llamado Caliza Alterna Gris Triturada (CAGT). Éste es concreto que al no ser empleado en obra, se traslada de regreso a la planta concretera para ser reintegrado en la cadena de producción como sustituto parcial de la caliza o, en su defecto, para ser dispuesto en escombrera.

Las etapas incluidas en el estudio se delimitan en la Figura 2, evaluándose A1-A3 y C2-C4,D.

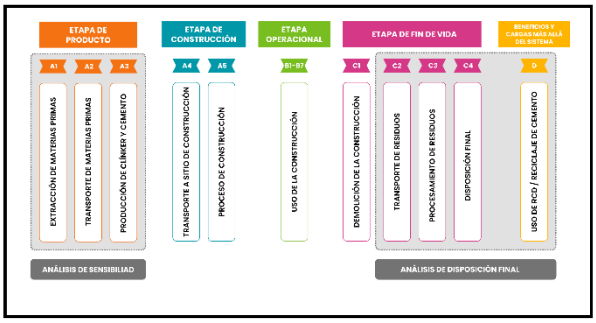


Figura 2. Etapas del ciclo de vida dentro de los límites del sistema.

Se consideraron cuatro plantas concreteras y una cementera ubicadas en la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) y tres escombreras en el estado de Nuevo León, donde la empresa dispuso CAGT en 2024.

Tres de las plantas concreteras reintegraron alrededor del 30% del volúmen total de CAGT generada en 2024, mientras que la concretera restante reintegró el 100% de la CAGT el mismo año. Cabe mencionar que dicha concretera cuenta con las mayores distancias de transporte (alrededor de 170 km totales) en la etapa de disposición final en comparación con las otras tres plantas (88 km, 100 km y 114 km, en total), resultando en una variable crítica en la toma de decisiones.

3.1 Evaluación social

Para el ACV Social, se seleccionaron las siguientes subcategorías de impacto: generación de empleo (en la gestión de residuos), salud y seguridad en el trabajo, transparencia, seguridad social y beneficios sociales. Asimismo, se definió a los trabajadores como el grupo de interés en el que se centra la evaluación social.

La primera parte se realizó mediante un análisis comparativo de la relación entre el manejo de residuos y la generación de empleo. Por otro lado, mediante una encuesta generada a la personal operativo de Regenera/Cemex y escombreras, realizada acorde a lo estipulado en la NOM-017-STPS-2008 y PROY-NOM-004-STPS-2020 (Diario Oficial de la Federación, 2008 y 2021), se evaluaron los resultados obtenidos mediante la metodología de nivel de desempeño.

La metodología reportada por García (2018), determina un color por nivel de desempeño social, donde se mide el nivel de clasificación cercano a "1" simbolizando un buen desempeño social en relación con condiciones laborales, mientras que una calificación menor, implica un desempeño social precario. Por otro lado, para la obtención de una calificación aprobatoria, se utilizó un rango mayor a 0.5, de lo contrario sería reprobatoria. Con esto, se puede medir los apartados con bajos desempeños y por tanto, posibles áreas de mejora (Figura 3).

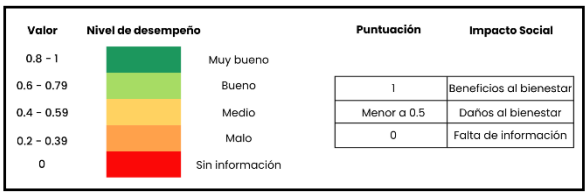


Figura 3. Escala de referencia para la evaluación. Fuente: García, 2018.

Para el cálculo del nivel de desempeño por subcategoría, se utilizó la siguiente fórmula (Ec. 1), siendo n la cantidad de preguntas por subcategoría:

$$Nivel\ de\ Desempeño\ por\ Subcategoría = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} Preguntas_i \quad (1)$$

Subsecuentemente, se utilizó la fórmula de Nivel de Desempeño Total (Ec. 2) , para generar la sumatoria total de la calificación de la encuesta por empresa: Regenera y Escombreras.

$$Nivel\ de\ Desempeño\ Total: \sum_{i=1}^{n} (Subcategoría_i * Ponderación_i) \quad (2)$$

Por otro lado, para el cálculo de generación de empleo con base en la UF, se utilizaron las siguientes fórmulas (Ec 3 – 7):

$$Generación\ de\ Empleo\ (G_E)\ /\ Tonelada\ =\ E\ /T \quad (3)$$

$$\left(\frac{G_E}{T}\right)_{Regenera} = \frac{E_R}{T_a} \quad (4)$$

$$\left(\frac{G_E}{T}\right)_{Escombrera} = \frac{E_E}{T_d} \quad (5)$$

$$Regenera\ vs\ Escombreras\ = \frac{G_E/T\ (Regenera)}{G_E/T\ (Escombreras)} \quad (6)$$

$$Toneladas\ por\ Empleado\ \ (T_E) = \frac{T}{E} \quad (7)$$

Donde E es número de empleados totales, E_R empleados de Regenera en contacto con RCD, E_E empleados de las tres escombreras, T toneladas totales, T_a toneladas aprovechadas por la empresa de recirculación y T_d toneladas dispuestas en escombrera.

3.2 Evaluación económica

La metodología aplicada para el Análisis de Ciclo de Vida Económico (ACV-E) inicia con la elaboración del inventario, el cual se construye a partir de las entradas y salidas definidas dentro del alcance del estudio ambiental en desarrollo. Una vez delimitados los procesos y ajustados a la unidad funcional, se incorporan los costos asociados a cada proceso, con el objetivo de evaluar si existe o no una diferencia económica al utilizar concreto de retorno como sustituto parcial de caliza virgen. El análisis

comparativo se centrará exclusivamente en las etapas A1-A2 y C2-D.

Basado en el estudio de Mei Mah (2018), se estableció la siguiente metodología:

Figura 4. Metodología del costo de Ciclo de Vida. Fuente: Mei Mah, 2018.

Algunos de los componentes económicos más relevantes a analizar son: costo y depreciación de vehículos y maquinaria enfocados en el transporte y manejo de residuos y materias primas; costo de combustible; tarifas por disposición de escombro; costo del consumo energético; costos de materia prima y concreto reutilizado; salarios a empleados; entre otros.

4. Resultados y discusión

4.1 Evaluación social

Con base a los resultados obtenidos, se puede concluir que la reintegración de RCD con Regenera/Cemex genera aproximadamente 6.75 veces más empleo por tonelada que su disposición en escombrera. Aunque el volumen de RCD dispuesto en escombreras es mayor, la reintegración mediante procesos como los realizados por Cemex representa una mayor eficiencia en generación de empleo por tonelada, con puestos más calificados, especializados y potencialmente mejor remunerados.

En promedio, un empleado de Regenera maneja anualmente 1 008 toneladas de RCD, mientras que un empleado de una escombrera maneja 6 787 toneladas por año. Esta diferencia significativa, tiene impactos directos en la calidad del empleo y las posibles afectaciones a la salud.

Con base a la sección de datos personales de la encuesta, se registró una edad promedio de 35 años para empleados en contacto con RCD de Regenera/Cemex, mientras que en las escombreras este promedio fue ligeramente mayor, con 41 años. Asimismo, se obtuvieron 2 años y 9 meses de antigüedad para empleados en Regenera, lo cual refleja baja rotación, mientras que en las escombreras mostraron un promedio de solo 1 año y 3 meses en el puesto, teniendo una menor permanencia en el puesto.

En la subcategoría de “Transparencia”, se evaluó la percepción de los empleados acerca del nivel de claridad y transparencia en la comunicación de medidas de prevención y seguridad en las plantas por parte de Cemex. Esto se midió mediante una escala del 1 al 5 (donde 1 significa "nada claro", 3 "parcialmente claro" y 5 "muy claro") observada en la Figura 4. Es relevante señalar que las calificaciones más bajas (1 y 2) provinieron principalmente del personal de las escombreras.

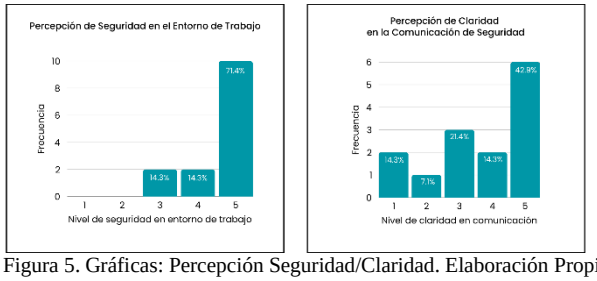


Figura 5. Gráficas: Percepción Seguridad/Claridad. Elaboración Propia, 2025.

La Figura 6 muestra la frecuencia con la que los trabajadores encuestados identificaron diversos síntomas que asocian con su experiencia en el manejo de RCD. La fatiga y la irritación destacan entre los más reportados, con un 35.7%.

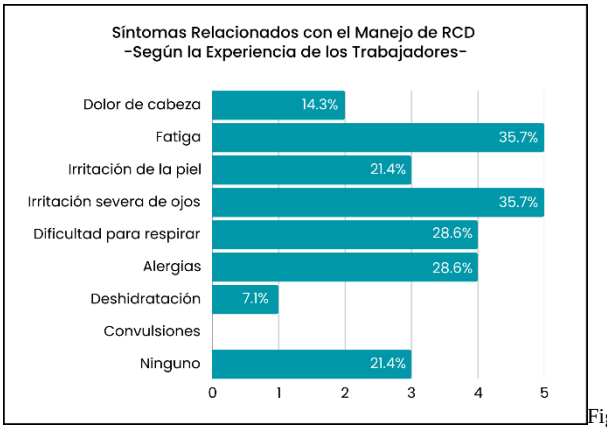


Figura 6. Síntomas relacionados con el manejo de RCD. Elaboración Propia, 2025.

Para la evaluación de nivel de desempeño (Figura 7), Regenera obtuvo una calificación final de 0.816. De acuerdo con la escala, esto indica un desempeño "muy bueno" y un impacto social positivo que contribuye al bienestar. Por el contrario, las escombreras encuestadas alcanzaron una calificación final de 0.549, reflejando un desempeño "medio" y un impacto social cercano a generar daños al bienestar.

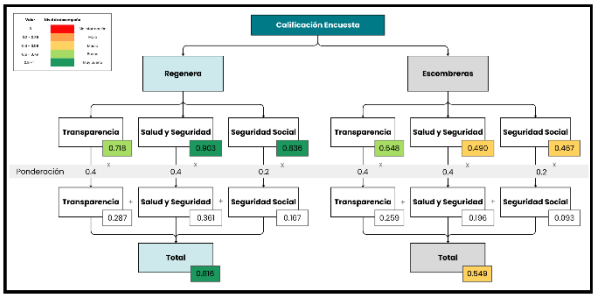


Figura 7. Calificación Encuesta. Elaboración Propia, 2025.

Estos resultados podrían estar relacionados con las diferencias en procesos operativos o grado de formalización en cada alternativa de disposición.

Según los datos recabados, los empleados de escombreras laboran en promedio 10 horas diarias, de lunes a sábado, superando la jornada laboral estándar. Por su parte, Regenera, con una organización más estructurada, mantiene un horario de 8 horas diarias de lunes a viernes para sus empleados de tiempo completo. Por lo tanto, la mayor disposición de toneladas en escombreras con menor cantidad de empleados refleja condiciones laborales deficientes, principalmente debido al incremento en las horas de trabajo diarias.

Los resultados de síntomas experimentados en manejo de RCD, permitieron identificar una correlación entre la exposición constante a los RCD y la aparición de síntomas como fatiga, irritación ocular o dérmica, y dificultades respiratorias. Si bien no se trató de un diagnóstico clínico, la recurrencia de estas afecciones entre el personal expuesto sugiere la necesidad de implementar medidas preventivas más robustas, reforzar los protocolos de seguridad e higiene en el manejo de RCD para mitigar riesgos a la salud.

4.2 Evaluación económica

En esta etapa preliminar, se han identificado los principales actores involucrados y las variables clave para la evaluación económica del CR. Aunque la evaluación económica permanece en desarrollo, se espera que el análisis permita comparar los costos y beneficios asociados a la reintegración del CR en la cadena productiva frente a su disposición en escombrera.

5. Conclusiones

La evaluación de impactos en el ámbito social permite afirmar que la valorización del CAGT-R fortalece el tejido laboral mediante empleos más seguros, formales y especializados. Estos resultados sugieren que la adopción de esquemas de reintegración no deben evaluarse únicamente desde su eficiencia técnica, sino también desde su potencial de transformación

estructural en términos sociales.

Este ACV-SE reafirma que una estrategia de valorización de CAGT, basada en su reincorporación como materia prima alterna, representa una oportunidad tangible para la reducción de costos económicos, el fortalecimiento del capital humano y el avance hacia una cadena de valor circular. Esta visión integrada puede servir como modelo replicable dentro del sector construcción, con una base sólida para la toma de decisiones empresariales, regulatorias y académicas que prioricen la sostenibilidad sistémica.

6. Referencias Bibliográficas

Cach, I. (2025). Clasificación de los RCD: Panorama Actual. https://www.cemex.com/products-solutions/regenera

CEMEX España. (s.f.). Clinker. En CEMEX España. https://www.cemex.es/cemento/clinker

Cemex (2025). Regenera. https://www.cemex.com/es-MX/productos-soluciones/regenera

Diario Oficial de la Federación. (2008, 9 de diciembre). NORMA Oficial Mexicana NOM-017-STPS-2008, Equipo de protección personal-Selección, uso y manejo en los centros de trabajo. https://www.stps.gob.mx/bp/secciones/dgsst/normatividad/normas/nom-017.pdf

Diario Oficial de la Federación. (2021, 8 de febrero). PROYECTO de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-004-STPS-2020, Maquinaria y equipo que se utilice en los centros de trabajo. Sistemas de protección y dispositivos de seguridad. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5611061&fecha=08/02/2021

European Union. (2018). Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment. Recuperado de https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/16cd2d1d-2216-11e8-ac73-01aa75ed71a1/language-en

García Sánchez, Maribel. (2018). "Análisis de ciclo de vida social del sistema de agua de la Ciudad de México". (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de https://repositorio.unam.mx/contenidos/152642

International Organization for Standardization. (2006). ISO 14040: Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework. ISO. https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es

Mei Mah, C. (2018). Life cycle assessment and life cycle costing toward eco-efficiency concrete waste management in Malaysia, Journal of Cleaner Production, Volume 172, 2018, Pages 3415-3427, ISSN 0959-6526, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.200.

ID 155. Red de actores para el fortalecimiento de la educación ambiental sobre residuos plásticos en el Pacífico colombiano

Bohórquez-Alzate, Hanna Lucieth[1]; Castro-Álvarez, Daniel Fernando; Ramírez-Orozco, Alejandro[3]; Carvajal-Flórez Elizabeth[5].

[1]Ing. Amb., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, hlbohorqueza@unal.edu.co
[2]Estud. C. Pol., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, dcastroal@unal.edu.co
[3]Ing. Amb., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, alramirezor@unal.edu.co
[4]PhD. Ing., Universidad Nacional de Colombia-Medellín, Carrera 80 #65-223, ecarvajalf@unal.edu.co

RESUMEN

Este trabajo presenta una experiencia de articulación interinstitucional orientada al fortalecimiento de la educación ambiental y la gestión de residuos sólidos en San Andrés de Tumaco (Colombia), mediante la conformación de una red de actores locales. A partir de una metodología participativa basada en el diálogo de saberes, se identificaron aprendizajes previos, capacidades instaladas y oportunidades de acción conjunta. El estudio se desarrolló como un estudio de caso a través de talleres y mesas interinstitucionales, e incluyó un análisis DOFA del Plan Municipal de Educación Ambiental (PMEA) y la formulación de un marco estratégico de acción enfocado en economía circular, educación ambiental e innovación social. Este marco busca fortalecer los Proyectos Ambientales Escolares (PRAE) y articular los esfuerzos de las entidades participantes, reconociendo los desafíos estructurales para su implementación.

Palabras clave: educación ambiental, residuos sólidos, articulación interinstitucional

ABSTRACT

This research presents an experience of interinstitutional collaboration aimed at strengthening environmental education and solid waste management in San Andrés de Tumaco (Colombia) through the creation of a network of local stakeholders. Based on a participatory methodology grounded in the dialogue of knowledge systems, the initiative identified previous learning, existing capacities, and opportunities for joint action. The study was conducted as a case study through workshops and interinstitutional working groups and included a SWOT analysis of the municipal environmental education plan as well as the formulation of a strategic action framework focused on circular economy, environmental education, and social innovation. This framework seeks to strengthen school environmental projects and coordinate the efforts of participating entities, while acknowledging the structural challenges to its implementation.

Keywords: environmental education, solid waste, interinstitutional collaboration

1. INTRODUCCIÓN

La educación ambiental desempeña un papel fundamental en la gestión de residuos sólidos, al fomentar la corresponsabilidad y el compromiso ciudadano. Se ha demostrado que el involucramiento ambiental actúa como un mediador entre la formación y el comportamiento responsable, especialmente en contextos educativos, fortaleciendo así las prácticas sostenibles (Ridayani et al., 2022; Lye et al., 2024).

En América Latina, el caso de Panamá ilustra una diversidad de iniciativas lideradas por la academia, entidades públicas y organizaciones no gubernamentales, muchas de ellas sustentadas en metodologías como el "aprender haciendo" (Cruz-Quijada & Tejedor-Flores, 2024). Sin embargo, la ausencia de una política nacional de educación ambiental y de un currículo articulado limita la capacidad institucional para abordar de forma integral la complejidad de la gestión de residuos. Para comprender mejor estas dinámicas y las interacciones entre actores institucionales, resulta útil aplicar marcos analíticos como la Teoría del Actor-Red. Esta perspectiva ha sido utilizada en contextos como Corea del Sur, donde ha evidenciado cómo las alianzas educativas pueden verse afectadas por tensiones entre agendas institucionales, revelando la fragilidad de las redes cuando carecen de mecanismos de gobernanza (Ahn et al., 2025).

En Colombia, los Proyectos Ambientales Escolares (PRAE), establecidos por el Decreto 1743 de 1994 y reforzados por la Ley 1549 de 2012, buscan precisamente articular la educación ambiental dentro de los procesos pedagógicos. Estos proyectos, integrados en los Proyectos Educativos Institucionales (PEI), abordan los desafíos ambientales de manera transversal, considerando dimensiones sociales, económicas y culturales (Obando Guerrero, 2011). Además, su vinculación con los Comités Técnicos Interinstitucionales de Educación Ambiental (CIDEA) permite una coordinación entre distintos niveles del Estado y actores territoriales.

En municipios como San Andrés de Tumaco, estos lineamientos se concretan mediante el Plan Municipal de Educación Ambiental (PMEA), que orienta las iniciativas locales en un entorno costero marcado por la contaminación plástica (Preciado Estupiñan & Zapata Larenas, 2020), y los desafíos en la gestión de residuos (Villarreal Castillo & Bastidas Vergara, 2016).

2.- OBJETIVOS

El presente trabajo colaborativo tuvo como objetivo general promover un espacio interinstitucional para el diseño de estrategias de educación ambiental en el maneo de residuos plásticos orientadas a conformar una Red de actores. De manera específica, buscó articular esfuerzos entre organizaciones sociales, instituciones educativas y entidades gubernamentales; así como fomentar procesos de formación y sensibilización ambiental que integren saberes técnicos y comunitarios, impulsando prácticas sostenibles a nivel local.

3.- METODOLOGÍA

Este estudio se abordó como un estudio de caso centrado en la conformación de una red interinstitucional para el fortalecimiento de la educación ambiental y la gestión de residuos sólidos en el municipio de San Andrés de Tumaco. En una primera fase, se realizó una revisión exploratoria de experiencias similares en otros contextos, orientadas a la creación de redes con propósitos ambientales. Posteriormente, se adoptó un enfoque metodológico basado en el diálogo de saberes, entendido como un proceso de construcción colectiva de conocimiento entre actores con diversas trayectorias y perspectivas (Moreno Torres, 2012).
La estrategia se implementó a través de mesas de trabajo interinstitucionales y talleres pedagógicos realizados en instituciones educativas locales. Estas actividades facilitaron un diagnóstico participativo, la identificación de actores clave y la formulación de un marco estratégico para la acción conjunta en el territorio. Los actores —incluyendo entidades territoriales, autoridades ambientales, instituciones educativas, emprendimientos y organizaciones sin ánimo de lucro— fueron contactados de manera dirigida. En las mesas de trabajo se abordaron temas como las estrategias de educación ambiental, el aprovechamiento de macroplásticos, el interés en suscribir un acuerdo de voluntades, así como las oportunidades y debilidades del Comité Técnico Intersectorial de Educación Ambiental, el Plan de Educación Ambiental y los espacios de concertación.

4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diagnóstico participativo: fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas del Plan Municipal de Educación Ambiental

El análisis DOFA permitió identificar factores que inciden en el desarrollo de las estrategias de educación ambiental. Entre las fortalezas, se resaltó la existencia de PRAE consolidados en instituciones educativas, principalmente aquellas de carácter privado, su articulación con áreas del currículo como Ciencias Naturales, y el compromiso personal de docentes y coordinadores, quienes han sostenido las actividades a pesar de la escasez de recursos.

Como oportunidades se destacaron el potencial de alianzas estratégicas con organizaciones locales, la implementación de tecnologías de monitoreo participativo, el interés de universidades por establecer vínculos de formación y extensión, y la posibilidad de ampliar el enfoque hacia las zonas rurales.

Entre las debilidades más relevantes se identificó la baja participación de algunas entidades en la ejecución de actividades, la falta de actualización del Plan Municipal de Educación Ambiental, la ausencia de un plan de acción consensuado y la desarticulación del CIDEA. Además, se señaló la escasez de recursos humanos y financieros, la falta de continuidad institucional y el desconocimiento de instrumentos clave por parte de actores gubernamentales.

Las amenazas principales incluyeron la discontinuidad provocada por los cambios de administración, la centralización de decisiones que ignoran las particularidades locales, la persistencia de una cultura ciudadana desfavorable hacia el manejo adecuado de residuos, los problemas de seguridad en algunos sectores del municipio y la inestabilidad laboral del personal encargado de implementar estos procesos.

Los resultados reflejan un patrón común en procesos de articulación en educación ambiental, especialmente en territorios complejos como Tumaco; mientras existe una clara voluntad de colaboración y una base de capacidades locales, la sostenibilidad institucional se ve comprometida por factores estructurales. Esta situación se alinea con lo planteado por Ahn et al. (2025), donde las alianzas escolares demostraron ser altamente sensibles a los cambios en las prioridades institucionales. En el caso de Tumaco, esta fragilidad se manifiesta en la desarticulación del CIDEA, la falta de continuidad administrativa y la dependencia de voluntades individuales.

Identificación y articulación de actores

En Colombia se han desarrollado diversas experiencias en torno a acuerdos de voluntades con enfoque ambiental, que ofrecen referentes para su aplicación en otros contextos. En Caldas y Quindío, se formalizaron compromisos con productores, autoridades y organizaciones para promover prácticas sostenibles en el cultivo de aguacate Hass, incluyendo mecanismos de seguimiento y gobernanza (Corporación Autónoma Regional de Caldas, 2020; Corporación Autónoma Regional del Quindío, 2020). Asimismo, se firmaron acuerdos orientados a la recuperación del río Pamplonita y de las cuencas de los ríos Cravo Sur y Cusiana (Corporación Autónoma Regional de Boyacá, 2021a; 2021b) enfocados en la articulación institucional, el fortalecimiento de la gobernanza y la planificación coordinada. Para el caso de San Andrés de Tumaco, frente a la gestión de residuos plásticos, un acuerdo de

voluntades debería incluir la convocatoria de actores clave, una base legal e institucional sólida, compromisos proporcionales a las capacidades de cada parte, mecanismos de seguimiento, y una estructura jurídica vinculante que impida su derogación unilateral.

La estrategia de articulación de actores se organizó alrededor de tres grupos principales: instituciones educativas, autoridades locales y sectoriales, y entidades de apoyo (Figura 1). Este proceso se promovió mediante el acercamiento a autoridades como la Alcaldía Distrital, la Unidad de Gestión Ambiental Municipal (UGAM), la Secretaría de Educación y la Secretaría de Equidad y Género, junto con la Corporación Autónoma Regional de Nariño (Corponariño) como autoridad ambiental competente. También participaron organizaciones como la Promotora Ambiental del Pacífico (PROMAP), dedicada al aprovechamiento de residuos sólidos; la Fundación Econexión, con un enfoque en educación ambiental y liderazgo juvenil; y Save the Children, con programas orientados a la acción climática y la protección de niñas, niños y adolescentes.

Instituciones educativas con trayectoria en Proyectos Ambientales Escolares (PRAE), como el Colegio Naval de Tumaco, el Colegio Amigos de la Ciencia, la I.E. Nuestra Señora de Fátima, la I.E. Ciudadela Tumac y la I.E. Santa Teresita, compartieron experiencias en sensibilización ambiental a través de actividades como el uso de materiales reciclados en manualidades, murales con tapitas plásticas y proyectos de ciencia ciudadana enfocados en la conservación marina.

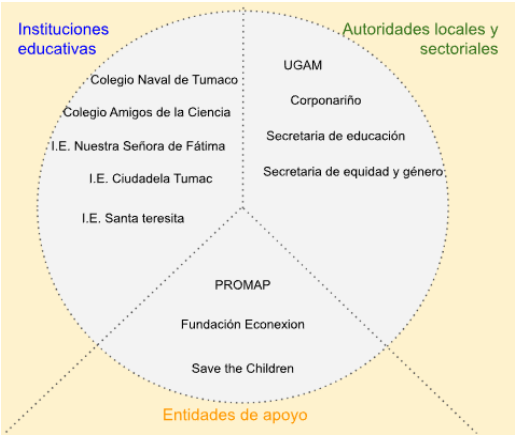


Figura 1. Actores mapeados para la conformación de la Red de para el fortalecimiento de la educación ambiental en San Andrés de Tumaco (Colombia).

Este mapeo permitió definir roles diferenciados en función de las capacidades institucionales y el nivel de intervención territorial. El gobierno local se configura como garante de respaldo normativo e institucional; las empresas, como PROMAP, se posicionan como aliados técnicos; las organizaciones internacionales aportan recursos y capacidades logísticas; y Corponariño orienta técnicamente los procesos. Por su parte, las instituciones educativas lideran la implementación de los PRAE como instrumentos pedagógicos.

Marco estratégico para el fortalecimiento de la educación ambiental

Como resultado del proceso de concertación interinstitucional, se definió un marco estratégico que prioriza tres ejes temáticos: (i) economía circular, que promueva prácticas de separación en la fuente, reciclaje y reutilización de residuos; (ii) educación ambiental, enfocada en la protección y conservación de ecosistemas estratégicos como playas, estuarios y manglares; y (iii) innovación social, mediante el desarrollo de metodologías pedagógicas creativas.

Para la implementación del marco estratégico, se definieron estrategias como la convocatoria y vinculación de nuevos actores institucionales, comunitarios y académicos, y la consolidación del CIDEA como espacio permanente de coordinación. Asimismo, se estableció la necesidad de revisar y actualizar el PEAM para fortalecer su vigencia, y se priorizó el fortalecimiento de los 64 PRAE activos en el municipio mediante acciones como la formación continua de docentes, el diseño de materiales educativos pertinentes, el acompañamiento técnico y la asignación de recursos.

Estas estrategias se organizaron en función del análisis DOFA del contexto institucional y territorial, como se muestra en la siguiente Tabla 1.

Tabla 1. Estrategias para el fortalecimiento de la educación ambiental en San Andrés de Tumaco (Colombia).

Estrategias	Oportunidades	Amenazas
Fortalezas	**Estrategias ofensivas** 1. Aprovechar la consolidación de los PRAE para establecer alianzas estratégicas con	**Estrategias de adaptación** 1. Implementar actividades educativas que promuevan el

	organizaciones locales. 2. Fortalecer la articulación curricular (ej. Ciencias Naturales) integrando tecnologías de monitoreo participativo. 3. Canalizar el compromiso docente hacia proyectos de extensión con universidades interesadas en educación ambiental.	cambio cultural frente al manejo de residuos, como las Olimpiadas Ambientales.
Debilidades	**Estrategias de reorientación** 1. Diseñar un plan de acción actualizado y consensuado que articule nuevas alianzas y fortalezca el rol del CIDEA. 2. Incorporar tecnologías participativas para optimizar la gestión con recursos humanos limitados. 3. Impulsar la cobertura rural a través de estrategias diferenciadas desde instituciones educativas.	**Estrategias defensivas** 1. Establecer un sistema de seguimiento y memoria institucional para minimizar el impacto de cambios de gobierno. 2. Promover la actualización normativa del PEAM para fortalecer la institucionalidad ambiental.

Si bien el proceso participativo permitió delinear un marco estratégico y avanzar en la articulación interinstitucional, persisten barreras estructurales que amenazan su implementación. La desarticulación entre actores, la indefinición de roles y la ausencia de financiamiento estructurado dificultan la coordinación y comprometen la sostenibilidad de las iniciativas. A ello se suma la fragilidad del PEAM, debilitado por la falta de actualización, la escasez de personal técnico y la inestabilidad administrativa. Como advierten Ridayani et al. (2022), la participación activa y la integración de saberes son fundamentales, pero requieren respaldo institucional y continuidad para traducirse en comportamientos sostenibles. En la misma línea, Lye et al. (2024) señalan que el conocimiento ambiental, por sí solo, no genera transformación si no se acompaña de condiciones operativas que habiliten la acción.

5.- CONCLUSION

La experiencia en San Andrés de Tumaco demuestra que, aunque es posible avanzar en procesos participativos y construir marcos estratégicos relevantes para la educación ambiental, su implementación depende de condiciones estructurales que aún deben fortalecerse. La articulación de actores, la voluntad institucional y el compromiso pedagógico son activos valiosos, pero insuficientes si no se acompañan de mecanismos de financiamiento y continuidad administrativa. El diagnóstico evidenció tanto el potencial de los PRAE y las alianzas locales, como las limitaciones impuestas por la fragmentación institucional y operativa. En este sentido, consolidar redes de educación ambiental sostenibles en contextos como Tumaco requiere no solo de planificación técnica, sino también de decisiones políticas que garanticen recursos, organicen responsabilidades y fortalezcan el marco normativo e institucional que sustenta la acción ambiental a nivel local.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahn, S., Jung, H., Kim, J., & Kwon, J. (2025). The responsive yet fragile alliance: examining a school environmental education project in South Korea. *Environmental Education Research*, 1–17. https://doi.org/10.1080/13504622.2024.2437130

Alcaldía Distrital de Tumaco. (2022). *Plan Municipal de Educación Ambiental 2022*. https://www.tumaco-narino.gov.co/planes/plan-de-educacion-ambiental-2022

Congreso de la República de Colombia. (2012). Ley 1549 de 2012, por la cual se fortalecen los mecanismos de participación de la comunidad en la gestión ambiental y se establece la política nacional de educación ambiental. *Diario Oficial No. 48482*. https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=48262

Corporación Autónoma Regional de Boyacá - CORPOBOYACA. (2021a). Acuerdo de voluntades de la plataforma colaborativa en la cuenca río Cusiana.

Corporación Autónoma Regional de Boyacá - CORPOBOYACA. (2021b). Acuerdo de voluntades de la plataforma colaborativa para la recuperación de la cuenca del río Cravo Sur.

Corporación Autónoma Regional de Caldas- CORPOCALDAS. (2020). Acuerdo de voluntades por las buenas prácticas agrícolas y sostenibles del cultivo de aguacate Hass en el municipio de Aránzazu.

Corporación Autónoma Regional del Quindío – CRQ. (2020). Acuerdo de voluntades por las buenas prácticas ambientales en el cultivo de aguacate en el departamento del Quindío.

Cruz-Quijada, L. G., & Tejedor-Flores, N. (2024). *Experiences and actions on environmental education in solid waste management in Panama*. En *Proceedings of the 2024 9th International Engineering, Sciences and Technology Conference, IESTEC 2024* (pp. 14–20). IEEE. https://doi.org/10.1109/IESTEC62784.2024.10820244

Lye, C.-T., Ng, T.-H., & Law, J.-W. (2024). *The role of general and specific pro-environmental education in household waste management in Malaysia: Evidence from quantile regression*. Environmental Challenges, 15, 100933. https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.100933

Ministerio del Medio Ambiente. (1994). Decreto 1743 de 1994, por el cual se instituye el Proyecto de Educación Ambiental para todos los niveles de educación formal, se fijan criterios para la promoción de la educación ambiental no formal e informal y se establecen los mecanismos de coordinación entre el Ministerio de Educación Nacional y el Ministerio del Medio Ambiente. *Diario Oficial No. 41476. https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=1301*

Moreno Torres, M. (2012). Creación de una estrategia didáctica de investigación basada en el diálogo de saberes. *Nodos y Nudos*, *4*(33), 27–36. https://doi.org/10.17227/01224328.2071

Obando Guerrero, L. A. (2011). Anatomía de los prae. *Luna Azul*, (33), 178–193. Recuperado a partir de https://revistasojs.ucaldas.edu.co/index.php/lunazul/article/view/1214

Preciado Estupiñan, D. K., & Zapata Larenas, A. P. (2020). *Contaminación por basura marina y microplástico en puntos priorizados de suelos de manglar del municipio de San Andrés de Tumaco – Nariño* [Trabajo de grado, Corporación Universitaria Autónoma del Cauca]. Corporación Universitaria Autónoma del Cauca. https://repositorio.uniautonoma.edu.co/handle/123456789/336

Ridayani, R., Saputra, N., Siagian, N., Owon, R. A. S., & Rawadhy, I. (2022). *The correlation of environmental education, environmental knowledge, environmental involvement, and waste management behavior*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 1105, 012008. https://doi.org/10.1088/1755-1315/1105/1/012008

Villarreal Castillo, D., & Bastidas Vergara, J. (2016). *Propuesta de plan de gestión integral de residuos sólidos, sector de los puentes en la comuna 3 del municipio de Tumaco Nariño* [Trabajo de grado, Universidad Tecnológica de Pereira]. Universidad Tecnológica de Pereira. https://hdl.handle.net/11059/6501

ID 157. APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS GENERADOS EN LA PROVINCIA DE ORELLANA, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE MICROORGANISMOS FUNCIONALES COMO APORTE A LA SOSTENIBILIDAD AGRÍCOLA.

Freire Rumipamba Sandra Paola, Jácome Báez Silvia Mishell, Narváez Alcivar Dayana Michelle.
PLUSAMBIENTE S.A. Dirección Postal 220150
ambiental@plusambiente.com; mishell.jacome@plusambiente.com; supervisorplanta@plusambiente.com

PALABRAS CLAVE: RESIDUOS ORGÁNICOS, COMPOST, CULTIVO MICROBIANO, SOSTENIBILIDAD AGRÍCOLA

ABSTRACT:

The present study was conducted in the canton of Joya de los Sachas, Orellana Province, Ecuador. One of the methods for utilizing organic waste, known as composting, was applied. The methodology involved the preparation and monthly application of a microbial consortium composed of lactic acid bacteria, Bacillus spp., Pseudomonas spp., yeasts (Saccharomyces cerevisiae), and decomposing fungi, along with molasses as a carbon source. This approach significantly reduced the degradation time of organic material. The resulting compost presented a carbon-to-nitrogen ratio of 7.9:1 and the following nutrient percentages: Nitrogen (0.78%), Phosphorus (0.22%), Potassium (0.38%), and Organic Matter (10.63%). Consequently, it is recommended that this procedure be adopted by agricultural producers in the province as a sustainable strategy for managing organic waste.

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Orellana, ubicada en la Amazonía ecuatoriana, se generan desechos orgánicos, los cuáles no son gestionados adecuadamente, como lo indican estudios realizados en la provincia. (*Molina, 2024*). En temas de sostenibilidad, se plantea como alternativa el aprovechamiento de los residuos orgánicos a través del proceso de compostaje y la implementación de cultivos microbianos. El compostaje tiene un impacto positivo significativo en la sostenibilidad agrícola y ambiental. (*Compostech, 2024*) Los pequeños y grandes productores agrícolas de la provincia, dependen principalmente de las estrategias y métodos agrícolas que garanticen la seguridad alimentaria y mantenimiento de los ecosistemas propios de esta zona. A continuación, se detallan la metodología y resultados del proceso de compostaje.

OBJETIVO GENERAL:

Realizar el aprovechamiento de los residuos orgánicos generados en la provincia de Orellana, mediante la aplicación de microorganismos funcionales como aporte a la sostenibilidad agrícola.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Aplicar el tratamiento de residuos orgánicos mediante cultivos microbianos.
- Monitorear parámetros operativos clave (temperatura, humedad y pH) durante la transformación biológica y analizar la relación C/N, y contenido de nutrientes esenciales (N, P, K) del compost obtenido.
- Proponer recomendaciones para la aplicación del compost obtenido como alternativa de sostenibilidad agrícola.

METODOLOGÍA

El proceso inicia con la recepción y clasificación de los residuos orgánicos. El material orgánico aprovechable se tritura. La conformación de un lote en compostera debe estructurarse en capas balanceadas para optimizar la degradación de los materiales: se debe comenzar con un 10 % de materia gruesa o “bulking” (ramas trituradas, paja), seguida de material marrón que aporta carbono (hojas secas, aserrín), seguida de un 30 % de material verde rico en nitrógeno (restos de cocina, recortes de césped) y finalmente tierra o compost maduro para inocular microorganismos. Con una frecuencia diaria se monitorean los parámetros de pH, Temperatura y Humedad. Se realiza la aplicación del cultivo microbiano. Con la retroexcavadora se realiza el volteo semanal. Una vez obtenido el lote del compost, se evacúa al cubeto de secado para deshidratación, posterior se tritura para obtener una granulometría unificada y facilitar el empaquetado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. CULTIVOS MICROBIANOS

El proceso de degradación de residuos orgánicos para generar compost involucra microorganismos clave como Levaduras, Bacillus spp., y Pseudomonas spp..

Las levaduras favorecen la fermentación de azúcares simples, aportando nutrientes esenciales al proceso. Entre las bacterias, Bacillus spp. se destaca por su capacidad de formar esporas resistentes y liberar enzimas como proteasas y amilasas, acelerando la descomposición *(Lalremruati Mary, 2023)*. Pseudomonas spp. contribuye a la biodegradación de compuestos complejos y promueve la biorremediación al transformar contaminantes orgánicos en sustancias menos tóxicas. Juntos, estos microorganismos no solo mejoran la velocidad de descomposición, sino que también aumentan la calidad del compost al enriquecerlo con nutrientes y estabilizarlo biológicamente. *(Meghana Gattupalli, 2024)*

Tabla 8. Ventajas y desventajas de microorganismos aplicados

Microorganismo	Ventajas	Desventajas
Levaduras	Mejora la fermentación de azúcares simples.	Requiere grandes cantidades de azucares.
Bacillus spp.	Degradación de compuestos orgánicos.	Competencia en condiciones específicas.
Pseudomonas spp.	Degradación de compuestos tóxicos.	Baja eficiencia en ambientes anaeróbicos.

(*Meghana Gattupalli, 2024*)

El análisis de resultados obtenido mediante el INIAP basándonos en Líquido Cultivo bacteriano Compost, destaca las levaduras con 22 666.7 UFC/g; *Bacillus spp.*, con 4 333.3 UFC/g, y *Pseudomonas spp.* con 15 000 UFC/g.

Tabla 9. Resultados de microorganismos, 2024

Código de muestra	Levaduras	Bacillus spp.	Pseudomonas spp.
	UFC/gr/suelo	UFC/gr/suelo	UFC/gr/suelo
Líquido bacteriano Compost	22 666.7	43 333.3	15 000.00

2. PARÁMETROS OPERATIVOS

2.1. MONITOREO DE PARÁMETROS

A través del instrumento de medición *Soil pH meter*, medir: pH, temperatura y humedad del lote a compostar. Se integran los registros de campo con los resultados de laboratorio para validar la calidad del producto obtenido.

Tabla 10. Parámetros mensuales, 2024

Mes	pH promedio	Temperatura promedio (°C)	Humedad promedio (%)
Febrero	7,70	34,60	86,60
Marzo	7,53	33,40	84,10
Abril	7,14	31,89	83,43
Mayo	7,05	33,42	89,58
Junio	6,46	41,97	72,04
Julio	5,93	29,28	57,13
Agosto	6,17	29,03	55,91
Septiembre	6,01	28,36	49,61
Octubre	5,98	29,93	56,59
Noviembre	6,25	30,00	26,33

Gráfico 1. Interpretación de parámetros

2.1.1. Temperatura

El monitoreo mostró que la temperatura en la compostera se mantuvo entre 25 °C y 37°C, sin superar el rango termófilo. Este comportamiento refleja una fase mesófila prolongada, con actividad microbiana constante, aunque sin alcanzar niveles de pasteurización. La estabilidad térmica final confirma la madurez del compost.

2.1.2. Humedad

La humedad inicial fue elevada (>80%), promoviendo la descomposición, pero requirió manejo cuidadoso para evitar fermentaciones anaeróbicas. A mitad del proceso se ajustó a niveles óptimos (50–60%) y, según el informe de laboratorio, el compost final presentó una humedad del 23,60% ideal para su almacenamiento y aplicación sin riesgos de reactivación biológica.

2.1.3. pH

El pH tendió a neutralizarse, pero el análisis final mostró 8,2 indicando alcalinidad. Esto se relaciona con la mineralización prolongada y debe considerarse

en suelos alcalinos para no afectar la disponibilidad de nutrientes.

Se identifican cuatro etapas con parámetros promedio representativos, que evidencian el control técnico del proceso del compostaje.

Tabla 11. Etapas con parámetros promedio

Etapa	Fecha inicio - fin	Temperatura promedio (°C)	Humedad promedio (%)	pH promedio
Mesófila inicial	25-feb al 10-mar	33.4 °C	87.8 %	7.51
Mayor actividad	11-mar al 15-jun	32.9 °C	85.8 %	7.17
Enfriamiento	16-jun al 15-jul	40.1 °C	57.0 %	5.99
Maduración	16-jul al 03-nov	29.2 °C	53.7 %	6.03

2.2. RELACIÓN C/N Y CONTENIDO DE NUTRIENTES ESENCIALES (N, P, K) DEL COMPOST FINAL.

2.2.1. Contenido de nutrientes esenciales (N, P, K) del compost final.

El compost obtenido contiene nutrientes esenciales como nitrógeno, fósforo y potasio, fundamentales para mantener la fertilidad del suelo y promover un crecimiento vegetal saludable. Estos elementos, junto con otros como calcio y magnesio, mejoran la estructura edáfica, la capacidad de retención de agua y la disponibilidad de nutrientes para los cultivos *(FAO, 2021)*

Tabla 12. Nutrientes esenciales del compost, 2024

PARÁMETRO	VALOR
pH	8,12
Humedad	23,60
Materia Orgánica	10,63
Nitrógeno	0,78
Fosforo	0,22
Potasio	0,38
Calcio	1,12
Magnesio	0,28

2.2.2. Relación C/N y Nutrientes (N, P, K)

Los análisis revelaron un contenido de nitrógeno total de 0.78 %, fósforo total de 0.22 % y potasio de 0.38 %, con materia orgánica de 10,63 %. Estos valores son consistentes con un compost elaborado con insumos mixtos como gallinaza y material vegetal.

Para estimar la relación carbono-nitrógeno (C/N) del compost final, se utilizó la ecuación recomendada en la literatura *(FAO, 2021)*.

Ecuación:

$$Carbono\ Total\ (\%) = Materia\ Organica\ (\%) x\ 0{,}58$$

(el 58% de la materia orgánica se considera carbono, según la FAO y la literatura compostaje).

$$Carbono\ Total\ (\%) = 10{,}63\ x\ 0{,}58$$
$$Carbono\ Total\ (\%) = 6{,}17$$

Dónde:

$$Relación\ C{:}N = \frac{Contenido\ de\ Carbono\ Total\ (\%)}{Contenido\ de\ Nitrógeno\ Total\ (\%)}$$
$$Relación\ C{:}N = \frac{6{,}17}{0{,}78}$$
$$Relación\ C{:}N = 7{,}9{:}1$$

Este valor confirma que el compost está maduro y presenta un bajo riesgo de inmovilización de nitrógeno cuando se aplica al suelo.

2.2.3. Calidad del compost final: estabilidad, madurez y aplicabilidad agrícola

Al finalizar el proceso de compostaje *(3 de noviembre de 2024*), los parámetros monitoreados confirman que el compost obtenido es estable y maduro. La estabilidad térmica muestra que mantiene la temperatura ambiente incluso tras los volteos. El pH final (~6,2) se encuentra cercano a la neutralidad, valor típico de compost bien maduro. La ausencia de olores desagradables y la humedad adecuada permiten su fácil manejo, almacenamiento y aplicación en actividades agrícolas.

3. AGRICULTURA SOSTENIBLE

El sistema de recolección de residuos domésticos, principalmente de los residuos orgánicos en la provincia de Orellana, es aún ineficiente, como lo indican varios estudios realizados en esta provincia. La fracción orgánica representa el 77% del total de residuos sólidos generados. *(Molina, 2024)* Por lo que, la aplicación del compostaje es una alternativa viable y eficaz para la sostenibilidad agrícola de la provincia.

Utilizar compost en la agricultura no solo mejora la calidad del suelo, sino que también promueve un manejo más responsable de los residuos orgánicos, reduce la dependencia de fertilizantes químicos y contribuye al equilibrio ecológico.

El compost obtenido puede ser utilizado con éxito en actividades productivas como viveros, mantenimiento de áreas verdes, recuperación de vertederos, jardinería. *(EMGIRS, 2025)*

Los grandes beneficios del compost aportan significativamente al mejoramiento de las actividades agrícolas a pequeña y gran escala, dentro de la provincia. El compost aumenta la diversidad microbiana del suelo. La materia orgánica del compost puede ayudar a aumentar la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo. *(Compostech, 2024*). El uso del compost es una actividad sostenible, ya que evita el uso excesivo de fertilizantes químicos agrícolas, reduciendo así la generación de residuos y problemas de contaminación. El compostaje también ayuda a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero que afectan el cambio climático. *(ONU, 2021)*

Se recomienda lo siguiente: implementar el aprovechamiento de los residuos orgánicos como una opción viable y sostenible; la difusión del procedimiento realizado ya que resultó efectivo para el suelo característico de la Amazonía ecuatoriana y a las características climáticas de la zona; la aplicación a gran escala, del compost, a los productores de cacao, café, palmito y malanga blanca, que constituyen los principales cultivos desarrollados en la provincia. *(MAG, 2025);* brindar capacitaciones a los productores agrícolas, en temas relacionados a prácticas para la producción sostenible y manejo de cultivos.

CONCLUSIONES

- Los resultados obtenidos sugieren una composición microbiana diversa en el sustrato, con predominio de bacterias beneficiosas y hongos filamentosos en concentraciones significativas, lo que podría influir en su uso potencial para aplicaciones agrícolas o ambientales.

- El control y monitoreo de temperatura, humedad y pH, junto con los resultados analíticos, demuestran que la compostera produjo un compost estabilizado, con humedad y relación C/N adecuadas, y un aporte valioso de N, P y K. Este compost constituye una alternativa efectiva para incorporar nutrientes y mejorar la estructura de suelos agrícolas, apoyando la valorización de residuos orgánicos generados en actividades petroleras.

- El compost obtenido es estable y contiene el porcentaje idóneo de nutrientes. Por lo que, se recomienda su aplicación, como alternativa sustentable de aprovechamiento de los residuos orgánicos.

REFERENCIAS

Compostech. (2024) Los Beneficios de Utilizar Compost en la Agricultura. https://compostechla.com/beneficios-utilizar-compost-agricultura/

Datos propios del análisis de laboratorio. (2024). Análisis físico-químico del compost final. Plusambiente SA Orellana, Ecuador.

Empresa Pública de Gestión Integral de residuos. (2025). Composteras Comunitarias. https://www.emgirs.gob.ec/index.php/zentools/visitanos/8-features/927-composteras-comunitarias-para-un-quito-mas-sostenible

FAO. (2021). Manual de compostaje del agricultor: Experiencias en América Latina . Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Disponible en: https://www.fao.org/3/ca2692es/ca2692es.pdf

Lalremruati Mary, Devi Sarjubala Angom (2023). Duration of Composting and Changes in Temperature, pH and C/N Ratio during Composting: A Review . Agricultural Reviews. 44(3): 350-356. doi: 10.18805/ag.R-2197.

Meghana Gattupalli, Kavya Dashora (2024) Exploración de enzimas de basura como nuevo biocatalizador para mejorar el rendimiento del bioproceso en el compostaje

Ministerio de Agricultura y Ganadería, (2025). Productores de Orellana mejoran la producción de cacao en la provincia. https://www.agricultura.gob.ec/productores-de-orellana-mejoran-la-produccion-de-cacao-en-la-provincia/

Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2020). Manual de aprovechamiento de residuos orgánicos municipal. https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2020/07/MANUAL-DE-APROVECHAMIENTO-DE-RESIDUOS-ORGANICOS-MUNICIPAL.pdf

Molina V. (2024) Propuesta de un sistema de gestión de residuos sólidos domésticos para la comunidad bella unión del napo de la parroquia San Carlos, Cantón Sacha, Provincia de Orellana. Tesis. ESPOCH sede Orellana, Ecuador

ONU. (2021). Compostar puede ayudarnos a reducir nuestro impacto en el planeta https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/compostar-puede-ayudarnos-reducir-nuestro-impacto-en-el-planeta

ID 158. EL MODELO DE PARQUES DE TECNOLOGIA AMBIENTAL EN LA GESTION DE RESIDUOS EN COSTA RICA. ÉXITO Y LECCIONES APRENDIDAS.

Autor: Ing. Oscar Guzmán Coto. Msc. Ing. Sanitaria.
San José, Costa Rica.
Correo: aseasa@gmail.com

Capítulo 1. Introducción y objetivo.

En América Latina, la mala gestión de los residuos sólidos, el poco interés de las autoridades (ejecutivo, legislativo y municipales) en el tema ha sido una constante, que ha dado como resultado serios problemas ambientales y deterioro de la salud pública que afecta a la población de nuestros países. Al punto de constituir una seria problemática que requiere de atención y de toma de decisiones estratégicas para combatirla.

Entre los múltiples impactos negativos de esta mala gestión podemos citar los siguientes:

- Generación de botaderos de residuos a cielo abierto.
- Contaminación del suelo. Por contacto de los residuos con el suelo.
- Contaminación de cuerpos de agua. Por escorrentía de líquidos contaminantes (lixiviados)
- Contaminación del agua subterránea. Por infiltración de líquidos contaminantes (lixiviados)
- Deterioro de calidad del aire. Debido al escape de gases contaminantes como resultado de la biodegradación de los residuos.
- Proliferación de vectores transmisores de enfermedades (moscas, cucarachas, ratas, mosquitos y otros)
- Deterioro del entorno

La inexperiencia y el poco conocimiento de las autoridades encargadas en el tema entraban la toma de decisiones para dotar de sitios técnicamente apropiados, para realizar una gestión integral de los residuos sólidos, que involucre los procesos de recolección, transporte, separación, reutilización, revalorización, reciclaje, tratamiento y disposición final de los residuos. La ausencia de educación ambiental, en el sistema educativo, es otra limitante que ha impedido mejorar la cultura en el manejo de los residuos. Esto ha contribuido con el desconocimiento que, tienen nuestras comunidades de las diferentes opciones tecnológicas que existen para realizar una gestión integral de los residuos. Provocando que nuestras comunidades asocien cualquier solución con botaderos de basura a cielo abierto. Esto es aprovechado por grupos de personas inescrupulosas, que aprovechan este vacío educativo, para torpedear cualquier iniciativa relacionada con el desarrollo de proyectos dedicados a la gestión integral de los residuos, bloqueado proyectos por más de 15 años en el caso de Costa Rica.

Otro factor que ha limitado el desarrollo de proyectos dedicados a la gestión integral de los residuos en nuestra región y en particular el caso de Costa Rica es la falta de seguridad jurídica para el inversionista o empresas desarrolladoras de proyectos. Los cambios en la reglamentación, su aplicación retroactiva, los continuos trámites de recursos y de apelaciones, dirigidos contra los proyectos de protección ambiental destinados a realizar una gestión integral de residuos, dan al traste con el esfuerzo de las pocas empresas que se arriesgan en invertir en este tipo de proyectos. El abuso del marco legal por parte un grupito (individuos dis que defensores del ambiente y de jerarcas municipales) y la complicidad de un sistema legal que no resuelve a tiempo los recursos planteados, retrasan el desarrollo de los proyectos y le quitan la oportunidad a que nuestra sociedad pueda optar por obras de ingeniería de protección ambiental y de la Salud Pública.

Costa Rica no escapa de esta dura y triste realidad y se está a punto de que gran parte del territorio nacional se convierta en botadero de basura a cielo abierto, similar a lo ocurrido en la década de los 90. superficial. Esto a pesar de que del año 2000 al 2025 Costa Rica optó y adoptó el modelo de los conocidos "**Parques de Tecnología Ambiental"** para el desarrollo de obras de ingeniería, destinadas a la gestión integral de los residuos protegiendo la salud pública y el ambiente. Por 25 años Costa Rica fue ejemplo del desarrollo de este tipo de proyectos, los cuales se concretaron gracias a la inversión privada y a una decisiva voluntad de dos grandes ministros de Salud como lo fueron el Dr. German Weinstok y el Dr. Rogelio Pardo Evans. Estos abrieron la puerta a la participación de la empresa privada, cambiando de esta forma el rumbo de la gestión de los residuos, que estaba en manos de las autoridades municipales que no pudieron hacer frente al reto que representa lograr una gestión integral de los residuos en armonía con el ambiente y protegiendo la salud pública.

Objetivo: La presente ponencia tiene como objetivo mostrar que, los Parques de Tecnología Ambiental son obras de ingeniería de protección ambiental y que constituyen una opción viable para, gestionar de forma integral y segura los residuos sólidos ordinarios de nuestras comunidades. El presente trabajo tiene como objetivo mostrar un modelo exitoso en la gestión integral de residuos sólidos, que puede ser replicado en los países de las Américas.

Capítulo 2. Antecedentes previos al desarrollo de los Parques de Tecnología Ambiental en Costa Rica.

Al igual que en muchos de los países de América Latina, en Costa Rica el manejo de los residuos sólidos estuvo en manos de las autoridades municipales. Estas debían hacerse cargo de la recolección, transporte, tratamiento y disposición final de los residuos generados en su municipio o cantón. Por consiguiente, se consideraba que cada municipio debía contar con su propio sitio para disponer y tratar sus propios residuos. Cada municipio aspiraba y quería contar en su momento con su propio relleno sanitario. El Instituto de Fomento y Asesoría Municipal y el Ministerio de Salud impulsaron y apoyaron esta iniciativa. Se contó con el apoyo decidido de las agencias de cooperación de España, GTZ de Alemania y la Organización Panamericana de la Salud. Con esto se logró, que en Costa Rica prácticamente la mayoría de los municipios desarrollaran sus propios sitios para disponer y tratar sus residuos, utilizando la técnica de relleno sanitario manual o mecanizado. Esta excelente iniciativa no tardó en convertirse en un serio problema ambiental, pues cada relleno sanitario se convirtió al cabo del tiempo en botaderos de basura a cielo abierto. La solución se convirtió en un serio problema, al punto que en el territorio nacional los botaderos de basura formaban parte de paisaje.

Los municipios no fueron capaces de lograr una buena administración de sus rellenos sanitarios. Su falta de experiencia y casi nula capacidad profesional y técnica en la materia dieron como resultado grandes fallas en la operación y mantenimiento de los proyectos. Adicional a lo anterior, lo oneroso de las operaciones y los pocos recursos municipales, constituyó una seria limitante que impidió a los municipios a realizar las inversiones necesarias para mantener un nivel de operación y mantenimiento óptimo de los proyectos. De forma tal, que los proyectos se convirtieron en botaderos de basura como los mostrados en la figura 1

Figura 1. La figura muestra en su momento la operación de lo que fuera el relleno sanitario de Río Azul que fue convertido en un mega botadero de basura a cielo abierto.

El modelo de que cada municipalidad contara con su propio sitio para la disposición y tratamiento de residuos y de delegarle totalmente la responsabilidad de la gestión de la gestión de los residuos no dio el resultado esperado. Esta realidad se constituyó en una lección aprendida para no volver este modelo, abriendo el camino a una nueva visión que abre la posibilidad para que la empresa privada participe en la solución al problema de los residuos. Esta nueva visión toma forma a finales de la década de los 90 e inicio del año 2000, esto gracias al apoyo decidido de los Drs. German Weinstok y Rogelio Pardo Evans. Inicia en Costa Rica una nueva era en la gestión integral de los residuos y se asoma la oportunidad de desterrar los botaderos de basura a cielo abierto municipales y otros.

Esto abrió la participación de las empresas privadas:

- WPP (Capital Estadunidense)
- Labor Cofinco (Capital Italiano)
- EBI de Costa Rica (Capital Canadiense)

WPP plantea la reconversión de botaderos municipales a rellenos sanitarios. De esta forma se tiene éxito con los botaderos:

- Los Mangos del cantón central de la provincia de Alajuela.
- Los Pinos del cantón central de la provincia Cartago.
- Relleno Sanitario de Río Azul

Labor Cofinco plantea hacerse cargo de reconvertir los siguientes botaderos:

- Botadero de Zagala en la provincia de Puntarenas.
- Botadero de Sandoval en la provincia de Limón

EBI de Costa Rica propuso el desarrollo de “Parques de Tecnología Ambiental “para el manejo integral de los residuos sólidos ordinarios del Gran Area Metropolitana. Para esto propone ajustarse al plan de regionalización elaborado por el Gobierno de Costa Rica representado por el Ministerio de Salud, con el apoyo técnico de OPS, GTZ y de la Escuela Centroamericana de Geología con sede en la Universidad de Costa Rica. Este plan identificaba en el país, las diferentes zonas aptas para el desarrollo de proyectos destinados a la gestión de los residuos. Amparado al plan de regionalización vigente en su momento, plantea en el territorio nacional diferentes las zonas para el desarrollo de los Parques de Tecnología Ambiental, destinados a la gestión integral

de residuos. La figura 2 muestra la propuesta para el desarrollo de los PTA

Figura 2. La figura muestra las zonas previstas y seleccionadas por EBI de Costa Rica para el desarrollo de los PTA.

La implementación de cada una de las propuestas, realizadas por cada una de las empresas, puso en marcha el cambio histórico de eliminar los botaderos de basura e iniciar la construcción de obras de ingeniería de protección ambiental, como los son los rellenos sanitarios y los PTA.

Es importante destacar que, en la misión de lograr el manejo integral de los residuos ordinarios, se evaluaron diferentes tecnologías utilizadas en el mundo para la gestión de residuos, a fin de optar por aquella que se ajustara a la realidad social y económica del país. Teniendo presente que el costo final del manejo de los residuos se traslada vía tarifa a los habitantes de cada cantón. Para esto se contó con el apoyo de las agencias de cooperación de la OPS y de la entonces GTZ. En su momento (1998-2000) se evaluaron las técnicas y tecnologías siguientes:

- Incineración
- Pirolisis
- Gasificación
- Relleno sanitario

De cada tecnología entre otros aspectos se evaluó:

- Inversión inicial
- Costos operativos
- Potenciales tarifas por tonelada tratada.
- Capacidad de pago por parte de los municipios
- Otros

El resultado del estudio indicó de forma clara, que la tecnología de relleno sanitario responde a la realidad social y económica del país, siendo definida por la OPS de la siguiente manera:

"El Relleno Sanitario es una técnica de eliminación final de los desechos sólidos en el suelo, <u>que no causa molestia ni peligro para la salud y seguridad; tampoco perjudica el ambiente durante su operación ni después de terminado el mismo</u>. ... Además, prevé los problemas que puedan causar los líquidos y gases producidos en el Relleno, por efecto de la descomposición de la materia orgánica." (Pág. 17 RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES. Serie Técnica No 28 de la Organización Panamericana de la Salud / Organización Mundial de la Salud.)

Se deja claro que la técnica de relleno sanitario era la clave para resolver el complejo problema del país en materia ambiental y de salud pública, que en la década de los 90 había alcanzado niveles preocupantes por la gran cantidad de botaderos de basura a cielo abierto.

Teniendo el panorama claro de la realidad del país, en 1988 la empresa privada (Empresas Berthier EBI de Costa Rica), le propone al Gobierno de la República, representado por el Ministerio de Salud, el modelo de "Parques de Tecnología Ambiental", que no se limitaría únicamente a un relleno sanitario. Estos se desarrollarían regionalmente en las zonas identificadas en el plan de regionalización del momento. Es por esta razón que se propusieron lo sitios indicados en la figura 2.

Para cada punto seleccionado, previo al desarrollo de un PTA, se debían realizar estudios técnicos exhaustivos en:

- Cartografía
- Geología
- Hidrogeología
- Hidrología.
- Geomorfología
- Topografía (Pendientes)
- Aspectos políticos administrativos
- Obras de infraestructura existentes
- Vulnerabilidad a deslizamientos
- Fallas geológicas y vulnerabilidad sísmica
- Uso del suelo
- Recursos Hídricos

- Áreas protegidas
- Atributos geotécnicos
- Condiciones sociales y económicas de la zona
- otros

Estos estudios conforman el documento conocido como Estudio de Impacto Ambiental. Este es el instrumento utilizado por las autoridades nacionales (Secretaria Técnica Nacional Ambiental (SETENA)) para realizar la evaluación ambiental del proyecto. Este es un trámite complejo, que por lo general es tortuosa y de tiempo prolongado para obtener respuesta final de otorgamiento de la licencia ambiental (viabilidad ambiental). Con esta se procede con el trámite de las autorizaciones y de los permisos de construcción final. Estos se tramitan ante el Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos, Ministerio de Salud y la municipalidad respectiva. Estos trámites se entraban principalmente por el desconocimiento que tienen las autoridades evaluadoras de este tipo de proyectos, a quienes les cuesta entender que, este tipo de proyectos son obras de ingeniería de protección ambiental, que vienen a resolver un serio problema en materia de gestión de residuos. Adicionalmente, se tiene a un tipo de individuos que se oponen a los proyectos, enarbolando la bandera del ambiente y abusando del sistema jurídico del país para sus maquiavélicos fines, pero obedecen a intereses espurios. Esto ha llevado a nuestro país (Costa Rica) al borde de una nueva crisis, similar a la de la década de los 90, pues los proyectos regionales propuestos y necesarios no han podido concretarse, teniendo retrasos para los proyectos PTA Bajo Pita y PTA Galagarza cercanos a los 14 y 17 años respectivamente.

En el año 2000 inicia las operaciones del primer PTA en el cantón central de San José, y en el 2007 inicia operaciones el segundo PTA, en el cantón de Aserrí. Da inicio un cambio histórico en el manejo de los residuos y de la eliminación de los botaderos de basura a cielo abierto.

Capítulo 3. El Parque de Tecnología Ambiental en Costa Rica modelo exitoso en la gestión de residuos. Componentes

El Parque de Tecnología Ambiental es un modelo, que aplica los principios de la ingeniería para dar respuesta oportuna, al serio problema que representa el mal manejo de los residuos sólidos ordinarios, que ponen en riesgo el ambiente y la salud pública en nuestros paises. Es un modelo que se desarrolla en etapas e incorpora entre otros procesos los siguientes:

- Educación Ambiental
- Recolección
- Transporte
- Separación
- Recuperación
- Reutilización
- Revalorización
- Generación de energía
- Inversión comunitaria
- Revegetación de zonas verdes

Componentes del PTA

Entre los principales componentes de un PTA se tiene los siguientes:

a. Infraestructura de monitoreo y control de acceso.

Está conformada por casetas de vigilancia, cerco perimetral y sistema de cámaras de vigilancia. A esto se le une el personal especializado en labores de vigilancia y control. El ingreso al proyecto es controlado y solo personas autorizadas pueden ingresar. No se permite la presencia de buscadores de residuos. La figura 3 muestra parte de la infraestructura y el control al ingresar a un PTA.

Figura 3. La figura muestra parte de la infraestructura de vigilancia y el control de acceso a un PTA.

b. Infraestructura administrativa.

En esta infraestructura se encuentran todas las oficinas necesarias para la operación del PTA. Entre estas se tiene las siguientes oficinas:

- Ingenieria
- Gestión Ambiental
- Salud y seguridad ocupacional

- Responsabilidad social
- Proveeduria
- Logística (control de flota vehicular)
- Consultorio médico.
- Aula de capacitación
- Sala de reuniones
- Area de comedor de colaboradores

La figura 4 muestra parte de la infraestructura administrativa del PTA Aczarri

Figura 4. La figura muestra las instalaciones administrativas del PTA Aczarri que alberga las oficinas indicas.

c. Infraestructura para mantenimiento de camiones y maquinaria

En esta infraestructura se les da mantenimiento correctivo y preventivo a los camiones destinados a los procesos de recolección y transporte de residuos. Se asegura que no presenten problemas mecánicos ni fugas en las tolvas de depósito de residuos. De igual forma se procede con la maquinaria utilizada en los procesos de separación y disposición de residuos. La figura 5 muestra la infraestructura utilizada en uno de los PTA.

Figura 5. La figura muestra una vista en planta de la zona donde se ubica la infraestructura destinada para el mantenimiento de camiones, equipos y maquinaria en el PTA Aczarri.

d. Infraestructura para generación de especies para revegetar zonas verdes.

Cada PTA cuenta con la infraestructura necesaria para generar especies de arbustos o árboles que se destinan a la revegetación y siembre en las zonas verdes y en las celdas de biodigestión. Ver figura 6

Figura 6. La figura muestra la zona de vivero destinada a generar especies para revegetar las zonas verdes y celdas de biodigestión.

e. Infraestructura para biodigestión y disposición final de residuos.

En esta infraestructura se utiliza la técnica de relleno sanitario, donde cada una de las celdas son biodigestores que permiten la biodegradación de la materia orgánica. En esta se potencia la generación y aprovechamiento del biogás. Los residuos quedan confinados de forma segura en estas cámaras de biodigestión (celdas) Estas se construyen, esto gracias a la infraestructura de impermeabilización de la base que se conforma con: sello geológico, sello de arcilla y geo sintéticos de alta densidad. Ver figura 7.

Figura 7. La figura muestra el detalle de la construcción de la infraestructura de impermeabilización: la arcilla y el uso de los geosintéticos sobre el sello geológico.

Las celdas de biodigestión se construyen en etapas, siguiendo las previsiones aplicadas en la técnica de relleno sanitario. La figura 8 muestra el detalle del avance de construcción de las celdas de biodigestión.

Figura 8. La figura muestra el detalle de construcción de las celdas de biodigestión utilizando la técnica de relleno sanitario.
En la figura se muestra el sello de arcilla, una sección de geosintéticos en la zona de celda nueva y la conformación de celdas avanzadas.

f. Infraestructura para el tratamiento de líquidos contaminantes (lixiviados).

Todo PTA cuenta con un sistema de tratamiento de alta eficiencia en remoción de elementos contaminantes. Todo el lixiviado generado en las celdas es capturado y tratado en esta infraestructura, de forma tal que el efluente del sistema, cumpliendo la normativa de vertido o de reuso vigente, puede ser reutilizado o vertido en cuerpo de agua receptor (río o quebrada). En los PTA operativos en Costa Rica se utilizan los sistemas de tratamiento aerobios como los mostrados en la figura 9.
En este sistema se tiene cámaras de homogenización, cámaras de aeración, unidades de coagulación – floculación, sedimentación, filtración y secado de lodos.

Figura 9. La figura muestra un ejemplo de sistema de tratamiento utilizado en los PTA. Sistema aerobio.

g. Infraestructura para separación, recuperación para revalorización de residuos.
Los PTA tienen previsto el uso de este tipo de infraestructura que permite separar, de los residuos descargados por los camiones recolectores, material sujeto de aprovechamiento y revalorización. Actualmente, el PTA Aczarri cuenta con este tipo de infraestructura, que permite procesar 100 toneladas por hora, de donde se separa material para ser revalorizado en los hornos cementeros para generar energía, sustituyendo el uso de combustible fósil. Ver figura 10.

Figura 10. La figura muestra una vista de la infraestructura de separación y clasificación de residuos más grande de Centroamérica, utilizada en el PTA Aczarri..

h. Infraestructura para captura, tratamiento del biogás y generación de energía eléctrica.
Las celdas de biodigestión generan biogás, cuyos principales componentes son: Metano, dióxido de carbono e hidrógeno sulfurado.

Los PTA cuentan con sistemas pasivos y activos para capturar y tratar el biogás. La figura 11 muestra uno de los componentes de captura pasivo del PTA Uruka en San José, Costa Rica.

Figura 11. La figura muestra un ejemplo de unos de los componentes del sistema pasivo para extraer y tratar el biogás de las celdas de biodigestión, al inicio de operación en el PTA Uruka.

En el sistema pasivo, el biogás sale de las celdas libremente por diferencia de densidad, es capturado por una red de tuberías que lo extraen y lo conduce a los quemadores individuales, tal y como se muestra en la figura 11. Para que este sistema funcione se requiere de varios ductos y quemadores de salida. Se pretende con esto eliminar el metano, el cual es 21 veces más contaminante que el CO2.

En el sistema activo de captura y extracción de biogás, se utilizan equipos de succión, que generan presiones negativas dentro de las tuberías de succión, obligando al biogás a salir de forma forzada. En este caso se requiere de un solo ducto de quemado del biogás. Ver figura 12.

Figura 12. La figura muestra el equipo centralizado de succión, captura y quemado de biogás que opera en San José, Costa Rica, para eliminar el metano. Fuente EBI de CR.

El sistema centralizado de captura del biogás tiene la opción para desviar el biogás hacia las unidades de generación de electricidad. En el caso del PTA de la Uruca se está generando energía para el propio proyecto y el excedente se inyecta a la red eléctrica nacional. Ver figura 13.

Figura 13. La figura muestra parte del sistema de generación eléctrica que utiliza el biogás y que opera en el PTA Uruka, en San José Costa Rica.

Se trata el biogás y se aprovecha en la generación de energía eléctrica.

i inversión comunitaria. Responsabilidad social.

Las zonas de desarrollo de los PTAs, se han visto beneficiadas con: Generación de empleo directo e indirecto, inversión en proyectos comunales (calles, aceras, obras de protección, salones comunales, puentes, construcción de canchas, etc.)

El empleo y la inversión en infraestructura ha sido vital en el desarrollo y progreso de las comunidades que albergan los PT. Ver figura 14.

Figura 14. La figura muestra a personal de uno de los PTA, quienes son oriundos de la zona de desarrollo del proyecto.

J Infraestructuras tecnológicas.

El modelo de Parque de Tecnología Ambiental tiene la ventaja y flexibilidad para incorporar nuevas tecnologías. De modo tal que se pueden incorporar la gasificación, pirolisis, el uso plasma, incineración o compostaje como componentes adicionales del PTA.

Capítulo 3. Resultados. Reflexión final.

El modelo de Parques de Tecnología Ambiental (PTA) ha sido exitoso, a lo largo de 25 años de funcionamiento en Costa Rica, en la gestión integral de residuos ordinarios. Los procesos de recolección, transporte, separación, revalorización, generación de energía, disposición y tratamiento final se dieron de forma exitosa con la implementación del modelo de los PTA. No se debe renunciar a este, sino que debe mejorarse con otros componentes

El modelo del Parques de Tecnología Ambiental no es excluyente con relación al uso de otras tecnologías utilizadas en el mundo. Antes bien, son complementarias y de fácil incorporación al modelo. No obstante, su incorporación, estará en gran medida condicionado al costo de estas nuevas tecnologías y a la capacidad de pago de los municipios y en última instancia del beneficiario final (población) (Inversión y tarifas). Urge implementar cursos de capacitación, dirigido al personal tomador de decisiones de las instituciones relacionadas con los trámites de permios de proyectos de gestión integral de residuos (Ministerios, municipalidades y otras). Es importante que se comprenda que estos están destinados a proteger el ambiente y la salud pública. Hay que sacar a estos servidores del oscurantismo en que se encuentran con respecto a estos proyectos.

Sin educación no ha cambio de cultura. Urge introducir en el sistema educativo formal el componente ambiental.

La planificación y el ordenamiento territorial debe constituirse en una herramienta que facilite la solución al problema y no convertirse en una obstrucción. Debe retomarse la propuesta de regionalización elaborada con el apoyo de las agencias de cooperación y actualizarse.

El modelo constituye una herramienta que puede aplicarse en nuestros países, teniendo claro que su éxito ha sido comprobado.

Capítulo 4. Referencias bibliográficas

1. Alfaro Luis Fernando y otros. Estudio de Impacto Ambiental Exhaustivo. Parque de Tecnología Ambiental de San José. Costa Rica 1999.

2. Allan Astorga y otros. Resultados de evaluación técnica de selección y análisis de regiones, con el fin de establecer las áreas de estudio para la ubicación de rellenos sanitarios regionales a nivel nacional. Costa Rica 1996. (Este estudio solicitado por el gobierno de Costa Rica, contó con el apoyo de la OPS y de la GTZ)

3.Guzmán Coto Oscar y otros. Estudio de Impacto Ambiental del Parque de Tecnología Ambiental Galagarza. Costa Rica 2007.

4. Guzmán Coto Oscar y otros. Estudio de Impacto Ambiental del Parque de Tecnología Ambiental Galagarza. Costa Rica 2021

5. La Grega Michael D y otros. Gestión de Residuos Tóxicos. Editorial Mc Graw Hill. México 1999**.**

6. Lund, Herbert F. Manual Mc Graw – Hill de Reciclaje. Editorial Mc Graw Hill. México 1997.

7. Murillo Martínez Efren y otros. Estudio de Impacto Ambiental Parque de Industrial Bajo Pita. Costa Rica 2016.

8. Organización Panamericana de la Salud / Organización Mundial de la Salud. RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES. Serie Técnica No 28

Rodríguez Araya Victor y otros. Estudio de Impacto Ambiental del Parque de Tecnología Ambiental Aczarri. Costa Rica 2003.

9. Tchobanoglous George y otros. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Editorial Mc Graw Hill. México 1998**.**

10 Otras.

ID 160. Economía circular en pesca artesanal: valorización de residuos orgánicos con tecnologías accesibles

Massa, Agueda E.[1,2], Mancini, Julia[3]

(1) Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo Nº 1, Mar del Plata (7600); (2) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); (3) Ministerio de Ambiente de la Provincia de Buenos Aires, Calle 12 y 53, Torre II, Piso 8, La Plata (1900), Argentina.

Correos electrónico: ague.e.massa@gmail.com, planificacionrsuyec@gmail.com

Palabras claves: Bioinsumos agrícolas, Ensilado químico, Normativa ambiental, Desarrollo sustentable

ABSTRAC. Artisanal fishing is a key socio-economic and cultural activity in Argentina's coastal communities, but it generates significant volumes of organic waste, which are often improperly disposed of, causing environmental and health issues. This study proposes an accessible and low-cost strategy for the valorization of fishery residues through the production of agricultural bio-inputs. Using a participatory diagnostic approach, the project identified a pilot site in Los Pocitos (Buenos Aires Province), where fish waste such as heads, viscera, and skeletons was collected and characterized chemically and nutritionally. Based on this characterization, a chemical ensilage process using formic acid was optimized to convert the waste into a liquid biofertilizer. The final product exhibited a high protein content, optimal C/N ratio, and relevant levels of macronutrients and amino acids, making it suitable for agricultural applications. Additionally, a regulatory review revealed significant gaps in current environmental policies regarding fish waste management, hindering local valorization initiatives. The study proposes preliminary guidelines for a specific legal framework aligned with circular economy principles. Overall, this work demonstrates the technical feasibility and sustainability of converting artisanal fish waste into valuable bio-inputs, contributing to environmental protection, food security, and rural development. The approach aligns with Sustainable Development Goals 2, 12, and 13 by promoting resilient agriculture, responsible production, and climate action.

INTRODUCCIÓN

La pesca artesanal, actividad de gran valor cultural, social y económico a nivel mundial, reviste una importancia estratégica en Argentina, particularmente en las comunidades costeras distribuidas a lo largo del importante litoral marítimo y cuerpos de agua continentales. No obstante, esta práctica genera altos volúmenes de residuos orgánicos que suelen ser eliminados sin criterios de seguridad ambiental, ni sanitarios. Esta disposición inadecuada no solo conlleva impactos negativos, como contaminación hídrica, olores molestos y proliferación de vectores, sino también pérdidas económicas.

Se estima que más del 50 % del volumen total capturado por la pesca artesanal se descarta como residuo. Estos subproductos, compuestos por cabezas, vísceras, pieles, escamas y espinas, contienen proteínas, lípidos, aminoácidos esenciales, ácidos grasos omega-3, enzimas, quitina y otros biopolímeros con propiedades bioactivas (Zajícová et al., 2021), que pueden ser utilizados en distintos sectores industriales. En este marco, existen distintas tecnologías accesibles y de bajo costo, como el ensilado (químico y biológico) y los hidrolizados (enzimático, ácido y básico), que permiten transformar dichos residuos en productos como biofertilizantes, bioestimulantes agrícolas, alimentos para mascotas y animales de cría, facilitando su aprovechamiento a escala artesanal. En agricultura, este enfoque cobra aún mayor relevancia ante las limitaciones del modelo agrícola convencional, caracterizado por el uso intensivo de agroquímicos sintéticos. Diversos estudios han demostrado que estos insumos impactan negativamente la biodiversidad, contaminan los ecosistemas acuáticos y afectan a organismos no objetivo, como los polinizadores (Aktar et al., 2008). Frente a este escenario, los bioinsumos derivados de residuos pesqueros emergen como alternativas viables, sostenibles y multifuncionales, que permiten avanzar hacia una agricultura más eficiente, segura y ambientalmente responsable.

Como parte de un enfoque integral, resulta esencial abordar el marco regulatorio específico para la gestión de los residuos pesqueros, ya que, en general, las normativas vigentes no contemplan una diferenciación clara para este tipo de subproductos. Esta omisión limita significativamente las posibilidades de valorización local y sostenida. En este sentido, es fundamental avanzar en el desarrollo de lineamientos para una normativa específica que garantice un tratamiento adecuado y regulado de estos residuos, en consonancia con los principios de la economía circular. De manera complementaria, estas medidas deben orientarse no solo a ordenar y mejorar la gestión de los residuos, sino también a transformar un pasivo ambiental en una oportunidad productiva y de desarrollo local. Finalmente, es importante mencionar que este trabajo se alinea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030. En particular, contribuye al ODS 2 (Hambre Cero), al fortalecer la seguridad alimentaria mediante prácticas agrícolas resilientes; al ODS 12 (Producción y Consumo Responsables), al transformar residuos en recursos valiosos; y al ODS 13 (Acción por el Clima), al reducir la huella de carbono de la agricultura. En conjunto, este abordaje impulsa un modelo agroalimentario regenerativo, justo y tecnológicamente soberano.

OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo fue desarrollar una estrategia integral para la valorización de residuos pesqueros artesanales mediante métodos sencillos, seguros y de bajo costo, orientada a transformar subproductos de la pesca en bioinsumos aptos para su uso agrícola. Se propuso implementar la iniciativa en una localidad piloto, con el fin de evaluar su viabilidad técnica, social y económica. Paralelamente, se llevó a cabo una revisión del marco normativo vigente, con el propósito de promover su adecuación y facilitar su futura implementación y replicabilidad en otras comunidades costeras.

METODOLOGÍA

Se llevaron a cabo diagnósticos participativos para identificar comunidades costeras con potencial para implementar el modelo de valorización de residuos, considerando antecedentes de vinculación tecnológica, características productivas y problemáticas ambientales. Una vez seleccionada la localidad, se realizó una visita de campo y se llevaron a cabo entrevistas con pescadores artesanales, con el objetivo de comprender en profundidad su actividad, los tipos de residuos generados y las dificultades asociadas a su gestión. Durante esta visita, también se recolectaron residuos derivados del procesamiento primario de pescado destinado a la venta local en forma de filete. Con el fin de evaluar su potencial de aprovechamiento, estos subproductos —principalmente cabezas, vísceras y esqueletos— fueron caracterizados desde el punto de vista químico y nutricional, mediante la determinación de niveles de macronutrientes clave como proteínas, materia grasa, humedad y cenizas, conforme a los métodos establecidos por la AOAC (1990).

A partir de esta caracterización, y considerando las condiciones técnicas y operativas del entorno, se establecieron los parámetros óptimos para la elaboración de bioinsumos mediante procesos simples, de bajo costo y ambientalmente amigables. Se seleccionó el proceso de ensilado químico, para el cual los subproductos fueron triturados e incorporados a una solución de ácido fórmico (relación 3% p/v). La mezcla fue homogenizada manualmente, ajustando el pH a un rango de entre 3,5 y 3,8. El proceso se llevó a cabo a temperatura ambiente (25 ± 3 °C) durante 10 días, con agitación diaria para favorecer una licuefacción uniforme. Una vez finalizado el ensayo, se realizó una separación por filtración utilizando una malla de 500 µm, obteniéndose una fracción líquida que fue sometida a una caracterización química detallada. En esta etapa se analizaron los niveles de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, sodio, carbono (según Standard Methods, 2023), orgánico total, proteína, materia grasa, materia seca y la relación entre C/N, todos ellos componentes esenciales para el desarrollo vegetal, ya que cumplen funciones clave en la nutrición, el metabolismo y el equilibrio del suelo. Además, se determinó el perfil de aminoácidos totales mediante HPLC (AOAC 994, 2012), estos compuestos cumplen un rol fundamental como bioestimulantes naturales. Finalmente, con base en los resultados obtenidos, se llevó a cabo una evaluación teórica del potencial de uso del producto líquido como biofertilizante o como insumo para la alimentación animal, considerando tanto su valor nutricional como su estabilidad química.

De forma complementaria, se analizó la normativa ambiental vigente a nivel provincial y nacional, identificando vacíos regulatorios específicos en relación con la gestión de residuos pesqueros. Con base en este análisis, se propusieron lineamientos preliminares para el diseño de una normativa específica, orientada a definir criterios técnicos, responsabilidades institucionales y mecanismos de fiscalización coherentes con los principios de la economía circular.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado del diagnóstico realizado en primera instancia, se identificaron diversas comunidades costeras con potencial para implementar estrategias de valorización de residuos pesqueros. La selección del sitio piloto fue un paso clave para validar en condiciones reales el modelo propuesto, considerando variables ambientales, productivas, sociales y normativas. La localidad seleccionada fue Los Pocitos, ubicada en el partido de Patagones, al sur de la Provincia de Buenos Aires, dentro de la Reserva Natural Bahía San Blas, una zona de alta relevancia ecológica y pesquera. Geográficamente, se localiza aproximadamente en las coordenadas 40°33'S - 62°13'O (Figura 1), y forma parte de un ecosistema estuarino-marino caracterizado por su biodiversidad, productividad biológica y valor estratégico para la conservación. Además, se trata de una comunidad con intensa actividad pesquera artesanal y deportiva, lo que incrementa considerablemente la generación de residuos orgánicos provenientes de especies como la pescadilla y el gatuzo (Figura 2). Esta combinación de factores convierte a Los Pocitos en un caso representativo de los desafíos que enfrentan muchas comunidades costeras del Atlántico sur, y en un entorno ideal para validar un modelo de gestión replicable de residuos pesqueros.

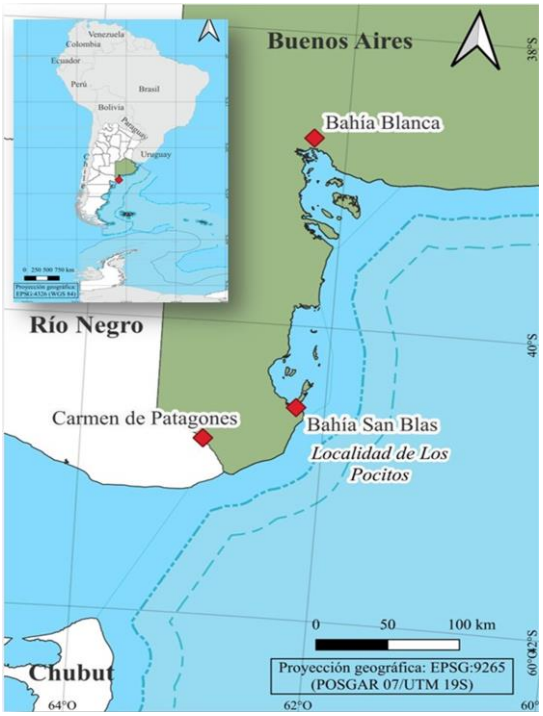


Figura 1. Localización geográfica de la localidad de Los Pocitos.

Figura 2. Residuos de la pesca artesanal constituidos cabeza vísceras, piel, etc.

Durante la etapa de diagnóstico territorial, se llevaron a cabo entrevistas con pescadores artesanales, a fin de relevar prácticas vinculadas a la pesca y la ostricultura, así como identificar tipos de residuos generados y problemáticas asociadas a su disposición. A partir de estos intercambios, se identificaron como residuos predominantes los restos de fileteo de pescado y las valvas de ostras. Los pescadores señalaron que la actividad pesquera, y en consecuencia la generación de residuos, se incrementa notablemente durante la primavera y el verano. Complementariamente, se realizaron recorridos por sitios de disposición informal, donde se observaron restos de peces y ostras mezclados con residuos sólidos urbanos, lo que puso de manifiesto la urgencia de implementar estrategias de valorización sostenibles (Figura 2).

Respecto a la caracterización de los residuos pesqueros, se recolectaron subproductos generados a partir del fileteo de pescadilla y gatuzo. Los análisis químicos evidenciaron diferencias sustanciales en la composición de ambas especies, lo que permite identificar usos diferenciados para su valorización. La pescadilla presentó un mayor contenido de proteínas (15,17 g/100g) en comparación con el gatuzo (12,72 g/100g), posicionándola como una materia prima más adecuada para aplicaciones en nutrición animal. En contrapartida, el gatuzo —por su condición de especie cartilaginosa— mostró niveles más elevados de compuestos nitrogenados no proteicos, lo que sugiere un mayor potencial como biofertilizante. Además, la pescadilla presentó un contenido lipídico superior (2,3 frente a 1,0 g/100g), lo cual implica una mayor concentración de ácidos grasos y un aporte energético más significativo. Las cenizas, indicativas del contenido mineral, también fueron más altas en la pescadilla (5,7 frente a 2,8 g/100g), en concordancia con su naturaleza de pez óseo. Por su parte, el gatuzo mostró un mayor porcentaje de humedad

(80,2 frente a 75,9% g/100g), aspecto relevante al momento de definir condiciones de procesamiento. Estas diferencias composicionales resultan determinantes para definir los usos finales más apropiados para cada tipo de residuo, ya sea como insumo nutricional o como bioinsumo agrícola, así como para ajustar el diseño del proceso de transformación según las características de la materia prima.

Es importante mencionar que, si bien no se realizaron determinaciones específicas en este estudio, la literatura indica que, en general, los residuos pesqueros presentan niveles relevantes de micronutrientes como calcio, fósforo, potasio y sodio. Asimismo, suelen caracterizarse por presentar un perfil lipídico equilibrado, con presencia de ácidos grasos saturados, monoinsaturados, poliinsaturados y omega-3, componentes de alto valor nutricional en la alimentación animal. También se destaca que estos residuos contienen proteínas de alto valor biológico, con una composición rica en aminoácidos clave como glicina, ácido glutámico, alanina y lisina, lo que les confiere un alto potencial para su aplicación en suplementos proteicos y en formulaciones agrícolas.

En relación con la elaboración de bioproductos, se desarrolló exitosamente un ensilado químico a partir de residuos pesqueros. Este proceso se caracteriza por ser simple, de bajo costo y con alto potencial de escalabilidad. Para su formulación se utilizó ácido fórmico que se destaca como una opción eficaz y segura para la elaboración de ensilados a partir de residuos pesqueros. Su bajo peso molecular y valor de pKa lo convierten en un excelente acidificante, con alta capacidad bactericida y conservante. A diferencia de otros ácidos comúnmente utilizados en ensilado, el ácido fórmico presenta menor corrosividad, lo que facilita su manipulación y lo hace especialmente adecuado para aplicaciones en contextos comunitarios o de pequeña escala.

El análisis químico del ensilado reveló una matriz con alto contenido proteico (13,4 g/100 mL) y una proporción de materia seca cercana a 20 g/100 mL. El nitrógeno total fue de 2,1 g/100 mL, mayoritariamente en forma orgánica, mientras que el carbono orgánico total alcanzó los 12,4 g/100 mL, lo que resultó en una relación C/N cercana a 6. Este valor indica una alta biodisponibilidad de nitrógeno y una rápida degradación del material, características ideales para su aplicación como fertilizante orgánico en suelos con requerimientos inmediatos de nutrientes. Asimismo, se registraron niveles significativos de calcio (21,8 g/100 mL), magnesio (0,8 g/100 mL), potasio (4,2 g/100 mL) y sodio (3,4 g/100 mL). La composición aminoacídica se destacó por la presencia de glicina, ácido glutámico, alanina y lisina, aminoácidos que cumplen un rol clave como bioestimulantes al participar en procesos fisiológicos esenciales de las plantas. Por ejemplo, la glicina y el ácido glutámico están implicados en la síntesis de clorofila y la activación enzimática; la alanina contribuye a la respuesta frente al estrés abiótico; y la lisina favorece el crecimiento celular y la resistencia estructural.

Esta combinación refuerza el potencial del producto como bioestimulante natural, capaz de mejorar la eficiencia nutricional y la tolerancia al estrés en cultivos. En comparación con biofertilizantes orgánicos tradicionales —como el compost o los extractos húmicos— que suelen presentar relaciones C/N elevadas y una liberación lenta de nutrientes, el ensilado de residuos pesqueros ofrece una disponibilidad más rápida y eficiente de nitrógeno. Por otro lado, a diferencia de los agroquímicos sintéticos, cuyo uso excesivo ha generado problemas de contaminación de suelos y aguas, así como pérdida de biodiversidad microbiana, este tipo de bioproducto representa una alternativa más sostenible, biodegradable y segura para los ecosistemas. Además, incorpora el valor agregado de aprovechar subproductos de la industria pesquera, promoviendo la economía circular y reduciendo el impacto ambiental de los residuos orgánicos. Como parte de los resultados de este trabajo, se realizó una revisión de la normativa vigente y se identificó un vacío regulatorio tanto a nivel nacional como provincial, dado que los residuos pesqueros no están contemplados de manera específica en la legislación actual.

En este contexto, se plantea la necesidad urgente de desarrollar un marco jurídico que regule su generación, clasificación, pretratamiento y valorización, estableciendo expresamente la prohibición de su disposición final sin acondicionamiento previo, tanto en tierra como en el mar. Entre los lineamientos propuestos se destacan: la obligatoriedad de la separación en origen; el envío de los residuos a plantas de pretratamiento habilitadas como *Destinos Sustentables*; la creación de figuras normativas específicas para instalaciones que acondicionen residuos pesqueros con fines de valorización; y la implementación progresiva de estas medidas en municipios costeros con actividad pesquera, en articulación con las autoridades portuarias. Asimismo, se recomienda la modificación de la Resolución OPDS 44/21, a fin de incorporar formalmente a los residuos pesqueros como una corriente valorizable, reconociendo su potencial como materia prima para nuevos procesos productivos en el marco de la economía circular.

CONCLUSIONES

El presente trabajo demuestra la viabilidad técnica y el potencial de la valorización de residuos orgánicos de la pesca artesanal en Argentina, transformándolos en bioinsumos de alto valor para la agricultura. Mediante la implementación de tecnologías accesibles, como el ensilado químico, se logra obtener un producto con características nutricionales óptimas, rico en proteínas y aminoácidos, con una relación C/N ideal para una rápida liberación de ientes en suelos agrícolas. Esta aproximación no solo

ofrece una solución sostenible a la problemática de la disposición inadecuada de subproductos pesqueros, sino que también representa una oportunidad estratégica para impulsar un modelo agroalimentario más resiliente y respetuoso con el medio ambiente, reduciendo la dependencia de agroquímicos sintéticos y contribuyendo directamente a la seguridad alimentaria. Asimismo, el estudio resalta un vacío regulatorio crítico a nivel nacional y provincial, cuya resolución es indispensable para la formalización y expansión de estas prácticas de economía circular. En síntesis, esta investigación sienta las bases para un desarrollo local más justo, económicamente viable y ecológicamente integrado, en línea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 2, 12 y 13), al transformar un pasivo ambiental en una valiosa oportunidad productiva y de desarrollo territorial.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aktar, M. W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, *2*(1), 1–12.

AOAC. (1990). *Official methods of analysis* (15th ed.). Association of Official Analytical Chemists.

AOAC. (2012). *Official method 994.12. Amino acids in feeds*. Association of Official Analytical Chemists.

Brown, P., & Saa, S. (2015). Biostimulants in agriculture. *Frontiers in Plant Science*, *6*, 671.

Florez-Jalil, M., Angulo, J., Basto, A., & Hernández, G. (2021). Biofertilizantes y bioestimulantes: Perspectivas desde una agricultura sostenible. *Scientia Agropecuaria*, *12*(4), 635–651.

Solis Zárate, L. Y., Cárdenas Alarcón, K., & Méndez López, M. (2023). Evaluation of a liquid biofertilizer obtained from fish residues using a simple fermentation method. In *Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Science and Development (ICESD 2023)* (pp. 111–119). Springer.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (2023). *Standard Methods* (24th ed.). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF).

Yakhin, O. I., Lubyanov, A. A., Yakhin, I. A., & Brown, P. H. (2017). Biostimulants in plant science: A global perspective. *Frontiers in Plant Science*, *7*, 2049.

Zajícová, K., Vysloužilová, M., & Moudrý Jr, J. (2021). Fish processing waste as a promising feedstock for circular economy. *Sustainability*, *13*(2), 737

ID 161. REMOÇÃO DE CO_2 E H_2S DO BIOGÁS COM MICROALGAS: UMA ESTRATÉGIA ALIADA AOS OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (ODS)

Odorico Konrad[1,2], Camila N. G. Stacke[1,3], Fernanda N. Brum[1,4], Romualdo J. C. Wanderley[1,5], Leonardo T. Vigolo[1,6], Sofia Paoli[1,7], Joice Mörs[1,8]

1- Universidade do Vale do Taquari - Univates; 2- konrad@univates.br; 3- cngiovanella@universo.univates.br; 4- fernanda.brum@universo.univates.br; 5- romualdo.wanderley@universo.univates.br; 6- leonardo.vigolo@universo.univates.br; 7- paolisofia.t@gmail.com; 8- joice.mors@universo.univates.br.

Abstract: This study evaluates the efficiency of a pilot-scale biological biogas purification system focusing on the simultaneous removal of carbon dioxide (CO_2) and hydrogen sulfide (H_2S) using a microalgal consortium operated in continuous flow. In response to the growing demand for sustainable energy solutions integrated with waste management, biogas emerges as a strategic alternative for energy transition and the promotion of a circular economy. The experimental system consisted of a photobioreactor coupled with an absorption column, operating under natural environmental conditions and supplied with biogas produced from organic waste. Over 220 hours of continuous operation, thermal and pH stability were observed—critical factors for maintaining photosynthetic activity and process efficiency. The results showed an biogas enrichment, with an approximate 21% increase in methane (CH_4) concentration, a 47% reduction in CO_2 levels and more than 99% removal of H_2S. CO_2 removal was attributed to photosynthetic biofixation by microalgae, while H_2S elimination occurred through biological oxidation promoted by the oxygen generated during photosynthesis. These improvements significantly enhance the calorific value and quality of biogas, making it more suitable for energy applications. The proposed technology directly supports the Sustainable Development Goals (SDGs 6, 7, 11, 12, and 13) by integrating technological innovation, environmental management, and the use of local resources. It proves to be a viable approach for expanding sustainability in production chains and strengthening public policies aimed at decarbonization and organic waste utilization.

Palavras chave: Biogás. Dióxido de Carbono. Sulfeto de Hidrogênio. Sustentabilidade.

Introdução

A intensificação da poluição atmosférica e do aquecimento global têm despertado crescente preocupação nos últimos anos, em parte, decorrente da elevada dependência de combustíveis fósseis (cerca de 85% do consumo energético global), exigindo soluções sustentáveis e integradas (Sher *et al.*, 2024; Hoyos *et al.*, 2024). Nesse contexto, destaca-se o biogás, não apenas para a transição energética, mas também para o fortalecimento da gestão ambiental e sanitária, pois ele possibilita o aproveitamento de resíduos orgânicos provenientes da agroindústria, do saneamento, de resíduos sólidos urbanos e de efluentes industriais. Além disso, a biodigestão anaeróbia reduz significativamente a carga poluente que, de outra forma, seria destinada a aterros sanitários ou corpos hídricos, o que contribui diretamente para a proteção dos recursos hídricos e a promoção da saúde pública. Dessa forma, a produção de biogás promove a economia circular e o aumento da eficiência ambiental em diferentes cadeias produtivas, fortemente alinhada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente o ODS 6 (Água Potável e Saneamento), ODS 7 (Energia Limpa e Acessível), ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis) e ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima). Em 2022, a produção global de biogás e biometano superou 1,6 exajoule (EJ), representando um crescimento de 17% nos últimos cinco anos (Sher *et al*., 2024), reflexo do crescente interesse por soluções integradas e de baixo carbono, que apresentem viabilidade econômica, geração de empregos e aprimoramento da gestão de resíduos orgânicos (Khan *et al.*, 2024).

O biogás é composto majoritariamente por metano (55–65%) e dióxido de carbono (35–45%), além de traços de gases como vapor d'água, hidrogênio (H_2), oxigênio (O_2), nitrogênio (N_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (Dalpaz *et al*., 2020; Noorain *et*

al., 2019). Para uso energético, é necessária a remoção, principalmente, do CO_2 e H_2S, especialmente para obtenção de biometano. Embora existam tecnologias consolidadas, processos biológicos vêm ganhando destaque, como a biofixação fotossintética do CO_2 por microalgas, que pode reduzir o CO_2 no biogás tratado para 2–6% (Katariya, Patolia, 2023; Becker *et al.*, 2022; Sher *et al.*, 2024). Além disso, as microalgas favorecem a remoção simultânea de CO_2 e H_2S, este último, eliminado pela ação de bactérias oxidantes de enxofre estimuladas pela liberação de O_2 na fotossíntese (Ángeles *et al*., 2020; Rodero *et al*., 2020).

Dessa forma, a produção e purificação biológica de biogás se apresentam como ferramentas promissoras para o desenvolvimento de políticas públicas voltadas à gestão integrada de resíduos, ao mesmo tempo em que fomentam alianças entre os setores público, privado e acadêmico em prol de soluções inovadoras, com benefícios diretos às comunidades e ao meio ambiente.

Objetivo

O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de um sistema biológico de purificação de biogás em escala piloto, composto por um fotobiorreator acoplado a uma coluna de absorção e operado em fluxo contínuo, para remoção simultânea de CO_2 e de H_2S. A pesquisa busca contribuir para soluções integradas de baixo carbono, alinhadas à economia circular e aos ODS 6, 7, 11, 12 e 13.

Metodologia

O biogás utilizado no experimento foi produzido na Planta Piloto do Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS), em um reator de 2 m³, alimentado diariamente com resíduos orgânicos provenientes de uma empresa do setor alimentício da região, mantido sob condições mesofílicas, em temperatura constante de 35 °C. O biogás gerado foi armazenado em um gasômetro com capacidade total de 20 m³.

A microalga utilizada no estudo foi coletada em ambiente natural, em uma lagoa situada no município de Salvador do Sul, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Considerando a diversidade microbiana, a amostra foi tratada como um consórcio de microalgas, uma vez que não foi realizada a identificação taxonômica das espécies presentes. O cultivo foi previamente aclimatado por 15 dias sob iluminação natural e aeração contínua.

O sistema experimental consistiu em um fotobiorreator cilíndrico de vidro (50 L) acoplado a uma coluna espiral de aço inoxidável (10 L), apresentado na Figura 01.

Figura 01. Fotobiorreator e Coluna de Transferência

Durante o teste, o sistema trabalhou em fluxo contínuo, com vazão de 0,30 $L \cdot min^{-1}$ de biogás, entrando em contato com

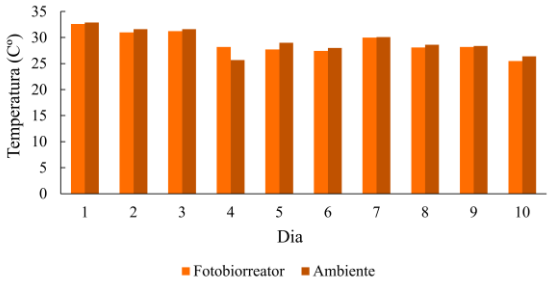
o meio microalgal recirculado (0,65 L·min⁻¹) na coluna de transferência. A aeração e a circulação foram mantidas por bombas específicas, em contracorrente entre o fluxo de gás e de líquido, adotada para maximizar a eficiência da troca gasosa. O sistema foi operado sob condições de temperatura do ambiente, monitorada através de um sensor de temperatura Pt-100, iluminação natural e controle de pH (pHmetro DIGIMED, modelo DM-2P).

As coletas de biogás foram realizadas em dois pontos do sistema: na saída do gasômetro (biogás bruto) e na saída da coluna de absorção (biogás tratado). A composição do biogás foi analisada por meio de um analisador de gases da marca Awite, modelo Awiflex,analisando CH_4, CO_2 e H_2S. A eficiência de purificação foi determinada com base na diferença de concentração do CO_2 e H_2S entre os pontos de entrada e saída do sistema.

Resultados e discussão

O experimento teve duração de 220 horas ininterruptas, e um volume total de 3,84 m³ de biogás foram tratados. A Figura 02 apresenta as temperaturas do fotobiorreator e ambiente registradas no período do experimento.

Figura 02. Temperaturas médias do ambiente e do fotobiorreator durante o experimento



Durante o experimento, as temperaturas ambiente registradas variaram de 20,3 ºC a 40,6 ºC, com média de 29,2 ºC. Essa amplitude térmica é comum no verão de regiões com clima subtropical, onde as médias diárias frequentemente superam os 22 ºC (Reboita; Kruche, 2018). No fotobiorreator, a temperatura média foi de 29 ºC, com mínima de 21,8 ºC e máxima de 36,9 ºC, valores bastante próximos aos observados no ambiente externo, evidenciando a eficiência térmica do fotobiorreator, cuja estabilidade é crucial para manter condições ótimas de crescimento microalgal em operações contínuas. Sistemas abertos ou mal isolados tendem a sofrer flutuações mais abruptas, o que pode comprometer a produtividade, que é favorecida por temperaturas mais elevadas devido ao aumento da taxa metabólica, da atividade fotossintética e, consequentemente, da produtividade das microalgas (Jacob *et al*., 2021).

O pH do meio de cultivo variaram de 6,5 a 5,0 entre os dias 1 e 7, indicando uma acidificação gradual possivelmente associada ao contato com o biogás, conforme observado por Castro *et al.* (2022); no dia 8, foi realizada a correção com 75 g de bicarbonato de sódio, elevando o pH para 7,0 promovendo a estabilização do meio nos dias seguintes, com valores entre 6,5 e 6,7. O valor do pH do cultivo das microalgas é um parâmetro importante, pois o pH regula o equilíbrio químico entre CO_2, bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) na água, o que afeta diretamente a solubilidade e a disponibilidade do CO_2 no meio. Em pH mais elevado, há um maior acúmulo de CO_2 dissociado, o que pode reduzir sua forma livre e solúvel, dificultando a transferência de massa do gás para o líquido (Estrada *et al*.,2023). Além disso, o pH é um parâmetro crítico para o crescimento das microalgas e a atividade fotossintética, sendo essencial que se mantenha dentro de uma faixa ideal para maximizar a taxa de fixação de carbono. Há uma correlação direta entre a atividade fotossintética e o pH da cultura: taxas fotossintéticas elevadas levam à maior absorção de CO_2 e consequente elevação do pH do meio, refletindo um sistema biologicamente mais ativo, o que pode explicar a estabilização do pH após sua correção (Wojaczek *et al*, 2025). Essa estabilidade é desejável em sistemas de purificação biológica, pois favorece o crescimento sustentado das microalgas e assegura a eficiência contínua na remoção, especialmente, do CO_2.

As Figura 03, 04 e 05 demonstram as concentrações de CH_4, CO_2 e H_2S no biogás bruto e tratado.

Figura 03. Concentração de CH_4

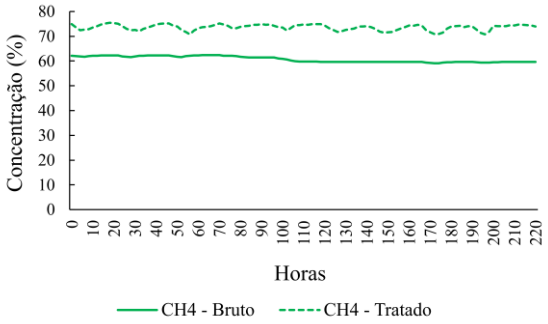


Figura 04. Concentração de CO_2

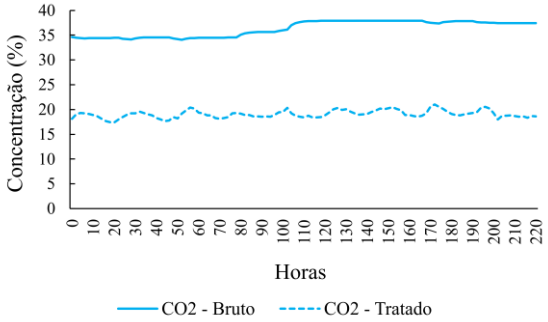
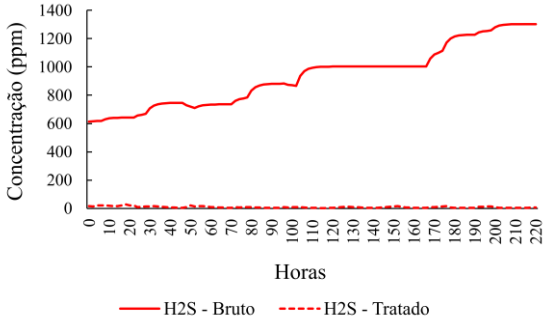


Figura 05. Concentração de H_2S



Os dados obtidos ao longo do experimento indicam que o processo de purificação com microalgas resultou em um aumento média de 21% na concentração de CH_4 (de 60,78% ± 1,17 para 73,61% ± 1,14), acompanhado de uma expressiva redução nos níveis de CO_2, aproximadamente 47% (de 36,04% ± 1,55 para 19,04% ± 0,74) e, especialmente, de H_2S (de 897,85 ppm ± 218,69 para 8,66 ppm ± 5,36), com eficiência de 99% de remoção.

O aumento da concentração de CH_4 após o tratamento indica o enriquecimento do biogás devido à remoção de CO_2. Esse enriquecimento eleva o poder calorífico do biogás, viabilizando sua aplicação em motores veiculares, geradores ou na produção de biometano para injeção em redes. A redução do CO_2 está relacionada à sua absorção pelas microalgas como fonte de carbono durante a fotossíntese, o que, além de melhorar a qualidade do biogás, contribui para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (Choix *et al.*, 2018).

A significativa remoção de H_2S, gás corrosivo e tóxico, também é evidenciada no biogás tratado e pode ser atribuída à sua oxidação promovida pelo oxigênio gerado na fotossíntese (Rodero *et al*., 2020). Assim, o sistema de purificação biológica utilizando microalgas mostra-se eficiente, promovendo a melhoria do poder calorífico do biogás e viabilizando seu uso em aplicações energéticas mais exigentes (Liu *et al*., 2023). A baixa variação dos dados, evidenciada pelos respectivos desvios padrão, sugere estabilidade operacional e eficiência do sistema ao longo do tempo, reforçando a viabilidade da tecnologia na melhoria da qualidade do biogás para aplicações energéticas.

Conclusão

O sistema biológico em escala piloto, operado com consórcio de microalgas em fluxo contínuo, demonstrou eficiência na remoção de CO_2 e H_2S do biogás, promovendo o enriquecimento do CH_4 e, consequentemente, a melhoria da qualidade do biogás. A redução de aproximadamente 47% no teor de CO_2 e de mais de 99% no H_2S evidencia o potencial da biofixação fotossintética e da oxidação biológica como alternativas integradas aos processos convencionais de purificação. Esses resultados reforçam a viabilidade técnico-ambiental de sistemas biológicos aplicados à valorização energética de resíduos orgânicos, com benefícios diretos à mitigação das emissões de gases de efeito estufa e à transição para uma matriz energética mais limpa, descentralizada e sustentável. A abordagem adotada contribui, ainda, para a operacionalização dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, em especial os ODS 6, 7, 11, 12 e 13, ao integrar gestão ambiental, inovação tecnológica e aproveitamento de recursos locais.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS), ao Projeto Cluster MEMPOA e a Universidade do Vale do Taquari - Univates pelo apoio financeiro e institucional concedido para a realização deste estudo. O suporte desses órgãos de fomento foi fundamental para o desenvolvimento da pesquisa e para o avanço científico na área de energias sustentáveis e gestão ambiental.

Referências Bibliográficas

Sher, F., Smječanin, N., Hrnjić, H., Karadža, A., Omanović, R., Šehović, E., & Sulejmanović, J. (2024). Emerging technologies for biogas production: A critical review on recent progress, challenges and perspectives. *Process Safety and Environmental Protection*, **188**, 834-859.

Hoyos, E. G., Kuri, R., Toda, T., & Muñoz, R. (2024). Innovative design and operational strategies to improve CO_2 mass transfer during photosynthetic biogas upgrading. *Bioresource Technology*, **391**, 129955.

Khan, A. A., Khan, S. U., Kipperberg, G., Javed, T., Ali, M. A. S., Ullah, R., & Luo, J. (2024). Unlocking biogas potential: Spatial analysis, economic viability, and climate resilience in southern regions of Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Science of the Total Environment*, **911**, 168810.

Dalpaz R., Konrad O., Cyrne C. C. da S., Barzotto H. P., Hasan C., Filho M. G. (2020) Using biogas for energy cogeneration: An analysis of electric and thermal energy generation from agro-industrial waste. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, **40**, 100774.

Noorain R., Kindaichi T., Ozaki N., Aoi Y., Ohashi A. (2019). Biogas purification performance of new water scrubber packed with sponge carriers. *Journal of cleaner production*, **214**, 103-111.

Katariya H. G., Patolia H. P. (2023) Advances in biogas cleaning, enrichment, and utilization technologies: a way forward. *Biomass Conversion and Biorefinery*, **13**, 9565–9581.

BECKER C. M., Marder M., Junges E., Konrad O. (2022) Technologies for biogas desulfurization - An overview of recent studies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **159**, 112205.

Ángeles R., Arnaiz E., Gutiérrez J., Muñoz C. A. S., Ramos F., Muñoz R., Lebrero R. (2020). Optimization of photosynthetic biogas upgrading in closed photobioreactors combined with algal biomass production. *Journal of Water Process Engineering*, **38**, 101554.

Rodero M. D. R., Carvajal A., Airbib Z., Lara E., Prada C. de, Lebrero R., Muñoz R. (2020). Performance evaluation of a control strategy for photosynthetic biogas upgrading in a semi-industrial scale photobioreactor. *Bioresource technology*, **307**, 123207.

Reboita M. S., Kruche N. (2018) Normais climatológicas provisórias de 1991 a 2010 para Rio Grande, RS. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **33**, 165-179.

Jacob J. M., Ravindran R., Narayanan M., Samuel S. M., Pugazhendhi A., Kumar G. (2021). Microalgae: A prospective low cost green alternative for nanoparticle synthesis. *Current opinion in environmental science & health*, **20**, 100163.

Castro A. A., Junges E., Marder M., Mörs J., Konrad O. (2022) Dessulfurização de biogás por processo fotossintético com microalgas e absorção por lavagem com água. *Research, Society and Development*, **11**(10) ,388111032891.

Wojaczek B., Singer E., Vivekanand V., Lindenberger C. (2025). From biogas to biomethane: Evaluating the role of microalgae in sustainable energy production – A review. *Algal Research*, **85**, 103835.

Liu J., Qin H., Meng X., Fan X., Zhu N., Sun S., Zhao Y., Jiang Z. (2023) Nutrient removal from biogas slurry and biogas upgrading by microalgae-fungi-bacteria co-cultivation under different carbon nanotubes concentration .*Environmental Science and Pollution Research*, **30**, 36023–36032.

Choix F. J., Ochoa-Becerra M. A., Hsieh-Lo M., Mondragón-Cortez P., Méndez-Acosta H. O. (2018). High biomass production and CO_2 fixation from biogas by Chlorella and Scenedesmus microalgae using tequila vinasses as culture medium. *Journal of Applied Phycology*, **30**, 2247–2258.

Estrada V. L., Hoyos E. G., Méndez L., Sebastian P. J., Muñoz R. (2023). Boosting photosynthetic biogas upgrading via carbon-coated zero-valent iron nanoparticle addition: A pilot proof of concept study. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, **31**, 100952.

ID 162. DESARROLLO DE UN PROCESO VERDE PARA RECUPERAR COBRE, ORO Y PLATA DE TARJETAS DE CIRCUITO IMPRESO

Galarza, María Alejandra[1]; Moreno, Katherine[1]; Sánchez, Fernando[1]; Aragón-Tobar, Carlos F[1]; De La Torre, Ernesto[1]; Guevara, Alicia[1]

[1] Departamento de Metalurgia Extractiva, Escuela Politécnica Nacional, Quito-Ecuador

maria.galarza@epn.edu.ec, katherine.moreno@epn.edu.ec, fernando.sanchez01@epn.edu.ec , carlos.aragont@epn.edu.ec , ernesto.delatorre@epn.edu.ec , alicia.guevara@epn.edu.ec

Resumen

Millones de toneladas de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) son generados anualmente en el mundo y con la evolución tecnológica aumenta el consumo de estos aparatos y por ende aumenta su desecho; a pesar de esto, el reciclaje aplicado no es mayor el 20 %. En Ecuador, la generación de RAEE bordea 100.000 toneladas anuales y solo hasta el 5 % tiene algún tratamiento basado en recolección, separación y venta de los componentes que poseen fracciones metálicas valiosas. Los RAEE son una fuente secundaria para la extracción de metales como lo describen algunas investigaciones por lo que puede ser un potencial de aprovechamiento para la industria del reciclaje. El presente trabajo tiene como objetivo el desarrollo de un proceso metalúrgico responsable con el medio ambiente para la recuperación de cobre, oro y plata de tarjetas de circuito impreso de RAEE. Se han escogido operaciones hidrometalúrgicas para la extracción de los metales como lixiviación ácida y cianuración luego de separar el material en fracciones acorde al contenido de los metales de interés. Se determinaron concentraciones de cobre entre 6 a 31 % y leyes de oro y plata promedio entre 64 a 138 g ton^{-1} y 252 a 552 g ton^{-1} respectivamente. A partir de estos valores con el proceso desarrollado se ha obtenido recuperaciones de cobre del 90 %, oro del 70 % y 100 % de plata. La sostenibilidad ambiental se ha logrado con el tratamiento adecuado de efluentes con técnicas de recirculación, precipitación y fitorremediación.

Palabras claves: residuos electrónicos, reciclaje, recuperación metálica, sosteniblidad

Abstract

Millions of tons of waste electrical and electronic equipment (WEEE) are generated annually worldwide, and technological developments are increasing the consumption of these devices, thereby increasing their disposal. Despite this, recycling does not exceed 20%. In Ecuador, WEEE generation is around 100,000 tons annually, only 5% of this is treated through the collection, separation, and sale of components containing valuable metal fractions. WEEE is a secondary source for metal extraction, as described in some research, so it may be a potential resource for the recycling industry. The principal aim of this work is to develop an environmentally responsible metallurgical process to recover copper, gold and silver from printed circuit boards of WEEE. Hydrometallurgical operations such as acid leaching and cyanidation have been selected for metal extraction after separating the material into fractions according to the concentration of selected metals. Cooper concentrations ranging from 6 to 31% and average gold and silver grades ranging from 63 to 138 g ton^{-1} and 252 to 552 g ton^{-1}, respectively, were determined. From these values, the developed process has yielded recoveries of 90% of copper, 70% gold and 100% silver. Environmental sustainability has been achieved with the appropriate treatment of effluents using recirculation, precipitation and phytoremediation techniques.

Keywords: electronic waste, recycling, metal recovering, sustainability

---

1. Introducción

Conforme al avance tecnológico en las últimas décadas, los aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) se han convertido en un elemento esencial de las actividades humanas lo cual desencadena un consumo constante de nuevas versiones y desecho de los que se vuelven obsoletos.

El gran volumen de desechos electrónicos generados alcanzó los 53,6 millones de toneladas de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) en 2019, este valor tiene una tendencia de crecimiento tan alta que puede llegar a 74 millones de toneladas al cabo de 2030 según la Global E-waste Monitor (Forti et al., 2020).

Frente a esta cifra, se ha vuelto de interés mundial el aprovechamiento de los recursos que poseen este tipo de residuos; especialmente aquellas partes que contienen una importante fracción metálica como es el caso de las tarjetas de circuito impreso (PCB) y su valioso contenido de oro, plata y paladio (Ippolito et al., 2019). Además, se debe destacar el control de la contaminación producida por sus componentes; diversos componentes inorgánicos y orgánicos convierten los residuos electrónicos en peligrosos depósitos de metales pesados y tóxicos como cobre, zinc, aluminio y plomo en mayor proporción a otros metales tóxicos presentes como níquel, cadmio, selenio, arsénico, bario, cromo, plata y mercurio (Priya & Hait, 2018).

A pesar de la problemática alrededor de los desechos de RAEE, el reciclaje aplicado no supera el 20 % a nivel mundial y en Latinoamérica únicamente el 3 % se dispone adecuadamente, en ambos casos lo que no se gestiona termina en vertederos (Forti et al., 2020).

En Ecuador se generan 5.3 kg de residuos electrónicos al año por cada habitante, que en total suman alrededor de 100.000 toneladas de RAEE desechados; de los cuales no más del 5% tienen algún tipo de recuperación (Ministerio del Ambiente Agua y Transición Ecológica, 2022).

Siendo el reciclaje aún incipiente, los recicladores de base se encargan de recolectar RAEE, desarmarlos y comercializar los componentes con contenido metálico de interés al exterior. Por otra parte, existen empresas dedicadas únicamente a la recolección de los RAEE para reusar las partes y otras que al recolectar la basura electrónica la separan en 3 grupos: plásticos, baterías y procesadores y tarjetas de circuito impreso. El plástico se tritura y reutiliza mientras que las baterías son entregadas a gestores especializados; de igual manera, los procesadores y PCB se exportan a otros países donde si existen procesos de extracción del contenido metálico.

Debido al tipo de equipos con el que se trabaja, en el caso de la chatarra de PCB se tiene alta complejidad al tratarse de una matriz heterogénea con componentes orgánicos (plásticos) e inorgánicos (metales, aleaciones ferrosas y no ferrosas). Esta variedad sugiere diferencias en las propiedades físicas y químicas de los materiales como densidad, conductividad, magnetismo, etc., que pueden ser aprovechadas en la recuperación (Goosey & Kellner, 2003).

En general, el pretratamiento de los RAEE previo a la extracción de los metales y no metales contenidos se enfoca en métodos físicos como trituración, molienda y cribado; no obstante, la separación física es económica, pero genera pérdidas significativas de metales por lo que requiere la combinación con técnicas químicas como: la pirometalurgia, que usa la fundición, sinterización o fusión que implican reacciones a temperaturas elevadas y la hidrometalurgia con procesos de lixiviación y extracción del lixiviado por precipitación o extracción con solventes a través de reacciones controladas a baja temperatura (Gulliani et al., 2023).

En torno al contenido metálico de interés en los RAEE se han probado en diferentes investigaciones (Gulliani et al., 2023; Oke & Potgieter, 2024; Li et al., 2023; Sudarsan, Anandkumar & Trofimov, 2024) el uso de procesos tradicionales y no tradicionales para evaluar la recuperación de metales, pero de forma separada. Operaciones tanto piro como hidrometalúrgicas probadas en los RAEE han marcado la pauta para crear un sistema de recuperación ampliado para más de un solo metal.

Siendo las operaciones pirometalúrgicas más complejas y contaminantes, los esfuerzos por recuperar metales de forma hidrometalúrgica son mayormente aplicados tal como lo indican Li, Eksteen & Oraby (2018). Los métodos hidrometalúrgicos convencionales emplean compuestos químicos de cianuro para la recuperación de metales preciosos, y ácidos como el H_2SO_4, HCl y HNO_3 para la lixiviación de metales tanto básicos como preciosos (Jadhav & Hocheng, 2015). Las investigaciones destacan la eficacia de estos procesos para recuperar metales, y una de sus principales ventajas es el uso de reactivos ampliamente utilizados en la industria tradicional, lo que permite aplicar técnicas efectivas de tratamiento y purificación que ayudan a minimizar el impacto ambiental.

En el ámbito de las biolixiviaciones, se ha explorado el uso de hongos y bacterias capaces de liberar compuestos orgánicos e inorgánicos que favorecen procesos de oxidación-reducción, enzimáticos y la formación de complejos metálicos. En el tratamiento de RAEE, especialmente de tarjetas de circuito impreso, los microorganismos comúnmente utilizados son bacterias quimiolitótrofas mesófilas y termófilas. Sin embargo, cuando se busca una recuperación selectiva de metales preciosos, se recurre principalmente a bacterias cianogénicas. No obstante, las eficiencias bajas y condiciones de estos procesos son complejas obligan a buscar combinaciones de distintas cepas bacterianas para mejorar la eficiencia del proceso de biolixiviación (Baniasadi et al., 2019).

Adicionalmente, se debe tener en cuenta que tras la extracción es necesario un proceso de re-extracción del metal de interés, para ello es necesaria la aplicación de operaciones de purificación y recuperación para producir productos metálicos finales; entre estas operaciones podemos destacar los métodos de cementación, intercambio iónico, adsorción de carbón, extracción por solventes y electroobtención. Estas técnicas se escogen acorde al tipo de reactivos utilizados en la extracción,
al nivel de impurezas y al producto objetivo (Li et al., 2018).

El presente trabajo presentará como resultado final el diseño de un proceso metalúrgico de recuperación de oro, plata y cobre de tarjetas de circuito impreso que use procesos de extracción hidrometalúrgicos, sea utilizable a escala piloto y asegure completa responsabilidad ambiental.

2. Objetivos

2. 1. Objetivo General

Diseñar un proceso metalúrgico ambientalmente responsable para la recuperación de oro, plata y cobre de tarjetas de circuito impreso obtenidas de RAEE.

2.2. Objetivos Específicos

2.2.1. Caracterizar física y químicamente las tarjetas de circuito impreso provenientes de RAEE.

2.2.2. Definir una secuencia de procesos hidrometalúrgicos y pirometalúrgicos para recuperación de oro, plata y cobre de tarjetas de circuito impreso.

2.2.3. Definir alternativos de tratamiento de efluentes generados en el proceso metalúrgico utilizado.

3. Metodología

3.1. Caracterizar física y químicamente las tarjetas de circuito impreso provenientes de RAEE.

Las tarjetas de circuito impreso previamente trituradas fueron caracterizadas físicamente con análisis granulométrico (Torre de Tamiz Vibratorio, ATM Arrow) y análisis microscópico (Estereoscopio Trinocular, Olympus SZX16) para determinar la forma de las partículas, una aproximación de contenido plástico y la presencia de metales liberados.

Para la caracterización química se realizaron análisis de Fluorescencia de Rayos X (FRX, Espectrómetro de Rayos X S8 TIGER,

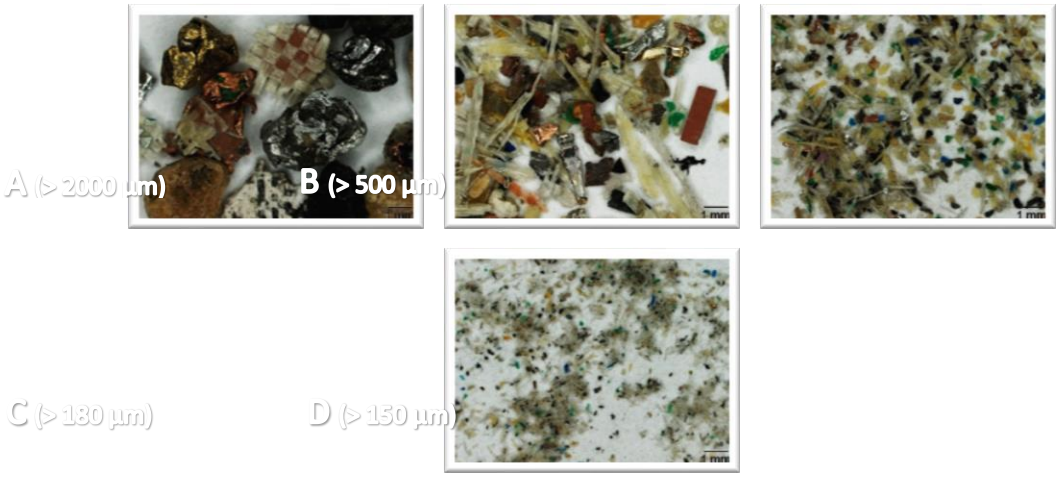
Bruker) y ensayo al fuego para obtener la concentración inicial de los metales de interés para este proyecto.

3.2. Definir una secuencia de procesos hidrometalúrgicos y pirometalúrgicos para recuperación de oro, plata y cobre de tarjetas de circuito impreso.
Acorde al contenido metálico, se definieron las operaciones hidrometalúrgicas específicas para la extracción de los metales de interés. Para este caso de estudio se escogieron los métodos tradicionales de lixiviación con el uso de NaCN y H_2SO_4 para ensayos de cianuración y lixiviación ácida, respectivamente. La concentración de ácido sulfúrico se trabajó en 3 niveles: baja, media y alta dentro del rango 20 – 80 g/L; mientras que las condiciones de cianuración se trabajaron al igual que en los procesos convencionales a 4 g/L y pH > 9. El material se agitó de forma mecánica para permitir el contacto del lixiviante con todas las partículas del material mientras se mantiene elevado en la solución.
Seguido a la extracción de los metales del material base triturado se definieron los procesos de re-extracción que mejor se ajustaron al proceso diseñado como electrodeposición (0,5 A) para el cobre y adsorción en carbón activado (20 g/L) para recuperar oro. De esta forma se estructuró la secuencia de todas las operaciones que podrá ser usado a nivel piloto junto a los reactivos necesarios y los efluentes y residuos generados.

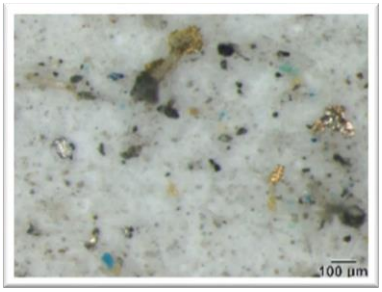
3.3. Definir alternativas de tratamiento de efluentes generados en el proceso metalúrgico utilizado.
Los efluentes generados en las operaciones de extracción y recuperación se evaluaron respecto a la concentración de los posibles contaminantes con análisis de Absorción Atómica (AAS, Espectrofotómetro de absorción atómica, Perkin Elmer). Con base en el nivel de contaminación y los niveles requeridos según el Acuerdo Ministerial 97A, se definieron las alternativas de tratamiento primarios, secundarios o terciarios para los efluentes que permitan un diseño sostenible.

4. Resultados y discusión

4.1 Caracterizar física y químicamente las tarjetas de circuito impreso provenientes de RAEE.
El análisis granulométrico realizado al material de tarjetas de circuito impreso trituradas arrojó un tamaño de partícula d_{80} de 1000 µm, esto quiere decir que el 80 % del material es más fino en relación con este valor. Las tarjetas de circuito impreso entonces poseen un tamaño fino menor a 1 mm que hizo necesaria la evaluación de la concentración de los metales por separado.
Se realizaron visualizaciones de cada malla en el Estereoscopio Trinocular de tal forma que se ha logrado determinar la forma de las partículas y su predominancia plástico-metal. En la Fotografía 1 se puede apreciar un ejemplo de las imágenes recolectadas en diferentes tamaños.



Fotografía 1. Visualizaciones del material de Trabajo en Estereoscopio Trinocular con aumento de 1X del material en diferentes tamaños.
Acorde a las imágenes mostradas, el material triturado muestra diferencias claras en cuanto a la predominancia plástico-metal analizada. En la fotografía A se puede observar partículas de metal color dorado, plateado y cobrizo en predominancia con las partículas de plástico; este escenario cambia en la fotografía B y C correspondientes a mallas de tamaños intermedios donde hay mayor proporción de partículas de plástico por lo que el contenido metálico se reduce. No obstante, se observa el mismo tipo de metales identificados probablemente como cobre, aluminio y oro como recubrimiento. Finalmente, la fotografía D muestra como en las partículas finas se tiene predominancia alta de plástico que hace muy difícil al visualización de partículas metálicas; además, el tamaño de las partículas de tarjetas indica la existencia de cobre pero en menor concentración en comparación con las imágenes anteriores. Para corroborar la presencia de metales se puede ver en la Fotografía 2 una visualización del material fino que muestra partículas metálicas con oro y partículas verdes de la tarjeta de circuito impreso que posee cobre en su estructura.



Fotografía 2. Material bajo Malla 180 (< 88 µm) con aumento de 4X

Si bien, más del 50 % del material separado por malla corresponde a partículas de plástico, lo cual sugiere la necesidad de un proceso de separación que pueda concentrar los metales de mejor manera, no se puede dejar de lado el contenido de oro que puede estar impregnado en las partículas de plástico.

Si bien, más del 50 % del material separado por malla corresponde a partículas de plástico, lo cual sugiere la necesidad de un proceso de separación que pueda concentrar los metales de mejor manera, no se puede dejar de lado el contenido de oro que puede estar impregnado en las partículas de plástico.

Es por esta razón que con estas imágenes se ha optado por separar el material en 3 grupos de partículas: gruesas, intermedias y finas, esto con el fin de facilitar la recuperación de los metales acorde a la predominancia teórica de cobre, oro y plata.

Para corroborar la proporción metálica obtenida en las visualizaciones, en la Tabla 1 se muestra los resultados obtenidos en FRX y ensayo al fuego para las concentraciones de cobre, oro y plata que serán tomadas como punto de partida para la evaluación de las operaciones de extracción.

Tabla 1. Concentraciones de Cu, Au y Ag para los grupos de partículas del material (Grueso: > 710 µm; Intermedio: < 710 µm y > 180 µm; Fino: < 180 µm)

Material	Concentración Cu (%)	
Grueso	28	
Intermedio	31	
Fino	6	
Material	**Concentración Au (g ton^{-1})**	**Concentración Ag (g ton^{-1})**
Grueso	63	252
Intermedio	75	300
Fino	138	552

Con esto se puede confirmar la concentración alta de cobre en las partículas intermedias y gruesas, que corresponde a las partículas trituradas de las tarjetas de circuito impreso que se concentran en estas fracciones a diferencia del porcentaje en las partículas finas. En cuanto a las leyes de oro y plata obtenidas, se tiene alta concentración de oro en las partículas finas debido a que, durante el proceso de trituración, el oro se desprende de la matriz y se adhiere a otras partículas pequeñas, concentrándose en esa fracción.

4.2. Definir una secuencia de procesos hidrometalúrgicos para recuperación de oro, plata y cobre de tarjetas de circuito impreso.

Conforme a la metodología planteada, se realizaron ensayos de lixiviación con ácido sulfúrico para la recuperación de cobre del material. Respecto a la evaluación de la concentración de ácido en la lixiviación, se obtuvo mayor recuperación a mayor concentración del ácido; no obstante, el beneficio de la concentración alta respecto al tiempo de lixiviación influye en el costo de operación para una aplicación a mayor escala; por lo que se debe tener en cuenta a la cantidad de reactivo a utilizar. Acorde a la Tabla 2 mostrada, se puede observar la recuperación de cobre obtenida a diferentes concentraciones durante 24 horas de agitación.

Tabla 2. Recuperación de Cobre con Ácido Sulfúrico a diferentes concentraciones durante 24 horas, volumen de trabajo 200 mL y 20 g de material.

Concentración Lixiviante (g/L)	Cobre recuperado en solución (mg/L)	Cobre recuperado del material (%)
20	3,44	0,01
40	548,8	1,77
80	1017,0	3,28

Con este primer resultado, se descarta el uso de concentración baja para recuperar cobre del material al obtener una recuperación menor al 1 %. Por otra parte, las concentraciones media y alta de ácido sulfúrico permiten una recuperación de cobre mayor al 1 % que requiere el aumento de tiempo de lixiviación para aumentar la recuperación de este metal. En la Figura 1 se muestran las curvas de recuperación de cobre frente al aumento de tiempo de lixiviación.

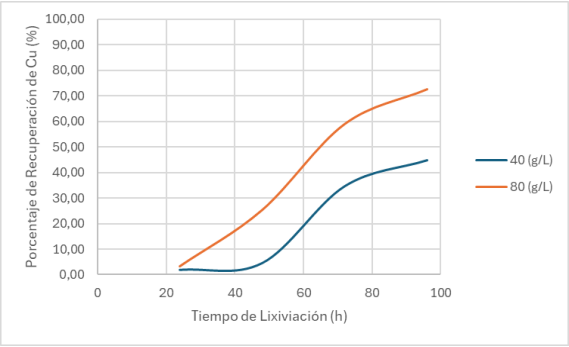


Figura 1. Recuperación de cobre durante 4 días a concentración de ácido sulfúrico de 40 y 80 g/L.

Tras 4 días de lixiviación se ha logrado obtener una recuperación final del 45 y 72 % de Cu; esto implica que se requiere un aumento del número de lixiviaciones con el fin de incrementar la eficiencia de la extracción del cobre con el fin de quitar este elemento cianicida del material para no causar interferencias en la cianuración posterior. Al realizar la lixiviación en 2 etapas con reposición completa de lixiviante tras la extracción del 72 % del elemento de interés, se ha logrado un aumento de recuperación del cobre mayor al 90 %.

Luego de quitar la mayor cantidad de cobre del material, se realizó la extracción del oro por cianuración, la recuperación total de cobre obtenida en la lixiviación ácida favoreció a este proceso y permitió una rápida estabilización de la cantidad de cianuro disponible para la formación de los complejos. De esta forma, el material cianurado y dio como resultado de la recuperación de oro y plata del 70 % de oro y 100 % de plata.

Con las soluciones cargadas de los metales de interés, la recuperación de oro de la solución por medio de adsorción en carbón activado retira el oro al 100 % y deja un efluente con 28 mg/L de plata; por otra parte, el uso de electrodeposición para la recuperación de cobre permitió la recuperación de 2,2 g de cobre en forma de esponja y 7,63 g de cobre como polvo recuperado del electrodo.

3.3. Definir alternativos de tratamiento de efluentes generados en el proceso metalúrgico utilizado.

Con las operaciones definidas los principales efluentes generados son: soluciones de ácido sulfúrico y soluciones cianuradas.

En el caso de las soluciones que contienen ácido sulfúrico, estas serán filtradas antes de su recirculación hacia un nuevo proceso de lixiviación, con el fin de aprovechar su capacidad extractiva de cobre sobre nuevas cargas del material base, una vez finalizado su uso en la etapa de electrodeposición. Además, se realizará una verificación de la concentración de cobre y ácido sulfúrico, lo que permitirá operar en un circuito cerrado o semicerrado, optimizando el consumo de insumos químicos.

Por otro lado, los efluentes provenientes del proceso de cianuración serán sometidos a oxidación química con control de pH, seguida de una etapa de filtración. Las soluciones tratadas que alcancen concentraciones de cianuro inferiores a 0,1 g/L serán derivadas a un proceso de fitorremediación, utilizando el sistema ilustrado en la Figura 2. Este sistema está conformado por un lecho filtrante de grava dispuesta en capas de granulometría decreciente, que sirve de soporte para pasto rye grass, especie seleccionada por su capacidad de remoción de contaminantes. La operación se realiza con recirculación continua de la solución, hasta alcanzar los límites permisibles para su disposición final segura.

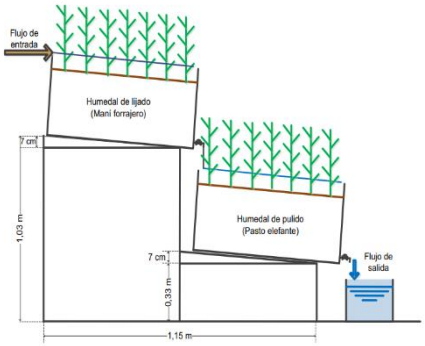


Figura 2. Sistema de Fitoremediación para tratamiento de efluentes (Guanoluisa, 2012)

De esta forma, nos aseguramos de que el proceso diseñado sea amigable con el medio ambiente y genere la menor cantidad de desechos posibles. En cuanto a residuos sólidos generados, se tiene el restante de plásticos de tarjetas de circuito impreso que podrá ser revalorizado con la fabricación de madera plástica para lo cual se requiere de una formulación que permita otorgarle una segunda vida.

5. Conclusiones

El material correspondiente a tarjetas de circuito impreso trituradas resulta muy heterogéneo acorde a la matriz de composición, lo cual sugiere la necesidad de un proceso de separación previo a la extracción de metales preciosos con el fin de aprovechar su

recuperación conforme al contenido de los metales de interés.

Se obtuvo concentraciones de cobre desde 6 a 31 %, leyes promedio de oro entre 63 a 138 g ton^{-1} y leyes de plata promedio entre 252 y 552 g ton^{-1}. La concentración de los metales de interés de las tarjetas de circuito impreso está ligada directamente al tamaño de las partículas que se obtiene de la trituradora conforme al mecanismo de fragmentación.

La heterogeneidad del material dio como resultado el uso de las operaciones de lixiviación ácida por etapas para el aumento de la eficiencia de remoción con la concentración más alta de ácido sulfúrico; de esta forma, se ha logrado una recuperación del 90 % del cobre. En cuanto a metales preciosos, el proceso de cianuración extrae el 70 % de oro y 100 % de plata de la matriz luego de retirar la interferencia causada por el cobre.

Los efluentes generados en las operaciones se tratan mediante recirculación, estabilización y fitorremediación para asegurar el carácter de sostenibilidad ambiental del proceso de extracción. Los trabajos realizados para potenciar el aprovechamiento de recursos de fuentes secundarias resultan en un avance para el desarrollo de la industria siempre que sea manejada con responsabilidad ambiental.

6. Referencias Bibliográficas

Baniasadi, M., Vakilchap, F., Bahaloo-Horeh, N., Mousavi, S. M., & Farnaud, S. (2019). Advances in bioleaching as a sustainable method for metal recovery from e-waste: A review. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 76, 75–90. https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.03.047

Forti, V., Peter Baldé, C., Kuehr, R., & Bel, G. (2020). Observatorio Mundial de los Residuos Electrónicos – 2020: Cantidades, flujos y potencial de la economía circular.

Guanoluisa, L. (2012). Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga mediante electrocoagulación y fitorremediación. https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/4625/1/CD-4255.pdf

Ippolito, N. M., Birloaga, I., Ferella, F., Innocenzi, V., De Michelis, I., & Vegliò, F. (2019). Recovery of critical and precious metals from E-Waste. Proceedings of the 16th International Conference on Environmental Science and Technology, 16, 4–7. https://doi.org/10.30955/gnc2019.00681

Jadhav, U., & Hocheng, H. (2015). Hydrometallurgical Recovery of Metals from Large Printed Circuit Board Pieces. Scientific Reports, 5(1), 14574. https://doi.org/10.1038/srep14574

Li, H., Eksteen, J., & Oraby, E. (2018). Hydrometallurgical recovery of metals from waste printed circuit boards (WPCBs): Current status and perspectives – A review. Resources, Conservation and Recycling, 139, 122–139. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.08.007

Li, X., Gao, Q., Jiang, S., Nie, Ch., Zhu, X. & Jiao, T. (2023). Review on the gentle hydrometallurgical treatment of WPCBs: Sustainable and selective gradient process for multiple valuable metals recovery. Journal of Environmental Management, 348. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119288

Ministerio del Ambiente Agua y Transición Ecológica. (2022). Ecuador reciclará 700 toneladas de residuos electrónicos y eléctricos. https://www.ambiente.gob.ec/ecuador-reciclara-700-toneladas-de-residuos-electronicos-y-electricos/ (2 Abril 2025)

Priya, A., & Hait, S. (2018). Toxicity characterization of metals from various waste printed circuit boards. Process Safety and Environmental Protection, 116. https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.01.018

Goosey, M., & Kellner, R. (2003). Recycling technologies for the treatment of end of life printed circuit boards (PCBs). Circuit World, 29(3), 33–37. https://doi.org/10.1108/03056120310460801

Gulliani, S., Volpe, M., Messineo, A., & Volpe, R. (2023). Recovery of metals and valuable chemicals from waste electric and electronic materials: a critical review of existing technologies. In RSC Sustainability (Vol. 1, Issue 5). https://doi.org/10.1039/d3su00034f

Oke, E. & Potgieter, H. (2024). Recent chemical methods for metals recovery from printed circuit boards: A review. Journal of Material Cycles and Waste Management, 26, 1349-1368. https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-024-01944-4

Sudarsan, S., Anandkumar, M. & Trofimov, E. (2024). Survey of diverse hydrometallurgy techniques for recovering and extracting valuable metals from PCB waste: an overview. International Journal of Environmental Science and Technology. https://doi.org/10.1007/s13762-024-05755-w

,

ID 163. ANÁLISE DESCRITIVA DA COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS DESTINADOS À UNIDADE DE RECEBIMENTO DE ENTULHOS (URE)

Danilo Bijos
Agência Reguladora de Águas Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa)
SAIN Estação Rodoferroviária de Brasília, s/n - Ala Norte - CEP: 70 631 - 900
danilo.bijos@adasa.df.gov.br

Élen Dânia Silva dos Santos
Adasa
elen.santos@adasa.df.gov.br

Antonio Apolinário Rebêlo Figueirêdo
Adasa
apolinario.rebelo@adasa.df.gov.br

Abstract

This study aimed to understand the gravimetric composition of waste sent to the Unidade de Recebimento de Entulhos (URE) at Distrito Federal (DF). To this end, sampling procedures were used in the design of the field research and the information collected was subjected to Exploratory Data Analysis (EDA). The sample results produced consistent evidence of high heterogeneity in the absolute mass (in kg) of the loads. Regarding the composition, there are 6 types of materials with the highest prevalence and 8 others with a low presence. Construction and Demolition (C&D) Debris was predominant in the sample, with 46.6% of the mass (in kg) consisting of concrete, ceramic material and “clean” soil. Another 37.4% is C&D from concrete, ceramic material and “dirty” soil.

Keywords

Gravimetric Analysis. Construction and Demolition (C&D) Debris. Recycling. Exploratory Research.

Introdução

A Unidade de Recebimento de Entulhos (URE) é um equipamento público do Serviço de Limpeza Urbana (SLU) do Distrito Federal (DF) concebido para o recebimento de Resíduos da Construção Civil (RCC), podas e resíduos volumosos. A unidade está localizada na mesma área que anteriormente abrigava o chamado "Lixão da Estrutural" que, por mais de meio século, recebeu resíduos de forma desordenada e danosa ao meio ambiente. A partir de 2018, e especialmente em virtude do início da operação do Aterro Sanitário de Brasília (ASB), houve uma reprogramação do uso do espaço do antigo "Lixão da Estrutural" com o intuito de receber e valorizar os RCC com a produção de agregados reciclados[1] (SLU, 2025).

Em 2024, de acordo com dados obtidos de sistemas de controle do SLU, a URE recebeu 258.700 cargas de resíduos. Essas cargas são entregues pelos clientes do equipamento e se enquadram em 8 categorias distintas, conforme o tipo de material predominante ou o tipo de serviço que provoca a geração do resíduo na origem. O fluxo diário é de 829 veículos de grande porte que transportam os resíduos, o que faz com que a operação seja ao mesmo tempo complexa, intensa e diversa.

Um estudo gravimétrico consiste em coletar amostras dos resíduos, segregar seus componentes em parcelas de acordo com suas características físico-químicas e, em seguida, quantificar qual é a representação de cada material na constituição da massa total. Dessa forma, a gravimetria é uma ferramenta essencial na construção do diagnóstico operacional de qualquer instalação integrante da cadeia de gerenciamento de resíduos sólidos.

Na atualidade, encontra-se razoavelmente consolidada a ideia de que atuação do setor público deve ser pautada pela preocupação permanente em reduzir o impacto das atividades humanas sobre o meio ambiente. Essa percepção permeia todos os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Organizações das Nações Unidas (ONU), por exemplo, e quanto à gestão dos resíduos, há metas específicas elencadas para "tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis" (Objetivo 11) e para "assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis" (Objetivo 12) (ONU, 2025).

Nesse contexto, as estratégias e iniciativas direcionadas ao enfrentamento do desafio de valorização dos resíduos sólidos constituem um vetor consistente para ampliar o grau de circularidade dos processos de produtivos e, consequentemente, reduzir a pegada ecológica da população (Wackernagel e Rees, 1996).

Esse artigo está organizado em 3 seções. A primeira seção apresenta os objetivos do estudo. Em seguida, a segunda seção trata dos aspectos metodológicos do processo de amostragem, abordando as questões de dimensionamento e composição da amostra, e descreve brevemente as decisões e os procedimentos relativos à coleta de dados. Finalmente, a terceira seção é dedicada aos resultados e discussão, compreendendo a análise dos dados de forma descritiva – considerando apenas a realidade da amostra – os achados mais relevantes, bem como os registros acerca dos aprendizados sobre métodos e técnicas de investigação.

Objetivos

O presente estudo foi realizado com o objetivo de compreender a composição gravimétrica dos resíduos destinados à URE do DF. Essa iniciativa valeu-se da premissa de que as intervenções regulatórias têm maior probabilidade de endereçar adequadamente os problemas públicos quando estão informadas por evidências recolhidas com metodologia robusta e analisadas sob critérios técnicos, acadêmicos e científicos (Head, 2015).

Para a URE, a análise gravimétrica buscou reunir informações para compreender os desafios e as potencialidades em duas dimensões interrelacionadas: 1) a operação cotidiana da unidade, isto é, a dinâmica de recepção, triagem, tratamento e disposição final (aterramento); e 2) os limites e possibilidades de aperfeiçoamento dos processos de valorização dos resíduos, especialmente com a modernização tecnológica e ampliação da capacidade de produção de agregados reciclados.

Usualmente, os estudos gravimétricos de resíduos apresentam tabelas de proporções e gráficos de setores. Para extrair mais informações dos dados coletados, optou-se por realizar uma análise exploratória completa para todas as variáveis, pelo menos na perspectiva descritiva, ou seja, no escopo e alcance da amostra.

Metodologia

Amostragem

A realização de amostragem em pesquisas empíricas envolve os procedimentos de dimensionamento e de composição. O dimensionamento diz respeito ao cálculo do tamanho ideal da amostra, ou seja, da determinação da quantidade de indivíduos que

[1] Trata-se do material granular proveniente do beneficiamento de resíduos de construção com características técnicas para aplicação em obras de engenharia (ABNT, 2021).

serão selecionados do conjunto da população a partir de critérios de confiança e de erro de generalização aceitáveis. Por sua vez, a composição está relacionada à dinâmica de seleção de alguns elementos da população que irão constituir a amostra, isto é, das diferentes técnicas de captura para observação ou medição das características de interesse.

Em poucas palavras, enquanto o dimensionamento busca a resposta sobre quantos indivíduos são necessários para a realização do estudo, a composição ocupa-se de encontrar a solução mais adequada para identificar quais indivíduos precisam ser selecionados para tornar a amostra representativa. Nesse contexto, diz-se que uma amostra é representativa quando é possível afirmar que as características mais pronunciadas da população estão presentes na amostra. Somente nesse cenário torna-se defensável o pressuposto de que a amostra representa a população.

O aspecto da representatividade é estreitamente relacionado à interdependência entre os procedimentos de dimensionamento e de composição. Quanto maior o tamanho da amostra (dimensão), maior é a probabilidade de se obter representatividade porque existe uma consequência lógica natural: quanto maior é uma amostra, maior é a probabilidade de que o subconjunto acabe reproduzindo a própria população (conjunto). Todavia, em populações grandes ou estatisticamente consideradas infinitas, o tamanho reduzido da amostra requer mais cautela do pesquisador (esforço de composição) para garantir que os poucos indivíduos selecionados apresentem os atributos mínimos distintivos da população (Fonseca; Martins, 1996).

Dimensionamento da Amostra

Para determinar o tamanho da amostra, foi utilizada inicialmente a fórmula de Slovin:

$$n = \frac{N}{1 + Ne^2}$$

em que:

n é o tamanho da amostra;

N é o tamanho da população; e

e é o erro amostral.

A simplicidade de operacionalização da fórmula de Slovin carrega o aspecto negativo de não possibilitar conhecer e modificar o nível de confiança dos resultados encontrados em uma eventual necessidade de generalização. Ainda assim, a Adasa[2] considerou que seria tecnicamente viável conduzir o estudo gravimétrico na URE coletando informações de 187 indivíduos (cargas). Sendo esse o tamanho da amostra (n), os termos da equação foram reorganizados para calcular o erro amostral (e):

$$e = \sqrt{\frac{N - n}{Nn}}$$

$$e = \sqrt{\frac{201.300 - 187}{(201.300)(187)}}$$

$$e = \sqrt{\frac{201.113}{37.643.100}}$$

$$e = \sqrt{0{,}005343}$$

$$e = 0{,}073093$$

$$e = 7{,}3093\%$$

$$e \sim 7{,}3\%$$

O resultado de 7,3% para a margem de erro pela fórmula de Slovin não revela qual é o nível de confiança das eventuais

[2] Agência Reguladora de Águas Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa) proporcionou, em parceria com o Serviço de Limpeza Urbana (SLU), os recursos humanos e materiais para a pesquisa de campo e coleta dos dados.

generalizações, como dito anteriormente, e admite uma população finita cujo tamanho é de 201.300 elementos ou indivíduos ($N = 201.300$). Trata-se de uma estimativa anual baseada na média mensal equivalente a 16.775 de cargas recebidas no período de 2018 a 2023. Dessa forma, a amostra de 187 cargas foi dimensionada tendo em mente um *cross section*[3] de base anual.

Dadas as incertezas que estariam presentes em uma análise inferencial, foi necessário recorrer a métodos um pouco mais sofisticados capazes de preencher as lacunas de informação produzidas pela simplicidade e objetividade da fórmula de Slovin.

Nessa direção, o primeiro passo consiste em conhecer a população da qual a amostra foi extraída. A Figura 1, a seguir, apresenta informações sobre os quantitativos de indivíduos da população quando se considera o recorte temporal trimestral em que os dados foram coletados, de agosto a outubro de 2023, assim como a configuração anual mais recente, de 2024.

Figura 1 – Quadro Comparativo de Populações Observadas por Tipo de Carga

Tipo de Carga		Recorte Trimestral para Amostragem (Agosto a Outubro)		Observação Anual Recente		Alteração (%)
		2023		2024		
		Absoluta	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	
Cargas Investigadas	Resíduo da Construção Civil (RCC) Segregado	16.798	27,75	67.265	26,00	-1,75
	Resíduo da Construção Civil (RCC) Não Segregado	21.929	36,23	102.252	39,53	3,30
	Remoção Manual	4.176	6,90	16.786	6,49	-0,41
	Remoção Mecanizada	12.742	21,05	48.034	18,57	-2,48
	Remoção de RCC em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	1.350	2,23	7.188	2,78	0,55
	Remoção de Volumosos em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	309	0,51	1.957	0,76	0,25
	Subtotais	**57.304**	**94,67**	**243.482**	**94,12**	-
Cargas Não Investigadas	Podas de Árvores e Resíduos de Jardinagem	2.864	4,73	13.137	5,08	0,35
	Remoção de Podas em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	363	0,60	2.081	0,80	0,20
	Subtotais	**3.227**	**5,33**	**15.218**	**5,88**	-
Totais		**60.531**	**100,00**	**258.700**	**100,00**	-

Fonte: Elaboração própria a partir de dados de registro de entrada fornecidos pelo Serviço de Limpeza Urbana (SLU).

As quantidades populacionais dos indivíduos estão agrupadas conforme o tipo de carga, sendo que do universo de 8 possibilidades, apenas 6 foram investigadas, quais sejam:

① Resíduo da Construção Civil (RCC) – Segregado;

② Resíduo da Construção Civil (RCC) – Não Segregado;

③ Remoção Manual;

④ Remoção Mecanizada;

⑤ Remoção de Resíduo da Construção Civil (RCC) em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)[4]; e

⑥ Remoção de Volumosos em Ponto de Entrega Voluntária (PEV).

No recorte temporal de 2023, os 6 grupos investigados corresponderam a 94,67% da população. Já em 2024, a proporção foi de 94,12%. Os 2 tipos de carga que não foram investigados atingiram, nos mesmos referenciais temporais, 5,33% e 5,88%, respectivamente. Dessa forma, a rigor, nunca será possível afirmar que os dados dizem respeito a 100% do universo populacional, nem mesmo ao generalizar os resultados da amostra para a população em uma abordagem inferencial.

Utilizando o tamanho da população nos dois referenciais temporais da Figura 1, é possível trabalhar com a condição de uma população finita para o dimensionamento de amostra conforme a equação:

$$n = \frac{Z^2\,\hat{p}\hat{q}N}{d^2(N-1) + Z^2\,\hat{p}\hat{q}}$$

em que:

n é o tamanho da amostra;

[3] Corte transversal em que vários indivíduos são observados em um determinado ponto do tempo.
[4] Os PEVs são os equipamentos públicos que recebem pequenos volumes de RCC, limitados a 1m^3 por usuário.

Z é a abcissa da distribuição normal-padrão para o intervalo de confiança estabelecido;

$\hat{p}$ é a frequência relativa (proporção entre 0 e 1) observada para a variável qualitativa de interesse em estudos anteriores ou pesquisas piloto;

$\hat{q} = (1 - \hat{p})$;

N é o tamanho da população; e

d é o erro amostral.

O cálculo é sensível a um intervalo de confiança escolhido pelo pesquisador assim como ao erro amostral admitido para a realização de análises inferenciais. Como a amostra foi definida em 187 indivíduos $(n = 187)$, o objetivo do cálculo passa a ser, então, identificar o erro amostral. Logo, rearranjando os termos para isolar o erro amostral (d) no lado esquerdo da equação, e considerando um intervalo de confiança de 95% $(Z = 1{,}96)$, assim como a heterogeneidade máxima para uma variável qualitativa com $\hat{p} = 0{,}5$ e $\hat{q} = 0{,}5$, temos:

$$d = \sqrt{\frac{Z^2\,\hat{p}\hat{q}\left(\frac{N}{n} - 1\right)}{N - 1}}$$

População Finita de Recorte Trimestral 2023	*População Finita Anual Recente 2024*
$d = \sqrt{\frac{(1{,}96)^2\,(0{,}5)\,(0{,}5)\left(\frac{57.304}{187} - 1\right)}{57304 - 1}}$	$d = \sqrt{\frac{(1{,}96)^2\,(0{,}5)\,(0{,}5)\left(\frac{243.482}{187} - 1\right)}{243.482 - 1}}$
$d = \sqrt{\frac{0{,}9604(305{,}4385)}{57.303}}$	$d = \sqrt{\frac{0{,}9604(1.301{,}0428)}{243.481}}$
$d = \sqrt{\frac{293{,}3431}{57.303}}$	$d = \sqrt{\frac{1.249{,}5215}{243.481}}$
$d = 0{,}071548$	$d = 0{,}071637$
$d = 7{,}1548\%$	$d = 7{,}1637\%$
$d \sim 7{,}15\%$	$d \sim 7{,}16\%$

Da passagem de um recorte trimestral de 2023 para a população observada em 2024, observou o acréscimo de somente 0,01% no erro amostral. Essa constatação sinaliza que a população é suficientemente grande para ser considerada estatisticamente infinita. Nesse caso, o cálculo do tamanho da amostra é realizado por:

$$n = \frac{Z^2\,\hat{p}\hat{q}}{d^2}$$

em que:

n é o tamanho da amostra;

Z é a abcissa da distribuição normal-padrão para o intervalo de confiança estabelecido;

$\hat{p}$ é a frequência observada para a variável qualitativa de interesse em estudos anteriores ou pesquisas piloto;

$\hat{q} = (1 - \hat{p})$;

d é o erro amostral.

Novamente, rearranjando os termos para isolar o erro amostral (d) no lado esquerdo da equação, e considerando um intervalo de confiança de 95% $(Z = 1{,}96)$, assim como a heterogeneidade máxima com $\hat{p} = 0{,}5$ e $\hat{q} = 0{,}5$, temos:

$$d = \sqrt{\frac{Z^2\,\hat{p}\hat{q}}{n}}$$

$$d = \sqrt{\frac{(1{,}96)^2\,(0{,}5)\,(0{,}5)}{187}}$$

$$d = \sqrt{\frac{0{,}9604}{187}}$$

$$d = \sqrt{0{,}005136}$$

$$d = 0{,}071665$$

$$d = 7{,}1665\%$$

$$d \sim 7{,}17\%$$

Em virtude do elevado contingente da população objeto de estudo, não há prejuízo ao erro amostral ao modificar os enquadramentos de trimestral para anual e tampouco a classificação de finita para infinita.

Apesar de não haver diferença no erro amostral nos 3 cenários de classificação da população, o mesmo raciocínio não é autorizado em inferências realizadas considerando apenas 1 dos 6 tipos de cargas que foram investigadas. Por se tratar de subamostras, as cotas amostrais estabelecidas para cada tipo de carga previamente à coleta dos dados fazem com que o erro amostral seja maior e diferente para cada caso. Esses valores encontram-se calculados na Figura 2, abaixo.

Figura 2 – Quadro Resumo para o Erro Amostral por Tipo de Carga e Escalas Populacionais

Tipo de Carga	Erro Amostral (%)		
	População Finita		População Infinita
	Recorte Trimestral 2023	Observação Anual 2024	
Resíduo da Construção Civil (RCC) Segregado	21,90	21,91	21,91
Resíduo da Construção Civil (RCC) Não Segregado	15,88	15,89	15,90
Remoção Manual	16,04	16,09	16,11
Remoção Mecanizada	16,31	16,33	16,33
Remoção de RCC em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	21,76	21,88	21,91
Remoção de Volumosos em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	15,38	16,19	16,33
Sem Estratificação (Pressuposto de Uniformidade)	**7,15**	**7,16**	**7,17**

Fonte: Elaboração própria

Finalmente, de forma objetiva, a partir dos estudos de dimensionamento, conclui-se que a amostra de 187 indivíduos (cargas) pode ser utilizada em análises inferenciais com as seguintes premissas típicas da generalização:

◊ População infinita para fins estatísticos;

◊ Nível de confiança de 95%;

◊ Erro amostral de 7,2% para resultados envolvendo a proporção relativa total (%) por tipo de resíduo; e

◊ Erros amostrais de 15,9% a 21,9% para resultados de proporção relativa (%) por tipo de resíduo em cada tipo de carga, conforme a Figura 2.

Composição da Amostra

O procedimento de composição da amostra conta com diferentes métodos de seleção, usualmente classificados pela presença ou pela ausência de aleatoriedade na captura. Os métodos probabilísticos são aqueles em que o pesquisador não interfere na escolha dos indivíduos e geralmente requerem o uso de sorteio ou procedimentos pré-estabelecidos de localização. Para Fonseca e Martins (1996, p. 181), a condição probabilística "[...] exige que cada elemento da população possua determinada probabilidade de ser selecionado. Normalmente a mesma probabilidade.". Apesar de serem mais seguros contra vieses de seleção, por questões operacionais ou econômicas, nem sempre é possível trabalhar com amostragem aleatória simples, sistemática, estratificada ou por conglomerados, por exemplo.

Diante da inviabilidade de empregar as opções probabilísticas, há um conjunto de métodos não probabilísticos consagrados e amplamente difundidos, especialmente em pesquisas sociais. Essas abordagens acabam sendo o único recurso disponível para pesquisas em que o ambiente não é controlado pelo pesquisador. Diferentemente de ensaios e estudos em laboratórios, em muitos casos os dados são coletados de indivíduos ou em contextos que não podem ser destacados da realidade e da vida cotidiana. Para tanto, há a amostragem acidental, por quotas e até mesmo a amostragem intencional (Cochran, 1977).

O traço distintivo entre os métodos probabilísticos e os não probabilísticos repousa principalmente no fato de não ser possível garantir a aleatoriedade e a imparcialidade da amostra no segundo caso. Todavia, havendo cautela, prudência e transparência na construção metodológica, o uso de um método não probabilístico não quer dizer, *a priori*, que o estudo está contaminado com viés de seletividade amostral.

Coleta dos Dados

No Brasil, há procedimentos específicos da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) para a amostragem de resíduos sólidos (ABNT, 2004). Todavia, a referida norma não comporta orientações compatíveis com o objeto de estudo da pesquisa, o que motivou o desenvolvimento de uma estratégia *ad hoc*.

A metodologia para a coleta dos dados foi planejada e estruturada em regime de colaboração entre a Adasa e o SLU. As atividades de campo também ocorreram sob parceria ao longo do período de agosto a outubro de 2023. É importante registrar que essa época do ano é tipicamente marcada pela estiagem no DF, o que impacta a informação sobre a massa (em kg).

Foram registradas informações de 187 indivíduos (cargas), com destaque para a massa (em kg) e o volume (em m^3) para 14 materiais pertencentes a 5 classes de resíduos. Contudo, a Análise Exploratória de Dados (AED)[5] permitiu identificar erros graves de medida nos registros manuais e nas tabulações das informações sobre o volume (em m^3) dos materiais. Sendo assim, os dados de volume foram considerados inservíveis para o objetivo de trabalhar com a grandeza de massa específica (kg/m^3) (INMETRO, 2021).

Para tipificar os resíduos, foram utilizadas as 4 Classes (A, B, C e D) estabelecidas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) para os Resíduos da Construção Civil (RCC) e 1 classe adicional (E) para abrigar os materiais de podas, eletrônicos e resíduos volumosos (CONAMA, 2002). Em linhas gerais, as Classes podem ser descritas da seguinte forma:

◊ Classe A: são os resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados;

◊ Classe B: são os resíduos recicláveis para outras destinações;

◊ Classe C: são resíduos perigosos oriundos do processo de construção; e

◊ Classe D: são resíduos perigosos oriundos do processo de construção; e

◊ Classe E: materiais de podas, eletrônicos e resíduos volumosos.

Resultados e Discussão

Caracterização Geral da Amostra

O primeiro passo da AED é a caracterização geral da amostra para uma compreensão descritiva do objeto de estudo. Por se tratar da amostra, os resultados não devem ser utilizados para formular conclusões precipitadas sobre a população. Em outras palavras, as

[5] Tukey (1977) formulou que a Análise Exploratória de Dados (AED) é um trabalho investigativo, tanto numérico como ilustrativo ou gráfico, com o objetivo de compreender o que os dados parecem dizer ao pesquisador. Os recursos da AED servem ao propósito de enxergar as potencialidades e limitações dos dados para a geração de informações, padrões e relações.

informações dizem respeito à amostra coletada e não à totalidade da URE.

A Figura 3, a seguir, apresenta o sumário estatístico para a massa total (em kg) observada em cada uma das 187 cargas (tamanho da amostra). O sumário é composto de uma lista de estatísticas descritivas (parte superior), do conjunto de histograma e *box pot* (parte intermediária) e do diagrama de dispersão (parte inferior). Na lista de estatísticas descritivas constam as 16 medidas que foram calculadas em 2 *softwares* distintos.

Figura 3 – Sumário Estatístico da Massa Total (em kg) das Cargas

Estatísticas Descritivas

Soma	1.048.519,49
Média	5.607,06
Mediana	3.260,00
Mínimo	150,00
Máximo	23.610,00
Range	23.460,00
10º Percentil (10%)	664,00
1º Quartil (25%)	1.455,00
3º Quartil (75%)	8.555,00
90º Percentil (90%)	13.624,00
Variância	29.737.356,24
Desvio-padrão	5.453,20
Desvio-médio	4.416,28
Coef. de Variação (%)	97,26
Coef. de Assimetria	0,49
Coef. de Curtose	0,274
Tamanho da Amostra	187

Histograma e *Box Plot*

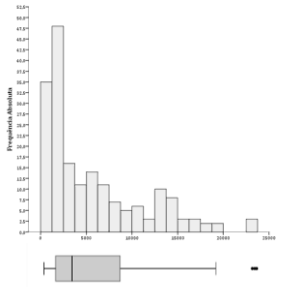
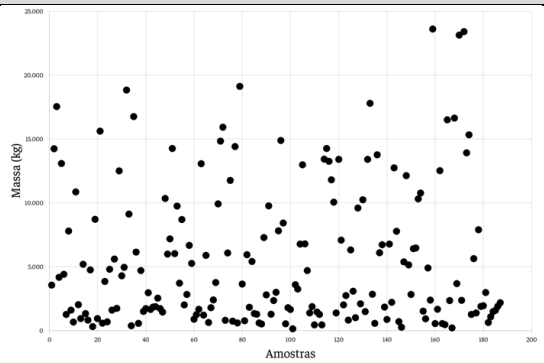


Diagrama de Dispersão



Fonte: Elaboração própria.

As 187 cargas da amostra levaram à URE pouco mais de 1 milhão de quilos (kg). A massa total (todos os tipos de materiais) média por

carga amostrada foi de 5.607,06 kg. A mediana se posicionou em patamar inferior, atingindo 3.260 kg, o que permite dizer que metade das cargas apresentou essa massa ou menos e a outra metade apresentou 3.260 kg ou valor superior. Enquanto a carga com menor massa é de 150 kg, a de maior massa chegou a 23.460 kg, número 156 vezes maior.

A diferença significativa entre a média e a mediana já apontam para assimetria na distribuição dos dados. A suspeita é confirmada pelo formato do histograma e do *box plot*. No caso do histograma, observa-se que as colunas justapostas de maior frequência absoluta estão posicionadas no início do eixo das abscissas, revelando que os valores mais baixos para as massas das cargas são mais comuns na distribuição. O diagrama de dispersão comporta o mesmo o diagnóstico, tendo em vista a concentração maior de pontos abaixo de 5.000 kg.

A concentração de valores baixos dentro do *range*[6] de 23.460 kg também se reflete nas medidas separatrizes. O 3º quartil ou 75º percentil, por exemplo, é de 8.555 kg, ou seja, aponta que 75% das cargas apresentam massa de 8.555 kg ou menos. Na mesma direção, percebe-se que 90% das cargas têm carga igual ou inferior a 13.624 kg (90º percentil).

As distribuições fortemente assimétricas são mais propensas a contarem com valores discrepantes, denominados *outliers*. O recurso visual geralmente utilizado para detectar a presença de *outliers* em conjuntos de dados é o digrama de caixa ou *box plot*. Essa avaliação é especialmente importante para aferir se a distribuição observada se aproxima de uma distribuição normal (simétrica). Embora o pressuposto de normalidade seja requisito apenas para realizar inferências, a avaliação quanto à presença de *outliers* faz parte da AED.

De acordo com Triola (2005), a distância interquartílica da distribuição $(Q_3 - Q_1)$ é a medida de referência inicial para identificar *outliers*. Os *outliers* suaves – sinalizados com ponto $(\cdot)$ – ocorrem quando uma observação apresenta valor menor que a posição $1{,}5 \times (Q_3 - Q_1)$ abaixo de Q_1 ou maior que $1{,}5 \times (Q_3 - Q_1)$ a partir de Q_3. Já os valores que estão a uma distância de $3 \times (Q_3 - Q_1)$ abaixo de Q_1 ou acima de Q_3 são classificados como *outliers* extremos e recebem a marcação com asterisco $(*)$.

Os três pontos que aparecem como *outliers* no *box plot* – todos com valores superiores a 20.000 kg – são os mesmos que, no diagrama de dispersão, se afastam da nuvem de pontos no canto superior direito. Os casos reforçam a ideia de uma distribuição assimétrica e impactam (para cima) a média e as medidas de variação.

No que diz respeito à variabilidade da massa total das 187 cargas da amostra, o nível de heterogeneidade está presente no diagrama de dispersão cuja nuvem de pontos tem aspecto pulverizado. Os valores para as medidas de variação (variância, desvio-padrão e desvio-médio) são elevados e, consequentemente, o coeficiente de variação atinge 97,26%.

As medidas para o formato da distribuição confirmam o padrão assimétrico à direita ou positivo, com coeficiente de assimetria[7] igual a 0,49 (maior que zero). A distribuição é levemente platicúrtica (mais achatada), com coeficiente de curtose igual a 0,274 (maior que 0,263).

A Figura 4, a seguir, apresenta a composição relativa (percentual - %) da massa recebida pela URE a partir das cargas investigadas, segundo a tipologia de resíduo (14 materiais e 5 classes) e os 6 tipos de carga. A última linha e a última coluna somam 100% porque os resultados dizem respeito à amostra de 187 indivíduos (cargas).

Figura 4 – Composição (%) da Massa Recebida pela Unidade de Recebimento de Entulhos (URE) por Tipologia de Resíduo e Tipo de Carga

[6] O *range* é diferença entre os valores máximo e mínimo do conjunto de dados.

[7] Foi calculado o coeficiente de assimetria de Bowley (AS), cuja fórmula depende dos quartis Q_i, com $i = 1, 2\ ou\ 3$: $AS = \frac{Q_3 + Q_1 - 2Q_2}{Q_3 - Q_1}$.

Tipologia do Resíduo		Tipo de Carga						Proporção Total por Tipo de Resíduo (%)
Classes	Materiais	Resíduo da Construção Civil (RCC) Segregado	Resíduo da Construção Civil (RCC) Não Segregado	Remoção Manual	Remoção Mecanizada	Remoção de RCC em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	Remoção de Volumosos em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	
A	Concreto, Cerâmico e Solo "Limpo"	16,04	7,83	0,06	19,94	2,72	0,00	**46,59**
	Concreto, Cerâmico e Solo "Sujo"	3,08	4,69	0,62	22,68	6,36	0,00	**37,43**
B	Papel e Papelão	0,01	0,05	0,01	0,02	0,02	0,00	**0,11**
	Sacos de Cimento	0,01	0,03	0,00	0,02	0,04	0,00	**0,09**
	Plástico	0,01	0,21	0,04	0,04	0,05	0,00	**0,36**
	Metal	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,00	**0,11**
	Vidro	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	**0,03**
	Gesso	0,00	0,18	0,01	0,01	0,10	0,00	**0,30**
	Madeira	0,04	0,55	0,36	0,31	0,69	4,61	**6,56**
C	Rejeito	0,02	0,60	0,37	0,88	0,14	0,00	**2,01**
D	Resíduos Perigosos	0,00	0,11	0,03	0,00	0,14	0,00	**0,29**
Outros	Podas	0,04	0,52	1,09	1,01	0,10	0,00	**2,75**
	Eletrônicos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,01**
	Resíduos Volumosos	0,00	0,06	0,83	0,01	0,00	2,44	**3,36**
Proporção Total por Carga (%)		**19,27**	**14,86**	**3,47**	**44,94**	**10,40**	**7,06**	**100,00**

Tamanho da Amostra (n=187)	20	38	37	36	20	36
Quota Amostral (%)	10,70	20,30	19,80	19,25	10,70	19,25
População Observada (%)	27,75	36,23	6,90	21,05	2,23	0,51

Fonte: Elaboração própria.

Na amostra, as cargas mais significativas em termos de contribuição de massa (em kg) para URE foram a Remoção Mecanizada (44,94%), RCC Segregado (19,27%) e RCC Não Segregado (14,86%). Apenas 3 tipos de cargas levaram à URE 79,07% da massa (em kg). No período de realização da coleta de dados, essas 3 cargas responderam por 85,03% da população observada. Quanto a esse resultado, é importante registrar que as amostras para as 3 cargas principais quanto à geração de massa (em kg) não tem o mesmo número de indivíduos.

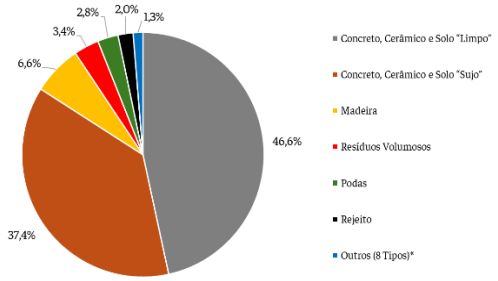
Nesse recorte interpretativo, chama a atenção o fato de a Remoção Mecanizada contribuir com quase metade (44,94%) da massa (em kg) que a amostra levou à URE. O caso torna-se um ponto de atenção porque, dentre os 6 tipos investigados, a Remoção Mecanizada é o tipo cuja representação na amostra mais se aproximou da frequência observada na população.

Mudando o olhar do tipo de carga para a tipologia dos resíduos (classes e materiais), os resultados obtidos revelam que a Classe A representa 84,02% da massa amostral. Os materiais de concreto, cerâmico e solo "limpo" são 46,59% e o "sujo" 37,43%. A Remoção Mecanizada é o tipo de carga que mais transporta os resíduos da Classe A. Observa-se que 19,94% da massa total da amostra é do concreto, cerâmico e solo "limpo" transportado pela Remoção Mecanizada. Já 22,68% da massa amostral é de concreto, cerâmico e solo "sujo" que chega à URE como carga de Remoção Mecanizada.

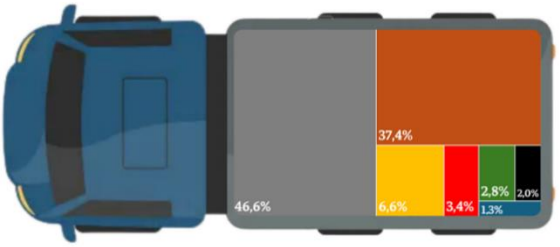
Além dos 2 materiais pertencentes à Classe A, os mais representativos na massa amostral foram madeira, com 6,56%, resíduos volumosos, na proporção de 3,36%, e podas, que atingem 2,75%. Na Figura 5, abaixo, é possível visualizar a proporção dos resíduos na massa total da amostra de cargas investigadas na URE.

Figura 5 – Proporção de Resíduos Recolhidos à Unidade de Recebimento de Entulhos (URE) conforme Massa (em kg)

Representação (em %)



Representação Pictórica



Fonte: Elaboração própria.
Nota: (*) Os resíduos agrupados em Outros são: 1) papel e papelão; 2) sacos de cimentos; 3) plástico; 4) metal; 5) vidro; 6) gesso; 7) resíduos perigosos; e 8) eletrônicos.

Para facilitar a leitura, estão discriminados os 6 tipos de material que atingiram proporção superior a 1%, sendo que os demais 8 tipos foram reunidos na categoria "outros" e correspondem a somente 1,3%. A representação pictórica foi construída para proporcionar uma leitura mais contextualizada, como se fosse possível imaginar a totalidade da massa da amostra sendo transportada à URE por um único veículo.[8]

Após analisar a contribuição relativa de cada um dos 14 materiais para a massa total (em kg) encaminhada à URE por meio dos 6 tipos de carga investigadas, conforme as 84 (14×6) proporções dispostas na Figura 4, é interessante observar a representatividade dos materiais em cada carga isolada. Em outras palavras, tão importante quanto saber a proporção de madeira levada à URE pela carga de Remoção de Volumosos em PEV (4,61%) é saber que, especificamente nesse tipo de carga, a proporção de madeira chega a 65,39%, por exemplo. A Figura 6, a seguir, apura o quanto cada tipo de material representa em cada tipo de carga.

Na Figura 6, há 2 recursos de destaque nas informações para facilitar a compreensão. O primeiro é o preenchimento das células conforme a legenda de gradientes. Os tons mais fortes de cinza indicam que o tipo de resíduo tem maior relevância na composição da carga. O segundo recurso é a utilização de negrito para marcar a proporção do material prevalente em cada tipo de carga.

Figura 6 – Massa Relativa (%) de Resíduos por Tipo de Carga

Tipologia do Resíduo		Tipo de Carga					
Classes	Materiais	Resíduo da Construção Civil (RCC) Segregado	Resíduo da Construção Civil (RCC) Não Segregado	Remoção Manual	Remoção Mecanizada	Remoção de RCC em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)	Remoção de Volumosos em Ponto de Entrega Voluntária (PEV)
A	Concreto, Cerâmico e Solo "Limpo"	**83,24**	**52,68**	1,63	44,36	26,18	0,00
	Concreto, Cerâmico e Solo "Sujo"	15,97	31,54	18,00	**50,46**	**61,18**	0,00
B	Papel e Papelão	0,03	0,30	0,40	0,05	0,21	0,00
	Sacos de Cimento	0,03	0,19	0,06	0,04	0,36	0,00
	Plástico	0,06	1,42	1,28	0,08	0,52	0,00
	Metal	0,11	0,21	0,55	0,04	0,21	0,00
	Vidro	0,00	0,03	0,26	0,01	0,15	0,00
	Gesso	0,00	1,20	0,29	0,03	0,93	0,00
	Madeira	0,22	3,71	10,40	0,68	6,61	**65,39**
C	Rejeito	0,10	4,05	10,75	1,96	1,30	0,00
D	Resíduos Perigosos	0,02	0,72	0,89	0,01	1,36	0,00
Outros	Podas	0,21	3,53	**31,31**	2,24	0,94	0,00
	Eletrônicos	0,00	0,00	0,14	0,00	0,01	0,00
	Resíduos Volumosos	0,00	0,42	24,03	0,03	0,04	34,61
Proporção Total por Carga (%)		**100,00**	**100,00**	**100,00**	**100,00**	**100,00**	**100,00**

Legenda de Gradientes						
		0 a 20%	21 a 40%	41 a 60%	61 a 80%	81 a 100%

Tamanho da Amostra (n=187)	20	38	37	36	20	36
Quota Amostral (%)	10,70	20,30	19,80	19,25	10,70	19,25
População Observada (%)	27,75	36,23	6,9	21,05	2,23	0,51

nte: Elaboração própria.
ota: Os destaques **em negrito** nas células sinalizam o valor prevalente na leitura vertical das colunas.

Nas cargas de RCC Segregado da amostra, os resíduos Classe A chegam a 99,21%. O material de concreto, cerâmico e solo "limpo" representam 83,24%, e a porção do mesmo material "sujo" atinge 15,97%. Esses dois materiais também são predominantes, em proporções distintas, na carga de RCC Não Segregado, com os valores de 52,68% e 31,54%, respectivamente. A não segregação

[8] Embora a representação pictórica, especialmente, transmita a mensagem de que toda a massa das 187 cargas foi entregue à URE de forma "segregada", é importante ter em mente que cada carga é composta por vários tipos de resíduos e de forma não segregada, isto é, não compartimentalizada.

abre espaço para a presença de 15,78% de outros materiais não pertencentes à Classe A.

A configuração das cargas de Remoção Mecanizada também apresenta os materiais da Classe A como principais ocorrências. Ocorre, todavia, uma inversão de posições entre o concreto, cerâmico e solo "sujo", com 50,46% e a proporção do mesmo material "limpo", com 44,36%. Em termos relativos, a carga do tipo Remoção Mecanizada é mais intensiva em resíduos da classe A (94,82%) do que a carga de RCC Não Segregado (84,22%). A comparação direta entre essas duas cargas cria um ponto de atenção para que o prestador de serviços avalie estratégias de melhor aproveitamento das cargas diante do desafio de realizar a triagem e o tratamento com o objetivo de produzir agregados reciclados, por exemplo.

As cargas originadas de remoção de resíduos em PEV têm composições distintas. Em se tratando de Remoção de RCC em PEV, a composição é semelhante à carga de Remoção Mecanizada, com 87,36% de resíduos da classe A e maior parte de material de concreto, cerâmico e solo "sujo" (61,18%), seguido do mesmo material "limpo" (26,18%). Todavia, na Remoção de RCC em PEV há uma apresentação de 6,61% de madeira, proporção quase 10 vezes maior que do que aquela observada na Remoção Mecanizada (0,68%).

A carga de Remoção Manual é aquela que apresenta a menor proporção de um material principal e o maior conjunto de resíduos com representação maior que 10%. Na amostra coletada, as podas são o material mais presente em cargas de Remoção Manual (31,31%), seguidas de resíduos volumosos (24,03%), concreto cerâmico e solo "sujo" (18%), rejeito (10,75%) e madeira (10,40%).

Finalmente, para a Remoção de Volumosos em PEV, a madeira é o material mais representativo, com 65,39% da massa (em kg) das amostras coletadas. Como esperado, essa também é a carga que apresenta maior proporção de resíduos volumosos, com 34,61%. Essa carga tem a particularidade de ter apresentado apenas esses 2 tipos de materiais, o que sugere um processo de remoção mais específico e processo de triagem mais fluido.

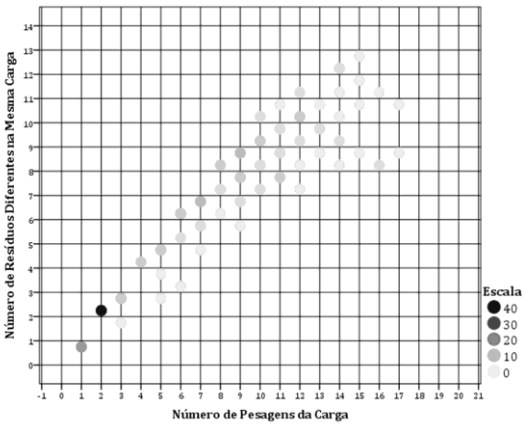
Analisar a constituição de cada carga é uma alternativa interessante para simular opções de triagem e tratamento para a valorização dos resíduos. Além disso, o prestador de serviços pode avaliar se é possível redesenhar as práticas de remoção como forma de tornar a triagem e o tratamento mais eficiente, já que a heterogeneidade é um obstáculo para a otimização dos fluxos e para a qualidade dos produtos gerados nos processos de tratamento.

Pensando em cargas com diferentes tipos de resíduos e o esforço para segregação em uma unidade de tratamento, o número de pesagens realizadas para uma mesma carga pode ser utilizado como uma *proxy* para o grau de dificuldade da triagem para o melhor aproveitamento dos resíduos. A Figura 7, a seguir, mostra a aparente associação linear entre as duas variáveis.

O coeficiente de correlação linear de Pearson $(r_{x,y})$ calculado para medir a magnitude da relação entre o número de resíduos diferentes em cada carga (x) e as pesagens necessárias para aferir a massa dos resíduos (y) foi de $r_{x,y} = 0{,}95$, indicando correlação positiva forte.

Além disso, a concentração de pontos abaixo da linha de 45º é uma evidência de que o esforço de triagem (aproximado pelas pesagens) fica cada vez maior à medida que a quantidade de resíduos diferentes nas cargas aumenta.

Figura 7 – Correlação Linear entre Número de Resíduos Diferentes na Mesma Carga e Número de Procedimentos de Pesagem para Aferição de Massa (em kg)



Fonte: Elaboração própria.

Conclusões e Recomendações

Dentre os achados da pesquisa, alguns resultados merecem destaque. O primeiro diz respeito à heterogeneidade da massa (em kg) observada nas cargas. O coeficiente de variação na amostra atinge 97,26%, com nuvem de pontos dispersa no diagrama de dispersão e 3 valores classificados como *outliers* à direita na distribuição com assimetria positiva. A elevada variação na massa (em kg) em termos totais, ou seja, quando se considera todos os resíduos de cada carga, também está presente quando se analisa cada tipo de resíduo ou material.

Outro resultado importante é a constatação de que a carga de Remoção Manual é aquela que leva à URE conjuntos mais diversificados de resíduos, com as podas apresentando a maior frequência relativa no patamar de apenas 31,31%. Todos os outros 13 materiais são observados nesse tipo de carga. Em contraposição, a carga de Remoção de Volumosos em PEV possui massa (em kg) em apenas 2 materiais: madeira, com 65,39%, e resíduos volumosos, com 34,61%.

Do ponto de vista metodológico, sobretudo com relação à amostragem, alguns pontos precisam ser enfatizados. O fato do estudo não contar com informações de 2 tipos de carga que ingressam na URE é uma fragilidade. Objetivamente, não há informação sobre 5,33% dos indivíduos (cargas) que fazem parte da realidade de funcionamento e operação da instalação. As cargas não investigadas, hipoteticamente, deveriam ser constituídas principalmente de podas (massa verde), mas a indisponibilidade de dados da massa (em kg), por exemplo, impede qualquer tipo de planejamento com relação a espaços de armazenamento e equipamentos a serem utilizados na redução de volume e produção de cavaco como opção de reciclagem, por exemplo.

Para a coleta de informações sobre o volume dos materiais, em pesquisas futuras, é interessante ter em mente algumas estratégias, quais sejam: 1) inserir informações sobre dimensões (largura, cumprimento e altura) na mesma unidade de medida em planilha para cálculo automático do volume (em m^3, por exemplo); 2) aferir em tempo real, ou pelo menos antes do término do trabalho de campo de cada intervenção, a massa específica (em kg/m^3) dos materiais; 3) utilizar parâmetros de referência dos materiais para conferir, durante a pesquisa de campo, os resultados para massa específica (kg/m^3) de forma a identificar erros de medida; 4) organizar a coleta de dados considerando as especificidades de cada tipo de carga de modo a não permitir que a pesquisa *in loco* trabalhe com resíduos muito diferentes de forma sequencial; e 5) considerar a tabulação de dados com identificação de *outliers* de forma simultânea.

Finalmente, é necessário registrar algumas recomendações. A primeira repousa na impossibilidade de pensar o aperfeiçoamento dos processos, rotinas, fluxos e tecnologias da URE atual e da futura unidade dispensando a dicotomia intrínseca à unidade quanto à coexistência de fluxo e estoque. A URE recebe um fluxo contínuo de um pouco mais de 800 cargas diárias. Ao mesmo tempo, a unidade não tem natureza de trasbordo e transferência, mas sim de disposição final, fazendo com o que o material recebido gere um estoque. Essa constatação é importante porque a gestão de um estoque não pode ser logicamente desconectada de seu fluxo de alimentação e esvaziamento. Dito de outro modo, qualquer intervenção com relação ao estoque, seja para expandir a valorização dos resíduos, ou para estender a vida útil do aterro de inertes, precisará, em algum momento, considerar as possibilidades de reorganização dos fluxos originados externamente.

Outra recomendação igualmente importante tem relação com o aperfeiçoamento dos fluxos internos com o objetivo de conferir maior eficiência e sustentabilidade nos processos de triagem e tratamento. As cargas são tipicamente heterogêneas. Tal característica impõe que a baixa qualidade da segregação poderá demandar um esforço adicional e custoso de triagem caso o modelo atual de classificação e admissão das cargas seja mantido.

Dessa forma, é possível afirmar que as fragilidades dos fluxos externos – o que acontece antes do ingresso da carga na URE, como a segregação precária, por exemplo – impacta diretamente a eficiência e os custos dos fluxos internos na triagem e no tratamento. Não havendo cautela com os fluxos, a URE poderá perder sua vocação desejada de valorizar os resíduos e passar a exercer o papel inglório de um grande repositório de materiais inservíveis, com alto custo econômico, social e ambiental.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10007: Amostragem de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

_____. NBR 15116: Agregados Reciclados para Uso em Argamassas e Concretos de Cimento Portland – Requisitos e Métodos de Ensaios. Rio de Janeiro, 2021.

COCHRAN, William G.. **Sampling Techniques**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1977.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n.º 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes,

critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ano CXXXIX, n. 136, p. 95-96, 17 jul. 2002.

FONSECA, Jairo Simon da; MARTINS, Gilberto de Andrade. **Curso de Estatística**. 6 ed. São Paulo: Atlas, 1996.

HEAD, Brian W.. Toward More "Evidence-Informed" Policy Making?. **Public Administration Review**, v. 76, n. 3, p. 472-484, 2015.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (INMETRO). **O Sistema Internacional de Unidades (SI)**. Tradução do Grupo de Trabalho luso-brasileiro do Inmetro e IPQ. Brasília, DF: INMETRO, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/ inmetro/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/documentos -tecnicos-em-metrologia/ si_versao_final.pdf/ @@download/file. Acesso em: 18 dez. 2024.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs. Acesso em: 7 jan. 2025.

SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA (SLU). **Unidade de Recebimento de Entulhos (URE)**. Disponível em: https://www.slu.df.gov.br/unidade-de-recebimento-de-entulhos-ure/. Acesso em: 4 abril 2025.

TRIOLA, Mario F.. **Introdução à Estatística**. 9. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2005.

TUKEY, John W.. **Exploratory Data Analysis**. Menlo Park: Addison-Wesley Publishing Company, 1977.

WACKERMAGEL; Mathis; REES; William. **Our Ecological Footprint**: Reducing Human Impact on the Earth. Canada: New Society Publishers, 1996.

ID 164. IMPLEMENTACIÓN DE UNA ESTRATEGIA SOSTENIBLE PARA LA PREVENCIÓN, RECUPERACIÓN Y RECICLAJE DE ARTES DE PESCA ABANDONADAS, PERDIDAS O DESCARTADAS (ALDFG) EN EL GOLFO DE NICOYA.

Victoria Rudin Vega
vrudin@acepesa.com
Maritza Marín Araya
mmarin@acepesa.com
Susy Lobo Ugalde
slobo@acepesa.com
Asociación Centroamericana para la Economía, la salud y el Ambiente, ACEPESA

Introducción

La creciente generación de residuos sólidos en Costa Rica representa una amenaza no solo para los ecosistemas terrestres, sino también para los ecosistemas marinos. Una parte significativa de estos desechos, derivados de diversas actividades humanas, es arrastrada por ríos, quebradas y otros cuerpos de agua hasta las costas del país. Entre los residuos marinos más preocupantes se encuentran aquellos provenientes de actividades pesqueras, especialmente las artes de pesca abandonadas, perdidas o descartadas (ALDFG, por sus siglas en inglés).

Estas artes incluyen redes, trampas, nasas y otros dispositivos utilizados para la captura de especies marinas. Su abandono suele deberse a la imposibilidad de recuperarlas cuando quedan atrapadas en arrecifes, rocas u otras estructuras submarinas. Factores como el desprendimiento de boyas, la acción de las mareas, tormentas o enganches pueden arrastrar estos equipos lejos de su ubicación original. Además, en el contexto de la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada, muchas veces las artes de pesca son deliberadamente descartadas para ocultar estas actividades. En otros casos, se desechan por la falta de infraestructura adecuada para su disposición, los altos costos de eliminación o la limitada capacidad de almacenamiento en las embarcaciones.

Según Ocean Conservancy, las artes de pesca fantasma constituyen una de las formas más perjudiciales de contaminación marina, siendo responsables de una reducción estimada del 5 al 30 % en algunas poblaciones de peces y de daños significativos a hábitats marinos. Debido a su impacto global, esta problemática ha sido incluida en las negociaciones para un instrumento internacional jurídicamente vinculante que aborde la contaminación por plásticos en el medio marino.

En respuesta a esta situación, desde el año 2022 la Asociación Centroamericana para la Economía, la Salud y el Ambiente (ACEPESA), en alianza con el Servicio Nacional de Guardacostas (SNG) y la empresa recicladora IPS Recycle, ha venido ejecutando una iniciativa para la recuperación y reciclaje de ALDFG en la costa pacífica de Costa Rica.

Objetivo

Implementar una estrategia sostenible para la prevención, recuperación y reciclaje de artes de pesca abandonadas, perdidas o descartadas (ALDFG) en el Golfo de Nicoya, mediante la participación de actores clave y el establecimiento de alianzas intersectoriales.

Metodología

El proyecto comenzó con la conformación de una alianza estratégica entre actores del sector público (SNG), privado (IPS Recycle) y de la sociedad civil (ACEPESA y asociaciones de pescadores), lo que permitió abordar integralmente la gestión de residuos pesqueros desde una perspectiva de prevención y manejo sostenible.

Entre las principales acciones desarrolladas destacan:

1. **Construcción de infraestructura:**
    - Establecimiento de un punto de recepción y acopio temporal en las instalaciones del SNG en Puerto Caldera.
2. **Diseño e implementación de logística inversa:**
    - Instalación (en proceso) de 15 contenedores comunitarios, en colaboración con asociaciones de pescadores.
    - Recolección y traslado de residuos al punto de acopio por parte del SNG y otros actores.
    - Clasificación de materiales por parte de miembros de las asociaciones, separando los elementos no reciclables (mecates, boyas, plomos) para su posible reutilización.
    - Transporte de los materiales reciclables a IPS Recycle.

- Procesamiento y transformación del material reciclado por la empresa.

3. **Innovación tecnológica:**
   - Ajustes técnicos en la maquinaria existente con base en los conocimientos del personal y el tipo de material prima, tales como las redes de pesca..
4. **Educación y sensibilización:**
   - Producción de materiales educativos (tres afiches, tres videos y una historieta).
   - Implementación de actividades de sensibilización en comunidades costeras.
5. **Análisis económico:**
   - Evaluación costo-beneficio de las distintas fases del proceso de recuperación y reciclaje de residuos pesqueros.
6. **Identificación de puntos críticos:**
   - Talleres participativos con asociaciones de pescadores para identificar zonas de acumulación de ALDFG en el Golfo de Nicoya, las cuales fueron georreferenciadas (ver Figura 1).

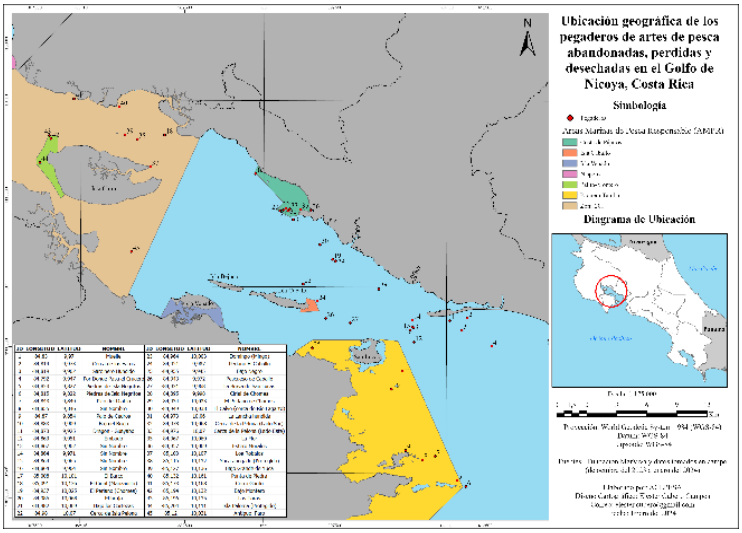


Figura 1. Mapa de puntos de acumulación de ALDFG en el Golfo de Nicoya.
Fuente: ACEPESA

El proyecto ha sido financiado inicialmente por el Ministerio de Pesca y Océanos del Gobierno de Canadá, a través del *Ghost Gear Fund*, y continúa con aportes de los socios implementadores y del Fondo Francés para el Océano, mediante la Embajada de Francia en Costa Rica.

Resultados y discusión

La experiencia desarrollada hasta ahora ha evidenciado los beneficios de una estrategia articulada para la gestión de ALDFG. Actualmente, se encuentra en elaboración una guía metodológica para la remoción de puntos de acumulación (o "pegaderos") de artes de pesca. Asimismo, se ha conformado un grupo de trabajo interinstitucional (SNG, INCOPESCA, MOPT, SINAC, universidades y el INA), que lidera un programa de detección, análisis y evaluación de alternativas para la remoción de estos residuos. También se ha implementado una práctica demostrativa y se han realizado capacitaciones a nivel comunal.

Conclusiones

1. La gestión de ALDFG constituye una prioridad ambiental y socioeconómica para Costa Rica, con implicaciones directas sobre la sostenibilidad pesquera, la seguridad alimentaria y el bienestar de las comunidades costeras.

2. La experiencia piloto en el Golfo de Nicoya marca un hito en el país, al implementar una estrategia integral que articula identificación, remoción, recuperación y reciclaje de residuos pesqueros, con participación multisectorial.

3. La cooperación interinstitucional y el involucramiento comunitario han sido claves para el éxito de la iniciativa, permitiendo avances significativos en cada etapa del proceso.

4. El análisis costo-beneficio demuestra que la recuperación de ALDFG no solo es viable, sino que también genera beneficios ambientales y oportunidades económicas, al integrarse a cadenas de valor mediante el reciclaje y la innovación.

5. Existe un alto potencial de escalabilidad. Esta metodología puede replicarse en otras zonas del país (Pacífico Norte, Pacífico Sur y Caribe), e incluso servir de modelo para otras naciones centroamericanas.

6. La elaboración de una guía metodológica nacional fortalecerá la institucionalización de estas prácticas, estandarizando procesos y facilitando su sostenibilidad en el mediano y largo plazo.

Referencias Bibliográficas

Astorga M, Rudin V, y Lobo S. (2022). *Inventario de residuos marinos proveniente del sector pesquero del Golfo Dulce Puntarenas. ACEPESA* San José, Costa Rica.

Calderón E, Rudin V, Lobo S. y otros. (2023). *Plan de logística inversa. ACEPESA San José, Costa Rica.*

Lobo S. Fallas R. (2024). Consolidación y análisis de costo - beneficio del proceso de recuperación y reciclaje de artes de pesca abandonadas, desechadas y perdidas en comunidades pesqueras del Golfo de Nicoya. ACEPESA San José, Costa Rica

Marín M. Cubero E. (2024). Sistematización de información sobre ubicación de los pegaderos en el Golfo de Nicoya. ACEPESA San José, Costa Rica.

Marín. M. (2024) Estrategia para la remoción de los pegaderos ubicados en el Golfo de Nicoya. ACEPESA San José, Costa Rica

ID 165. EVALUACIÓN AMBIENTAL DE LA INCORPORACION DE ENVASES REUSABLES DE ACERO INOXIDABLE EN REEMPLAZO DE PLÁSTICOS DE UN SOLO USO EN EL SERVICIO DE ALIMENTACIÓN DEL PERSONAL DE LAS CUADRILLAS DE TRABAJO DE LA EMPRESA PÚBLICA DE HIDROCARBUROS DEL ECUADOR - EP PETROECUADOR

García Villacís Karina Isabel, Recalde Bastidas Cristina Alexandra, Tipán Daqui Iván Ricardo

Empresa Pública de Hidrocarburos del Ecuador - EP PETROECUADOR. Av. 6 de Diciembre y Gaspar Cañero, Quito-Ecuador

Karina.garcia@eppetroecuador.ec, Cristina.Recalde@eppetroecuador.ec, Ivan.Tipan@eppetroecuador.ec

Palabras Clave:

Sostenibilidad, Análisis de Ciclo de Vida, Evaluación Ambiental.

Abstract:

This study presents a comparative Life Cycle Assessment (LCA) of two food packaging systems used in remote operational sites of EP PETROECUADOR: single-use plastic containers and reusable stainless-steel lunchboxes. The assessment was conducted for a pilot group of 82 workers over a one-year period and covered the full life cycle from raw material extraction to end-of-life management.

Results show that single-use plastics generate significantly higher environmental impacts in categories such as climate change, fossil resource depletion, photochemical ozone formation, and acidification. Conversely, stainless steel containers exhibit greater impacts in human toxicity and mineral resource depletion. Nonetheless, the overall aggregated impact is substantially lower for the reusable scenario, accounting for only 2.1% compared to 97.9% of the single-use plastics scenario.

The implementation of reusable lunchboxes avoided the disposal of approximately 2.45 metric tons of plastic waste annually and proved economically advantageous over time. The findings support the technical and environmental feasibility of scaling this practice across other operational areas. Recommendations include systematic monitoring of container use and lifespan, optimization of washing processes, and awareness campaigns to reinforce long-term sustainability.

Introducción:

La Empresa Pública de Hidrocarburos del Ecuador - EP PETROECUADOR es la encargada de explorar, explotar, transportar, refinar, almacenar y comercializar hidrocarburos a nivel nacional e internacional, con el objetivo de maximizar de manera sustentable el valor de los recursos energéticos para el beneficio de la sociedad ecuatoriana. En línea con su enfoque de sostenibilidad, acción climática y cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, EP PETROECUADOR se compromete a incrementar progresivamente la mejora del desempeño energético y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero con criterios de sostenibilidad en las operaciones de su cadena de valor acorde al contexto empresarial.

Actualmente, la nómina de la empresa petrolera asciende a más de 10.000 trabajadores, mismos que laboran tanto en áreas operativas, como en áreas administrativas. La empresa provee el servicio de alimentación para su personal operativo que labora en campo, este servicio se lo realiza a través de empresas de *catering* contratadas.

La alimentación es entregada en los comedores de los diferentes campamentos, a excepción de las cuadrillas de personal obrero que comúnmente realizan su trabajo en locaciones remotas, alejadas de campamentos, por lo que los alimentos son embalados en envases de plástico de un solo uso, transportados y entregados en los puestos de trabajo. Posteriormente estos envases son transportados y entregados a los rellenos sanitarios para su disposición final, considerando que el material del cual son elaborados presenta bajas posibilidades de reciclaje o reutilización.

Se ha identificado que esta práctica genera un impacto ambiental negativo por la acumulación de desechos sólidos con una tasa de degradación muy baja en los rellenos sanitarios que por su naturaleza tienen un manejo complejo. Se ha contabilizado que cada trabajador recibe la comida en al menos cinco recipientes de plástico de capacidad de un litro cada uno, lo que genera más de 44 kg de envases de plástico (tipo polipropileno, poliestireno y polietileno de baja densidad) en total por persona al año. Si se incluye la cantidad total de personal que trabaja en locaciones remotas, esta cifra alcanza valores significativos.

Desde 2024, la Subgerencia de Seguridad, Salud y Ambiente de EP PETROECUADOR como una buena práctica ambiental y empresarial ha realizado un plan piloto para disminuir la cantidad de plásticos enviados al relleno sanitario, a través del uso de viandas de acero inoxidable grado alimenticio reutilizables en reemplazo del uso de plásticos de un solo uso. En una primera etapa se consideró una población de 82 personas, 40 localizadas en el Bloque 56 campo Lago Agrio, provincia de Sucumbíos, y 42 personas ubicadas en el Bloque 60 campo Sacha, provincia de Orellana, en la Amazonía Ecuatoriana.

Esta práctica se alinea a lo establecido en los principios establecidos en la Ley Orgánica de Economía Circular Inclusiva publicada en el Registro Oficial el 6 de julio de 2021 que menciona*: "4. Jerarquía en el manejo de residuos:" Implica la prioridad de tratamiento que debe recibir un residuo, por el siguiente orden: ecodiseño, reutilizar, reparar, restaurar, remanufacturar, reducir, re-proponer, reciclar y recuperar energía, y finalmente considerar su eliminación ambientalmente adecuada"* y el Reglamento a esta ley que en su Título IV, Artículo 19 dispone: *"Es de carácter prioritario, prevenir y reducir la producción y generación de los residuos sólidos, en particular actuando en el diseño, fabricación y distribución de productos, promoviendo las 9 R (repensar o rechazar, rediseñar, reducir, reusar, reparar, refabricar, reproponer, reciclar y recuperar), así como reduciendo el impacto global de los residuos sólidos y fomentando su valorización".*

En el presente proyecto, se evalúan los impactos ambientales y económicos que ha tenido la implementación de esta práctica y se identifican los factores claves que se deben considerar para la ampliación de esa estrategia a más áreas operativas.

Objetivos:

Analizar el impacto ambiental del uso de 82 viandas reusables en reemplazo de plásticos de un solo uso en las áreas operativas de la EP PETROECUADOR utilizando la metodología de Análisis de Ciclo de Vida.

Metodología:

Se realizó el estudio de análisis de ciclo de vida para los siguientes escenarios: 1) Uso de plásticos desechables y 2) Uso de viandas reutilizables. Se siguieron los lineamientos establecidos en las Normas ISO 14040 *"Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Principios y marco de referencia"* (14040, 2006) e ISO 14044 *"Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Requisitos y directrices"* (14044, 2006).

La unidad funcional fue el servicio de alimentación para 82 personas (2 comidas por día) por el lapso de un año. Para ambos escenarios se consideraron los siguientes límites del sistema: extracción de materia prima, producción de los polímeros/viandas, elaboración de los plásticos/viandas, transporte del sitio de producción al Bloque 60 o Bloque 56 y fin de vida. No se consideró el consumo energético en la fase de producción de plásticos/viandas porque no se disponía de información específica, ya que corresponde a producción local. Este alcance engloba todas las fases sugeridas en metodologías específicas y aplicables (Nessi *et al* 2021).

El fin de vida para el caso de los plásticos involucra el transporte de plásticos usados al relleno sanitario y la disposición final en el mismo sitio, y para el caso de las viandas involucra el reciclaje del 100% del producto luego de 3 años de uso. No se consideraron las cargas ambientales relacionadas al transporte de materia prima a las instalaciones del fabricante de viandas o plásticos por no disponer de información específica, ni el empacado de alimentos, transporte a los sitios de trabajo y consumo de alimentos porque son iguales en ambos escenarios (**Figura 1**).

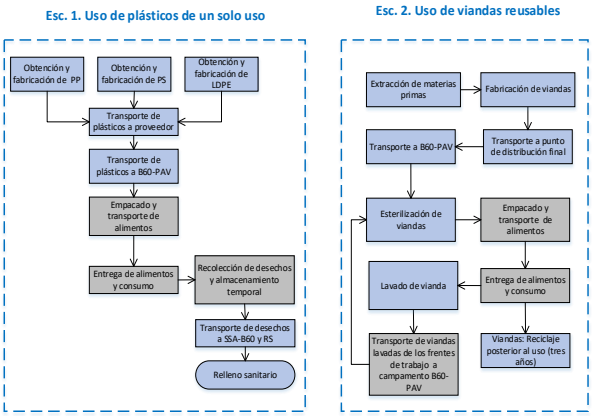


Figura 1. Límites del sistema. A). Uso de plásticos de un solo uso. B). Uso de viandas reusables.

Se utilizaron datos primarios respecto a la cantidad de materia prima, producción de acero inoxidable, transporte (km recorridos y tipo de transporte) y volumen de agua usado en lavado. Para las fases de extracción de materia prima y producción de resinas de polietileno, polipropileno de baja densidad y poliestireno en el caso de plásticos desechables, se usaron los datos de bases de datos Ecoinvent y ELCD. Para el análisis de utilizó el *software* openLCA, para la evaluación del inventario de ciclo de vida se utilizó la metodología CML-IA, para la evaluación de impactos por categoría, y Recipe 2016 para los impactos finales.

Resultados y discusión:

Impactos por categoría ambiental:

Al analizar ambos escenarios, se determinó que los plásticos de un solo uso presentaron un mayor impacto en las categorías de material particulado, agotamiento de recursos fósiles, ecotoxicidad de agua dulce, eutrofización de agua dulce, cambio climático, formación de ozono fotoquímico y acidificación. Por el contrario, el escenario del uso de viandas presentó un mayor impacto en las categorías de toxicidad humana, radiación ionizante, ecotoxicidad y eutrofización marina, ecotoxicidad terrestre, agotamiento de recursos minerales y agotamiento del ozono. La **Tabla 1** presenta los resultados con los valores específicos en cada categoría, mientras que la **Figura 2** presenta los resultados normalizados en porcentaje. Al analizar el impacto individual de cada categoría ambiental se observa que la actividad que mayor impacto genera es la extracción y producción de las materias primas (resinas de polipropileno, polietileno y poliestireno) con sus consecuentes emisiones gaseosas y descargas a cuerpos de agua.

Tabla 1. Resultados por categoría ambiental

Categoría ambiental	Unidad	Plásticos	Viandas de acero
Material particulado	kg PM2.5 eq	2.619	0.842
Agotamiento de recursos fósiles	kg oil eq	3769.244	355.126
Ecotoxicidad de agua dulce	kg 1,4-DCB	0.916	0.037
Eutrofización de agua dulce	kg P eq	0.294	0.00069
Cambio climático	kg CO2 eq	5648.122	1571.234
Tox. Hum-efect canc.	kg 1,4-DCB	-1.453	0.240
Tox. Hum-efect no canc.	kg 1,4-DCB	13.738	65.360
Radiación ionizante	kBq Co-60 eq	0.245	1.793
Ecotoxicidad marina	kg 1,4-DCB	0.308	0.319
Eutrofización marina	kg N eq	0.020	0.052
Agotamiento de recursos minerales	kg Cu eq	0.007	0.996
Formación de ozono fotoquímico	kg NOx eq	12.314	4.019
Agotamiento del ozono	kg CFC11 eq	8.62E-06	6.23E-05
Acidificación	kg SO2 eq	8.902	2.773
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DCB	-741.504	535.281
Consumo de agua	m^3	26.529	-1.043

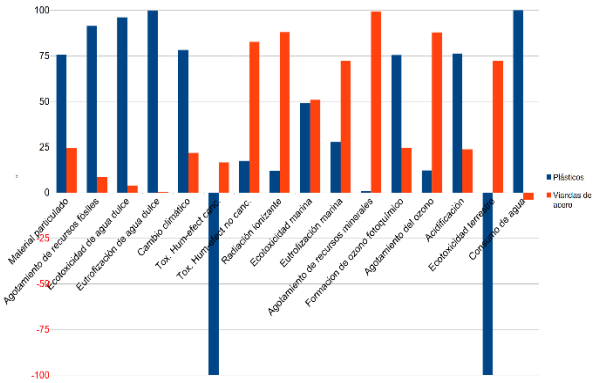


Figura 2. Resultados normalizados (%) por categoría ambiental

Por otro lado, los resultados del punto final muestran $8.86x10^9$ puntos para el escenario de plásticos y $1.9x10^8$ puntos para el escenario de viandas **(Figura 3)**. En ambos casos la categoría ambiental que mayor impacto global aporta con más del 99% es el agotamiento de los recursos fósiles, el cual estaría asociado a las cargas ambientales relacionadas con la extracción y procesamiento de materia prima para la elaboración de resinas de ambos escenarios **(Figura 3)**. Al comparar el impacto global de ambos escenarios se observa que el impacto del plástico corresponde al 97.9%, el cual es significativamente mayor al del acero inoxidable usado en las viandas.

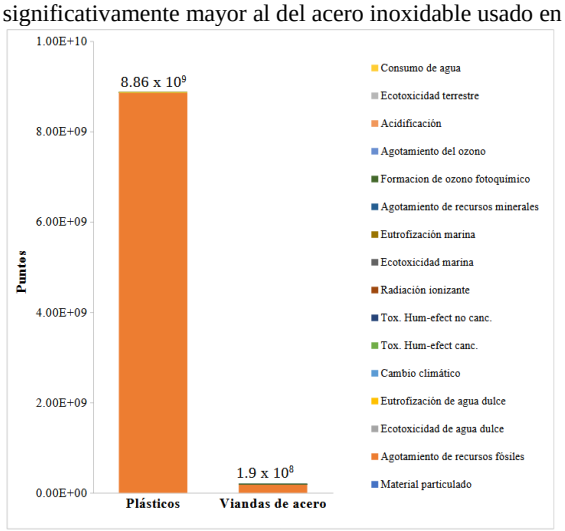


Figura 3. Resultados de impacto final (puntos) para los escenarios de uso de plásticos y viandas de acero inoxidable.

Uno de los resultados esperados de este proyecto era observar el impacto ambiental del fin de vida de ambos escenarios; sin embargo, este valor no fue significativo en el análisis ambiental global. A pesar del resultado obtenido es necesario recalcar que el manejo de los desechos sólidos en la Amazonía ecuatoriana es un problema complejo con limitaciones económicas y técnicas, caracterizadas por un manejo inadecuado de la infraestructura de los rellenos sanitarios y una baja tasa de recolección de los plásticos para su posterior reciclaje, por lo que las acciones para reducir la cantidad de desechos plásticos son necesarias.

El uso de viandas reusables implica un cambio en el patrón de consumo de todas las partes interesadas, se promueve el uso de un bien de manera indefinida hasta el final de su vida útil. Por otro lado, esta práctica involucra menores costos, ya que al comparar el valor de la adquisición de plásticos de un solo uso y el de viandas, éste último es menor.

Finalmente, la implementación de esta práctica ha evitado anualmente la disposición final de 2.45 toneladas de plástico de un solo uso en los rellenos sanitarios.

Conclusiones:

La evaluación de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) aplicada para el caso en análisis; es decir, a la sustitución de envases plásticos de un solo uso por viandas reutilizables de acero inoxidable en el servicio de alimentación de las cuadrillas operativas de EP PETROECUADOR demostró que esta práctica constituyó una alternativa técnica y ambientalmente

beneficiosa, específicamente en términos de reducción de impactos asociados al cambio climático, agotamiento de recursos fósiles, acidificación y generación de residuos sólidos.

Aunque el escenario con viandas muestra mayores impactos en categorías como toxicidad humana no cancerígena y agotamiento de recursos minerales, el impacto global de los envases metálicos reutilizables es significativamente menor a la opción de plásticos de un solo uso (2,1% del total frente al 97,9% del escenario con plásticos). Además, la implementación de las viandas evitó la gestión de aproximadamente 2.45 toneladas anuales de residuos plásticos en rellenos sanitarios, lo cual dota de relevancia, especialmente si se toma en cuenta el contexto de la Amazonía Ecuatoriana, donde la creación de vertederos controlados presenta importantes limitaciones técnicas, operativas y ambientales.

Se recomienda la extensión progresiva de esta práctica, especialmente a bloques y locaciones con mayor sensibilidad ambiental, como por ejemplo los Bloques 31 y 43, áreas en donde se encuentra la mayor biodiversidad de la Amazonía Ecuatoriana, incluso con áreas naturales protegidas. De igual forma, se recomienda monitorear la durabilidad de las viandas adquiridas, a fin de registrar la frecuencia de reposición, mantenimiento y, pérdidas. Finalmente, la optimización del sistema de lavado es un factor a tener en cuenta, por la importancia del uso eficiente del agua, sin que esto comprometa condiciones de higiene apropiadas para el personal asociado.

Referencias Bibliográficas:

Ecoinvent Association. (s.f.). Ecoinvent database. Recuperado de https://www.ecoinvent.org/

European Commission. (s.f.). European Reference Life Cycle Database (ELCD). Recuperado de https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/

International Organization for Standardization. (2006a). ISO 14040:2006. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Ginebra, Suiza: ISO.

International Organization for Standardization. (2006b). ISO 14044:2006. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. Ginebra, Suiza: ISO.

Nessi, S., Rigamonti, L., Grosso, M., & Giugliano, M. (2021). Life Cycle Assessment (LCA) in waste management: A review. Waste Management, 119, 103–117. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.003

República del Ecuador. (2021). *Ley Orgánica de Economía Circular Inclusiva*. Registro Oficial Suplemento Nº 521, 6 de julio de 2021.

República del Ecuador. (s.f.). *Reglamento a la Ley Orgánica de Economía Circular Inclusiva*. Título IV, Artículo 19.

ID 16. GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS EN MUNICIPIOS DE GUATEMALA

CÉSAR AUGUSTO MASSELLA SOLARES

PALABRAS CLAVES

- ✓ **Biodigestor:** sistema que encapsula y degrada la fracción orgánica, obteniendo biogás y agua.
- ✓ **Basurero ilegal:** sitio donde depositan residuos de manera ilegal y que no cuenta infraestructura de ingeniería, impactando los ecosistemas.
- ✓ **Disposición final:** sitio que recepciona los residuos sólidos y se les brinda un manejo técnico
- ✓ **Relleno sanitario:** lugar de confinamiento final el cual cuenta con la infraestructura de ingeniería para mitigar impactos en suelos, cuerpos hídricos y atmosfera.
- ✓ **Planta de Segregación:** infraestructura que recibe los residuos en bandas, para luego ser segregados de manera manual y semi mecanizada para luego ser compactados y comercializados. Valorizables, orgánicos y con potencial calorífico.

1. ABSTRACT

The axes of management include sweeping, collection, segregation, and final disposal. The latter are the most complex due to the investments and the technical-operational handling that waste must receive, in order to mitigate socio-environmental impacts.

However, in Guatemala, as in many countries, there is still a challenge to resolve this. problematic and promote solutions that mitigate damage to ecosystems. For this reason, tangible solutions are being proposed, with the implementation of technologies that contribute environmentally and to health, seeking a return on investment.

Imagen 1: Impactos ambientales en Guatemala

2. INTRUDUCCIÓN

Los municipios del país de Guatemala tienen una carencia de manejo de residuos sólidos, generando diversos impactos socio ambientales, en suelos, cuerpos hídricos y atmosfera.

Esto debido a que no se cuenta con proyectos bien encaminados de plantas de segregación y rellenos sanitarios como tecnologías básicas.

Lamentablemente existen más de 2,370 basureros ilegales, los cuales están en orillas de barrancos e impactando afluentes superficiales, tales como ríos, lagos y océanos.

Imagen 2: Deterioro ambiental en Guatemala

Es por ello que han perfilado alternativas de solución a corto, mediano y largo plazo, tanto a nivel público como privado, buscando mejorar las condiciones minimizar los impactos socio ambientales existentes.

Imagen 3: Ejemplo de recuperación de un basurero ilegal y mejoras socio ambientales en Guatemala

Dentro de las tecnologías previstas están las plantas de segregación, compostaje, biodigestores, incineración y rellenos sanitarios.

Imagen 5: Proyección de planta de segregación y relleno sanitario

3. OBJETIVOS

- ✓ Recuperar los basureros ilegales a vertederos controlados, para minimizar impactos negativos
- ✓ Realizar estudios de factibilidad para proyectos de sitios de disposición final de residuos sólidos
- ✓ Diseñar y construir plantas y rellenos sanitarios, como otras líneas tecnológicas para propiciar soluciones socio ambientales y económicas

4. METODOLOGIA

- ✓ Realizar los estudios de factibilidad, cumpliendo con el diseño de proyectos de disposición final.
- ✓ Contar con los avales y autorizaciones de ambiente y salud para respetar los procesos burocráticos.
- ✓ A nivel publico licitar el proyecto para su posterior construcción y a nivel privado iniciar la posible construcción de 3 a 5 tecnologías para resolver a corto, mediano y largo plazo la carencia de manejo de residuos sólidos en el país y quizá en la región centroamericana.

Imagen 4: Relleno Sanitario en Antigua Guatemala

- ✓ Operar con personal y maquinaria las diferentes tecnologías, buscando en su momento una rentabilidad, para buscar un equilibrio financiero y por ende utilidades.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- ✓ Contar con soluciones tangibles de manera escalonada según la Unión Europea, buscando estandarizar los basureros ilegales a vertederos controlados
- ✓ Implementar plantas de segregación con bandas, compactadoras y trituradoras de orgánicos
- ✓ Comercializar los residuos valorizables y explorar los residuos orgánicos y de residuos con potencial calorífico.
- ✓ Tener sitios adecuados para el confinamiento de residuos sólidos de descarte, los cuales deben de contar con las obras de ingeniería, para evitar impactos a suelos, cuerpos hídricos y atmosfera.
- ✓ Esta es una ruta de solución para los municipios del país, propiciando alternativas de mejoras socioambientales, propiciando un equilibrio en los ecosistemas

6. CONCLUSIONES

- ✓ Recuperar los basureros ilegales y estandarizarlos a vertederos controlados, evitando impactos socio ambientales.
- ✓ Implementar plantas de segregación con bandas, compactadoras y trituradoras para recuperar la mayor cantidad de residuos
- ✓ Desarrollar estudios de factibilidad para proyectos macro, que resuelvan los proyectos de disposición final de residuos sólidos

Imagen 6: Estudios de factibilidad

- ✓ Confinar la menor cantidad de residuos con infraestructura de ingeniería, lo cual mitigará impactos socio ambientales en suelos, cuerpos hídricos y atmosfera.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ✓ Orozco, Walter (*1998)* Ingeniería y valorización de residuos sólidos pág. 92
- ✓ KUNITOSHI, S., HDT 17: Método sencillo del análisis de residuos sólidos, CEPIS/OPS. 1981. 45 p.
- ✓ KIELY, Gerard; ingeniería ambiental, fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. España: 1999. 143 p.
- ✓ JARAMILLO, Jorge; Guía para el manejo de los residuos sólidos en ciudades pequeñas y zonas rurales, México: 1997. 89 p.

ID 167. ÍNDICES DE QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS APLICADO AOS LIXÕES NO ESTADO DA BAHIA: ANÁLISE ESTATÍSTICA

Mateus Almeida Cunha, Viviana Maria Zanta, Luciano Matos Queiroz, Bianca Menezes Cunha Couto

Universidade Federal da Bahia (UFBA), mateuscunha@hotmail.com.br; Universidade Federal da Bahia (UFBA), zanta@ufba.br ; Universidade Federal da Bahia (UFBA), lmqueiroz@ufba.br; Secretaria de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (SEDUR), biancamenezesc@hotmail.com

Palavras-Chave Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Índice de Qualidade de Aterros (IQA), Vazadouros a céu aberto ("lixões").

Abstract: The article presents a statistical analysis of the Índices de Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos (IQA) applied to 366 open dumps in the state of Bahia, Brazil. The study aims to evaluate the applicability of the IQA to open dumps, statistically analyzing the data made available for the state of Bahia, and further discussing the suitability of the IQA for classifying open dumps.

The methodology involved the use of secondary data, obtained through the IQA from the Plano Estadual de Resíduos Sólidos da Bahia (PERS/BA). An exploratory analysis was conducted, calculating mean, median, mode, standard deviation, quartiles, kurtosis, and asymmetry coefficients. The spatialization used for systematization and analysis of the results was based on the Microrregiões de Saneamento Básico (MSB).

The results revealed an overall average IQA (for the entire state of Bahia) of 2.23 and a median of 2.29. These values classify the Final Disposal Areas (ADF) as being in inadequate conditions (IQA < 8.00), as proposed by Faria (2002). The low standard deviation (0.57) combined with the negative asymmetry of the distribution (A1, A2, and As) indicate homogeneous precarious operating conditions, with 75% of the open dumps showing an IQA below 2.71. The research concludes that, although PERS/BA utilized the IQA, it did not prove to be an adequate methodology for open dumps, being more appropriate for sanitary landfills. Nevertheless, the application of the index can guide public policies and urgent investments for the most critical ADFs and regions.

INTRODUÇÃO

Estima-se que cerca de 40% dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados no Brasil possuem destinação inadequada. No ano de 2024 existiam, no país, 1.572 vazadouros a céu aberto (lixões) e 598 aterros controlados, ambos responsáveis por impactos ambientais adversos devido à degradação das áreas (BNDES, 2024).

Em 2024 existiam, no Brasil 1.572 vazadouros a céu aberto (lixões) e 598 aterros controlados, ambos responsáveis por impactos ambientais adversos devido à degradação das áreas. Estima-se que cerca de 40,0% dos RSU gerados no país possuem destinação inadequada (BNDES, 2024).

O estado da Bahia possui 417 municípios, sendo que 281 (67,4%) destinam RSU a lixões, 50 (12,0%) possuem Aterros Sanitários (AS), dois (0,5%) possuem Aterros Controlados (AC) ou Aterros Sanitários Simplificados (ASS) e não há informações sobre 84 (20,1%) municípios, conforme dados do Plano Estadual de Resíduos Sólidos da Bahia (PERS/BA), publicado em outubro de 2024. Ressalta-se que uma unidade de disposição final pode atender a mais de um município (compartilhada) (BAHIA, 2024a).

Quanto à tipologia e às quantidades de unidades de disposição final de RSU, no estado da Bahia, sabe-se que existiam mapeadas de acordo com o PERS/BA, pelo menos, 446 unidades identificadas como (BAHIA, 2024a; 2024b):

i. Aterros Sanitários de Pequeno Porte (ASPP): duas unidades.

ii. Aterros Sanitários de Pequeno Porte (ASPP) descaracterizados: 32 unidades.

iii. Aterros Sanitários (AS): 21 unidades.

iv. Aterros Sanitários (AS) descaracterizados: seis unidades.

v. Aterro Sanitário, Aterro Industrial e de Resíduos da Construção Civil (RCC) / Aterro Sanitário e Industrial: duas unidades.

vi. Aterro Sanitário Simplificado (ASS): uma unidade.

vii. Aterro Sanitário Simplificado (ASS) descaracterizado: duas unidades.

viii. Lixões: 375 unidades.

ix. Lixões de podas / volumosos: duas unidades.

x. Unidades de Tratamento de Resíduos: três unidades.

Um índice corresponde a um valor numérico que representa a interpretação da realidade de um sistema simples ou complexo, utilizando em seu cálculo bases científicas e métodos adequados, que serve para avaliar, calcular ou classificar determinado sistema ou evento. A utilização de índices de qualidades pode levar os tomadores de decisão (governo, técnicos, operadores) à adequação das ADF quanto à segurança ambiental e à legislação, entre outros (Melo, 2017).

Diversos índices de avaliação de aterros foram (e vem sendo) utilizados no Brasil e no mundo, tais como: (i) *Landfill Water Pollution Index* (LWPI); (ii) *Environmental Landfill Impact Index* (ELI); (iii) *Environmental Risk Index* (ERI); (iv) *Environmental Value* (EV); (v) *Probability of Contamination* (PBC); (vi) Sistema de avaliação para classificação de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos; (vii) Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (IQR); (viii) Índice de Qualidade de Aterros de RSU (IQA); (ix) Índice de Impacto dos Resíduos Sólidos Urbanos sobre a Saúde Pública (IIRSP); (x) Índice de Qualidade no Sistema da Gestão Ambiental em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (IQS); (xi) Índice de Qualidade de Aterros Industriais (IQRI); (xii) Índice de Qualidade no Sistema da Gestão Ambiental em Aterros de Resíduos Sólidos Industriais (IQSI); (xiii) Nova Proposta do Índice de Qualidade de Aterros de RSU do estado de São Paulo (IQR-Nova Proposta); (xiv) Matriz de Indicadores de Sustentabilidade para a Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos; (xv) Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos do Estado do Rio de Janeiro (IQDR); (xvi) Índice de Qualidade de Aterro Sanitário de Resíduos em Valas (IQR-Valas); e (xvii) Índice de Qualidade de Aterro Sanitário de Resíduos em Valas na Nova Proposta (IQR-Valas-Nova Proposta) (Melo, 2020).

O Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos (IQR) foi desenvolvido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), aplicado (*checklist*) desde 1997, e indica as condições das instalações de destinação de resíduos sólidos domiciliares utilizados pelos municípios. Esse índice compõe o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), que apresenta a avaliação dos locais de tratamento e disposição dos RSU nos municípios do estado de São Paulo. O IQR é obtido a partir da aplicação de um questionário padronizado, constituído de dados e informações relacionadas às características locacionais, estruturais e operacionais, cuja pontuação é variável de 0 a 10. De acordo com o índice obtido em campo (inspeção das instalações) os aterros podem ser classificados como operando em condições inadequadas (I) ($IQR \leq 7{,}0$) ou em condições adequadas (A) ($7{,}0 < IQR \leq 10{,}0$). (CETESB, 2022; CEMPRE; IPT, 2018).

O último Inventário de RSU da CETESB, publicado no ano de 2023, divulgou o *checklist* do IQR, cuja classificação é de grande importância, pois criou uma padronização nas avaliações das condições ambientais das instalações, diminuindo o nível de subjetividade e possibilitando o estabelecimento de comparações entre os aterros O IQR é exemplificativo e aceita alterações. Faria (2002) propôs alterações no IQR original acrescentando alguns itens não contemplados, suprimindo outros e reorganizando-os (Vilhena, 2018), denominando-o de Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos (IQA), em substituição ao IQR. As principais características do IQR (CETESB, 2023) e do IQA (Faria, 2002) são apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4 - Quadro-síntese comparativo entre as principais características do IQR e do IQA

	IQA (Faria, 2002)	**IQR (CETESB, 2023)**
Grupos	(i) características do local (dez variáveis); (ii) infraestrutura implantada (16 variáveis); e (iii) condições operacionais (22 variáveis)	(i) estrutura de apoio (4 variáveis); (ii) frente de trabalho (3 variáveis); (iii) taludes e bermas (4 variáveis); (iv) superfície superior (4 variáveis); (v) estrutura de proteção ambiental (9 variáveis); (vi) outras informações (7 variáveis); e (vii) características da área (4 variáveis
Quantidade de itens	3	7

Quantidade de variáveis	48	33
Pontuação	Condições Inadequadas: IQA ≤ 6,0 Condições Controladas: 6,01<IQA≤8,0 Condições Adequadas: 8,01<IQA≤10,0	Condições Inadequadas (I): IQR≤7,0 Condições Adequadas (A): 7,0<IQR≤10,0

Fonte: Própria, a partir de dados de CETESB (2023) e Faria (2002).

Para o cálculo do IQA (Fórmula 1) cada subitem possui um peso para cada tipo de resposta, no qual cada resposta mais apropriada para cada um deles indica uma determinada nota daquele item específico. Após a obtenção da resposta a cada subitem somam-se os pontos de todos os grupos, dividindo o total pelo somatório dos pesos máximos (Melo, 2017).

$$IQA = \frac{[(S1+S2+S3)\ x\ 10]}{\sum Pmáx\ i} \qquad (1)$$

Em que:

S1: somatório das notas dos critérios referentes ao subtotal das características daquele local.

S2: somatório das notas dos critérios referentes ao subtotal da infraestrutura daquele local.

S3: somatório das notas dos critérios referentes ao subtotal das condições operacionais da área.

$P_{máx:}$ somatório dos pesos máximos de todos os critérios correspondente a 140 pontos.

Conforme explicitado por Faria (2002), para a pontuação do IQA, quando é desnecessária a resposta de um determinado subitem, atribui-se o valor máximo. Para itens sem precisão quando da realização da coleta dos dados (na visita técnica ou inspeção documental da área), se sugere a adoção de uma avaliação mais conservadora, na qual se recomenda o preenchimento do IQA com pontuação zero.

O IQA proposto por Faria (2002) corresponde a um aprimoramento do IQR, no qual a diferença no processo de elaboração do IQR (CETESB, 1998) e do IQA (Faria, 2002) foi a comprovação científica da validade do Índice. Enquanto o IQR buscava valorar cada critério por meio da experiência dos gestores, fiscais e técnicos da CETESB ao longo do tempo, o IQA foi além: aproveitou essas experiências e utilizou o método científico para comprovar a aplicação. Para isso, a metodologia proposta por Faria (2002) para dar peso a cada critério acrescentado e mantido, após a inserção desses novos foi a utilização de ferramentas de análise multicriterial, tais como a Teoria de Análise Valor e a Matriz de Avaliação Funcional. A avaliação da qualidade das ADF por meio da aplicação do IQA avalia o atendimento das áreas quanto aos aspectos legais e normativos (Melo, 2017).

O IQA permite diagnosticar a situação da Área de Disposição Final (ADF) dos resíduos sólidos urbanos nos municípios, de forma a auxiliar no tratamento da área após a classificação. Além disso, ele afastou parcialmente o empirismo da avaliação de aterros sanitários ao classificar as áreas de destinação final dos resíduos sólidos como: inadequadas ou adequadas, confirme pontuação variável no intervalo entre 0 e 10 pontos (Faria, 2002).

Melo (2017) adaptou e aplicou o IQA para classificar aterros e lixões existentes no estado de Goiás, sob três condições possíveis: (i) aqueles notadamente considerados como lixão a céu aberto; (ii) aqueles que já possuíram processos de licenciamento aprovados como aterros sanitários ou controlados, mas que perderam a condição adequada ou controlada e (iii) aquelas ADF em condição inadequada, porém com melhores infraestruturas físicas e melhor estado de conservação.

A adaptação proposta por Melo (2017) considerou duas tabelas para aplicação do IQA, tendo em vista a Resolução SEMAm nº 5/2014, que flexibiliza procedimentos de licenciamento ambiental para municípios com população inferior a 100 mil habitantes. Sendo assim, uma tabela de IQA foi adaptada de Faria (2002) – população inferior e 100 mil habitantes - e outra – população acima de 100 mil habitantes – não sofreu alteração. Os parâmetros adaptados por Melo (2017) foram os de proximidade de corpos d'água (longe > 300m) e profundidade do lençol freático (≥5,0m; 1,5≤Δ≤5,0; e <1,5m) para municípios com população inferior a 100 mil habitantes. O Plano Estadual de Resíduos Sólidos da Bahia (PERS/BA) utilizou a mesma adaptação proposta por Melo (2017).

Destaque-se, entretanto, que o 6,01<IQA≤8,0 apresenta o enquadramento das instalações em condições controladas, o que não é mais aceito no Brasil, desde a instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei Federal nº 12.305/2010 e do cancelamento da ABNT NBR 8.849:1985 em 15/06/2015. Com isso, para Melo (2017) essa inconsistência no IQA foi sanada com a consideração dessa faixa de valor (6,01<IQA≤8,0) da condição "controlada" como condição ambientalmente inadequada de disposição final de RSU. Isso também foi aplicado ao PERS/BA.

OBJETIVOS

Este artigo possui como objetivo avaliar a aplicação do IQA a lixões, analisando estatisticamente os dados disponibilizados para o estado da Bahia, por meio do aprofundamento da discussão sobre adequação do IQA para classificar lixões.

METODOLOGIA

Os Índices de Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos (IQA) utilizados neste trabalho foram de dados secundários, obtidos do Plano Estadual de Resíduos Sólidos da Bahia (PERS/BA) (Bahia, 2024b), publicado em outubro de 2024 pela Secretaria de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (SEDUR). O PERS/BA contém dados das unidades de disposição final de RSU, identificadas, classificadas e mapeadas, degradadas ou em estado de degradação, pela deposição de RSU, no estado da Bahia em 2024.

A Bahia possuía, em 2024, pelo menos, 417 (quatrocentas e dezessete) áreas degradadas pela deposição de RSU. Para efeitos deste trabalho foram selecionados os vazadouros a céu aberto ("lixões") em operação e desativados, tendo em vista o maior potencial de degradação ambiental. Sendo assim, a quantidade de lixões foi de 375 (trezentas e setenta e cinco unidades). Entretanto, o PERS/BA não apresentou o IQA para todas elas, mas para 366 (97,6%) lixões, que foi a quantidade utilizada neste trabalho para fins de análise estatística.

Os lixões (em operação e desativados) estão distribuídos por todo o território do estado, na qual a espacialização utilizada (regionalização) neste trabalho foi o das Microrregiões de Saneamento Básico (MSB), criadas pela Lei Complementar (Bahia) nº 48/2019, alterada pela Lei Complementar nº 51/2022 em atendimento à Lei Nacional de Saneamento Básico (Lei Federal nº 11.445/2007). No total, existem 19 (dezenove) MSB acrescidas da Região Metropolitana de Salvador (RMS).

As análises dos dados foram realizadas por meio do programa (*software*) Excel da Microsoft Office 365, no qual foram calculadas as estatísticas básicas para a análise exploratória, tais como média, desvio padrão, momentos centrais de terceira e quarta ordens (coeficientes de assimetria e curtose), amplitude e coeficientes de correlação. Também se construíram gráficos, *boxplots* e histograma para auxiliar na análise.

Na análise dos dados optou-se pela não exclusão dos *outliers*, considerando-se que todos os dados foram obtidos diretamente em campo e que a exclusão de qualquer/quaisquer dele(s) implicaria erro conceitual.

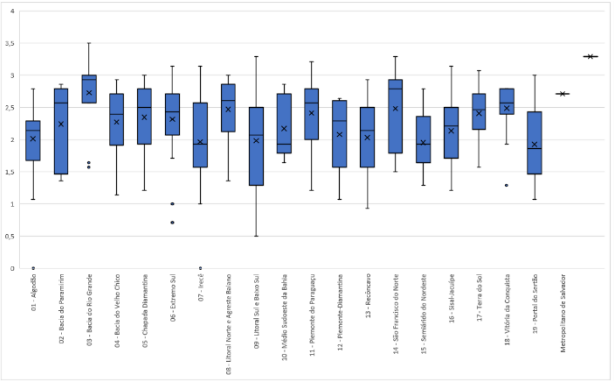
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Por meio da análise dos IQA disponíveis dos 366 (trezentos e sessenta e seis) lixões distribuídos nas 19 MSB e na RMS revela que o valor da média do IQA foi igual a 2,23; a mediana 2,29 e a moda foi 2,79, representando o valor mais frequente de IQA entre os lixões. O desvio padrão foi de 0,57, indicando uma reduzida dispersão dos valores de IQA em torno da média geral, demonstrando a pouca variabilidade na qualidade dos lixões.

Considerando os dados do 3º quartil identifica-se que 75% dos lixões apresentam valores de IQA abaixo de 2,71. A variância, que corresponde a uma medida de dispersão que quantifica a distância média entre cada valor em um conjunto de dados e a média desse conjunto, para os dados gerais (todo o estado) é de 0,32, um valor relativamente baixo, o que significa que os dados estão mais próximos da média. A curtose geral é de -0,52, o que indica uma distribuição com caudas mais leves que uma distribuição normal.

O Primeiro Coeficiente de Assimetria de Pearson (A_1), o Segundo Coeficiente de Assimetria de Pearson (A_2) e o Coeficiente Quartílico de Assimetria (A_s) negativos (- 0,98; - 0,30 e – 0,09) indicam que a assimetria na curva de distribuição normal é à esquerda.

Figura 23 – *Boxplot*: Índice da Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos (IQA) de Lixões no Estado da Bahia



Fonte: Própria, a partir de dados de Bahia (2024b).

A análise do *boxplot* (Figura 23) demonstra a distribuição do IQA individualmente nas 19 MSB e na RMS, identificando todas as regiões do estado da Bahia. Registre-se o fato de que a Região Metropolitana de Salvador, por possuir apenas um dado de IQA (um lixão identificado) apresenta um comportamento distinto das demais regiões do estado.

A RMS se diferencia do restante do estado da Bahia principalmente devido à alta concentração populacional, intensa atividade econômica e infraestrutura mais desenvolvida. Ela é composta por Salvador, a capital do Estado, e mais 12 (doze) municípios e concentra a maior parte da indústria do estado, em especial no setor petroquímico e automotivo, além de um setor de serviços mais diversificado e consolidado (IPEA, 2016).

Todas as MSB e a RMS, por meio dos IQA analisados (Figura 23), demonstram que os lixões possuem valores concentrados abaixo de 8,0 (IQA<8,0), o que significa que estão em condições inadequadas, o que era esperado, de acordo com o conceito de vazadouros a céu aberto. Pode-se perceber a variação da mediana e da amplitude interquartílica (intervalo entre o primeiro e o terceiro quartil) entre as diferentes MSB, demonstrando, em geral, pequena heterogeneidade da qualidade da deposição final de RSU no estado, tendo em vista que todo o estudo se concentrou em lixões.

As Microrregiões de Saneamento Básico com menores valores médios de IQA, como a MSB 09 – Litoral Sul e Baixo Sul ($IQA_{médio}$ = 2,00), a MSB 07 – Irecê ($IQA_{médio}$ = 2,01) e a MSB 10 – Médio Sudoeste da Bahia ($IQA_{médio}$ = 2,04), indicam que essas regiões estão mais fragilizadas na implementação da PNRS no que tange à disposição final dos resíduos sólidos, nas quais a maioria das unidades apresentam baixos índices de qualidade. A presença de *outliers* (correspondente aos pontos fora dos limites dos bigodes do *boxplot*) em algumas MSB, tais como a MSB 03 – Bacia do Rio Grande, na MSB 06 – Extremo Sul e na MSB 18 – Vitória da Conquista sugerem a existência de casos isolados de IQA ainda mais críticos, conforme pode ser observado na Figura 23.

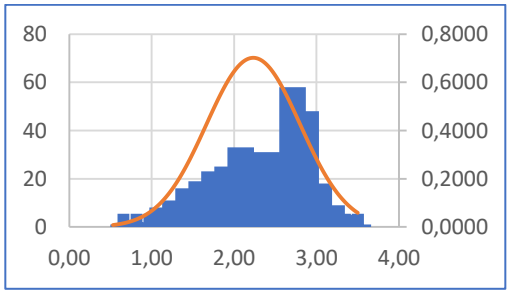
Por outro lado, a MSB 03 – Bacia do Rio Grande e a MSB 18 – Vitória da Conquista apresentam $IQA_{médio}$ de 2,75 e 2,56, respectivamente, levemente mais elevados que nas demais MSB, apesar de ainda estarem na faixa de inadequação (IQA<8,00), indicando a existência de lixões com condições operacionais ou estruturais ligeiramente menos precárias – nem por isso superiores – em comparação às demais regiões. Ressalte-se, entretanto, que essas regiões também necessitam de intervenções urgentes para a recuperação ambiental das áreas degradadas e adequação à legislação vigente.

A MSB 09 – Litoral Sul e Baixo Sul (composta por 41 municípios) foi a que mais apresentou lixões (possui 39 lixões, o que representa 10,7% do universo), seguida da MSB 16 – Sisal-Jacuípe (composta por 33 municípios, com 31 lixões, 8,5%), da MSB 05 – Chapada Diamantina (composta por 24 municípios, com 27 lixões, 7,4%) e MSB 04 – Bacia do Velho Chico (composta por 25 municípios, com 26 lixões, 7,1%). Juntas, essas quatro MSB possuem 123 municípios (29,5% do total dos municípios do estado) e 123 lixões (33,6% do universo).

A Região Metropolitana de Salvador, por possuir apenas um registro de IQA (3,29), destaca-se das demais e impede a realização de uma análise estatística de medidas de dispersão e assimetria para a região, embora o índice ainda seja classificado como inadequado (IQA<8,00) (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

Por meio na análise da curva de distribuição normal e histograma dos IQA dos lixões na Bahia (Figura 24) pode-se inferir que a maior concentração dos IQA está localizada entre 2,00 e 3,00, com picos perceptíveis nas proximidades de 2,25 e entre 2,75 e 3,00. A curva de distribuição normal, representada pela linha contínua (laranja), indica que a distribuição dos IQA dos lixões tende a ser aproximadamente normal, com uma leve assimetria à esquerda prevista, conforme valores negativos do coeficientes de assimetria apresentados na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**: A_1 = - 0,98; A_2 = -,30 e A_s = -0,09. Ou seja, a maior parte dos dados está concentrada em valores mais altos dentro da faixa observada, apesar da pontuação do IQA ainda ser muito baixa (bem inferior a 8,00).

Figura 24 - Curva de distribuição normal e histograma - IQA de Lixões na Bahia



Fonte: Própria, a partir de dados de Bahia (2024b).

CONCLUSÕES

Apesar de esperado que o IQA apresentasse valores inferiores a 8,00, dada a inadequação das condições operacionais, ambientais e de infraestrutura dos lixões a utilização do índice pode favorecer o direcionamento de políticas públicas ou investimentos mais urgentes em determinadas ADF ou regiões.

Quando a Área de Disposição Final se enquadra (características físicas, ambientais e operacionais) como lixão percebeu-se que ela não atende a diversos requisitos para ser um aterro sanitário. Esperava-se que o valor do IQA médio ($IQA_{médio}$ = 2,23) possuísse um desvio-padrão pequeno como, de fato, ocorreu (s = 0,57). Dessa forma, esperava-se que a média representasse muito bem a nota dos lixões. A uniformidade observada para os valores de IQA deve-se ao fato de que os critérios definidos, quando aplicados a áreas degradadas (como o caso dos lixões) resultam em pontuações uniformes.

Conclui-se que, embora o Plano Estadual de Resíduos Sólidos da Bahia (PERS/BA) tenha utilizado o IQA para tentar caracterizar 366 lixões do estado, por meio da análise estatística e conceitual, percebeu-se que não foi uma metologia adequada, tendo em vista que o Índice foi uma ferramenta criada para ser aplicada em aterros sanitários e não em lixões. Por fim, espera-se que o estudo incentive a criação de um indicador específico para a classificação de lixões, distinto daquele utilizado para aterros sanitários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAHIA. Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado da Bahia (PERS/BA) – Relatório 3.1: Diagnóstico da Gestão dos Resíduos Sólidos. Secretaria de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (SEDUR). 2024a. Disponível em: < https://www.ba.gov.br/sedur/gestao-territorial/residuos-solidos >. Acesso: 15 jun 2025.

BAHIA. Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado da Bahia (PERS/BA) – Relatório 3.5: Áreas Degradadas, Áreas Órfãs e Áreas Potencialmente Adequadas para a Destinação de Resíduos Sólidos ou Rejeitos. Secretaria de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (SEDUR). 2024b. Disponível em: < https://www.ba.gov.br/sedur/gestao-territorial/residuos-solidos >. Acesso: 15 jun 2025.

BNDES. Resíduos sólidos urbanos: parte 1: diagnóstico do setor. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2024. 11 p. (Estudos especiais do BNDES; 30). 2024. Disponível em: < http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/25326 >. Acesso: 19 set 2024.

BRASIL. Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. 2007. Disponível em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm >. Acesso: 18 jun 2025.

BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010. Disponível em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm >. Acesso: 18 jun 2025.

CEMPRE; IPT. Lixo Municipal - Manual de Gerenciamento Integrado. São Paulo: CEMPRE; IPT, 2018. Disponível em: https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/11/6-Lixo_Municipal_2018.pdf. Acesso em: 8 jun. 2025.

CETESB. Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2013 [recurso eletrônico] /. CETESB; coordenação Cristiano Kenji Iwai, Maria Heloisa P. L. Assumpção; redação Maria Heloisa P. L. Assumpção, Cristiano Kenji Iwai; equipe técnica Maria Heloisa P. L. Assumpção... [et al.]. São Paulo: CETESB, 2014. 1 arquivo de texto (118 p.): il. color., PDF. (Série Relatórios / Secretaria do Estado do Meio Ambiente, ISSN 0103-4103). Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/18/2014/12/residuosSolidos2013.pdf. Acesso em: 18 jun. 2025.

CETESB. IQR - Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos 2022. São Paulo, 2022. Disponível em: https://datageo.ambiente.sp.gov.br/geoportal/catalog/search/resource/details.page?uuid=%7B669FA098-FA29-4B48-AB81-5708D3FED900%7D. Acesso em: 7 jun. 2025.

CETESB. Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos no Estado de São Paulo 2023. São Paulo: CETESB, 2024. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2024/05/Inventario-Estadual-de-Residuos-Solidos-Urbanos-no-Estado-de-Sao-Paulo-2023.pdf. Acesso em: 7 jun. 2025.

FARIA, Flávia dos Santos. Índice da qualidade de aterros de resíduos urbanos. 2002. 355 p. Tese (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: < https://www.coc.ufrj.br/pt/dissertacoes-de-mestrado/102-msc-pt-2002/1812-flavia-dos-santos-faria?tmpl=component&print=1> Acesso: 18 jun 2025.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Entidade Metropolitana da Região Metropolitana de Salvador. [2016]. Disponível em: www.ipea.gov.br/redeipea/images/pdfs/governanca_metropolitana/160406_entidade_metropolitana_da_regiao_metropolitana_de_salvador.pdf. Acesso em: 18 jun. 2025.

MELO, Diógenes Aires de. Proposta de processo decisório para reabilitação das áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana de Goiânia. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Goiás. Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária. Goiânia. 2017.

MELO, Diógenes Aires de. Aterros de resíduos: o uso de ferramentas de avaliação como apoio decisório para a reabilitação ambiental: teoria e prática. 1 ed. Curitiba: Apris, 2020.

VILHENA, André. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 4ª ed. São Paulo: CEMPRE, 2018. 316 p. ISBN 978-85-87345-02-8. Disponível em: < https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/11/6-Lixo_Municipal_2018.pdf >. Acesso em: 18 jun. 2025.

ID 168. UPCYCLING DE BATERÍAS DE ION-LITIO: APROVECHAMIENTO DE ALUMINIO, GRAFITO, LITIO Y COBALTO PARA NUEVOS PRODUCTOS

Moreno Katherine[1], Aragón-Tobar Carlos[1], Guevara Alicia[1], Sánchez Fernando[1], Galarza María Alejandra[1]

[1]Departamento de Metalurgia Extractiva, Escuela Politécnica Nacional, Ladrón de Guevara E11-253, P.O. Box 17-01-2759, Quito 170525, Ecuador
katherine.moreno@epn.edu.ec; carlos.aragont@epn.edu.ec; alicia.guevara@epn.edu.ec; fernando.sanchez01@epn.edu.ec; maria.galarza@epn.edu.ec

RESUMEN

El creciente consumo de baterías de ion-litio (LIBs), especialmente en dispositivos electrónicos y vehículos eléctricos, plantea preocupaciones ambientales y económicas críticas en cuanto a su disposición final. El reciclaje y upcycling de estas baterías no solo previenen la contaminación ambiental, sino que también permiten la recuperación de recursos valiosos y limitados como el litio, cobalto, grafito, aluminio y cobre. Un enfoque sostenible para la gestión del fin de vida útil de las LIBs es esencial para apoyar la economía circular y reducir la dependencia de materiales vírgenes.

En este estudio, las baterías LIB al final de su vida útil fueron cuidadosamente desmanteladas para separar y recuperar sus componentes clave. Las carcasas metálicas y los colectores de corriente fueron procesados para obtener aluminio y cobre. Los materiales del ánodo y cátodo fueron tratados para extraer grafito y el material activo que contiene litio y cobalto. Este desensamblaje paso a paso garantiza una recuperación selectiva, minimizando la pérdida de materiales y la contaminación cruzada.

Los metales recuperados fueron revalorizados en objetos decorativos mediante técnicas tradicionales de fundición, agregando valor funcional y estético. El grafito extraído fue reutilizado para la fabricación de minas de lápiz, ofreciendo un uso práctico para este material conductor. Adicionalmente, el material activo que contiene litio y cobalto fue sometido a una lixiviación basada en ácidos carboxílicos, representando una alternativa ambientalmente amigable frente a los métodos convencionales.

En conjunto, este trabajo demuestra la viabilidad de un proceso integral de valorización de todos los componentes principales de las baterías de ion-litio. Al evitar la disposición final de recursos críticos y transformar los residuos en productos útiles, esta estrategia de upcycling contribuye significativamente a la gestión sostenible de recursos y al avance de los objetivos de la economía circular.

PALABRAS CLAVE: baterías, litio, upcycling, recuperación

ABSTRACT

The increasing consumption of lithium-ion batteries (LIBs), especially in electronics and electric vehicles, raises critical environmental and economic concerns regarding their disposal. Recycling and upcycling these batteries not only prevent environmental contamination but also enable the recovery of valuable and limited resources such as lithium, cobalt, graphite, aluminum, and copper. A sustainable approach to LIB end-of-life management is essential to support the circular economy and reduce reliance on virgin materials.

In this study, end-of-life LIBs were carefully dismantled to separate and recover key components. The metallic casings and current collectors were processed to obtain aluminum and copper. The anode and cathode materials were treated to extract graphite and the active material containing lithium and cobalt. This step-by-step disassembly ensures selective recovery while minimizing material loss and contamination.

The recovered metals were upcycled into decorative objects through traditional melting and casting techniques, adding artistic and functional value. The extracted graphite was repurposed for the fabrication of pencil leads, offering a practical use for this conductive material. Additionally, the lithium and cobalt-bearing active material was leached using a carboxylic acid-based process, representing an

environmentally friendly alternative to conventional methods.
Overall, this work demonstrates the feasibility of a comprehensive valorization process for all major components of lithium-ion batteries. By avoiding the disposal of critical resources and transforming waste into useful products, this upcycling strategy contributes significantly to sustainable resource management and the advancement of circular economy goals.

KEY WORDS: batteries, lithium, upcycling, recovery

1. INTRODUCCIÓN

El reciclaje de baterías de ion-litio (LIBs) representa uno de los desafíos y oportunidades más significativos en la transición hacia una economía más sostenible. Estas baterías han revolucionado el almacenamiento de energía, convirtiéndose en elementos esenciales en dispositivos electrónicos, vehículos eléctricos y sistemas de energía renovable. Sin embargo, la proliferación de estas tecnologías ha generado una creciente preocupación por su impacto ambiental y la gestión de sus residuos al final de su vida útil.

Según estudios recientes (Zeng et al., 2022; Zhang et al., 2023; Liu et al., 2023), la producción global de baterías de ion-litio continúa en aumento, impulsada principalmente por el auge de los vehículos eléctricos y la creciente demanda de dispositivos portátiles. Aunque este crecimiento favorece la sostenibilidad energética, también plantea serios desafíos, como el agotamiento de recursos naturales clave y la acumulación de residuos peligrosos. Las LIBs contienen metales críticos como el litio y el cobalto, cuya extracción primaria es costosa y ambientalmente intensiva. Además, estos metales están clasificados como recursos estratégicos, lo que refuerza la necesidad de procesos eficientes de recuperación y reciclaje.

De acuerdo con informes de instituciones líderes en sostenibilidad y economía circular, menos del 5% de las baterías de ion-litio al final de su vida útil se reciclan a nivel mundial. Esto contrasta con las baterías de plomo-ácido, que alcanzan tasas de reciclaje superiores al 90%. La falta de reciclaje adecuado de las LIBs representa una pérdida económica significativa y contribuye a la degradación ambiental debido a la liberación de metales pesados y compuestos tóxicos.

Este trabajo presenta un enfoque integral para abordar estos desafíos, destacando el diseño e implementación de un proceso optimizado para el reciclaje de LIBs. El objetivo principal es maximizar la recuperación de metales valiosos como el litio y el cobalto mediante metodologías avanzadas, garantizando al mismo tiempo la sostenibilidad ambiental. Las actividades descritas incluyen la descarga y el desmantelamiento seguro de las baterías, la recuperación selectiva de componentes clave y la caracterización de materiales para su posterior valorización. Además, se evalúan las condiciones operativas óptimas para la implementación de estos procesos en un entorno controlado.

En el campo de la hidrometalurgia, se han realizado varios estudios utilizando diferentes tipos de ácidos inorgánicos para recuperar los metales valiosos (litio, cobalto, manganeso y níquel) presentes en estos residuos, como el ácido sulfúrico (Nan et al., 2006; Shin et al., 2005), el ácido clorhídrico (Wang et al., 2009), el ácido nítrico (Ferreira et al., 2009) y la lixiviación con amoníaco (Senanayake et al., 2010). Nayl et al. (2017) desarrollaron un proceso en el que se recuperaron litio, cobalto, manganeso y níquel de modelos comerciales de baterías de litio mediante dos etapas principales de lixiviación y una etapa de lixiviación ácida, logrando tasas de recuperación de aproximadamente el 90% para cada metal. Por su parte, Peeters et al. (2020) lograron recuperar litio y cobalto utilizando disolventes orgánicos conocidos como disolventes eutécticos profundos.

El desarrollo de métodos hidrometalúrgicos avanzados, como la lixiviación ácida y la precipitación química, ha sido un pilar central de este proyecto. Estas técnicas permiten recuperar hasta el 90% de los metales valiosos presentes en las LIBs, minimizando al mismo tiempo el uso de reactivos tóxicos y promoviendo la reutilización de materiales secundarios. La integración de estos procesos dentro de una estrategia de economía circular no solo aborda los problemas ambientales, sino que también ofrece soluciones económicamente viables para la industria del reciclaje.

Este trabajo detalla los esfuerzos realizados para optimizar el reciclaje de baterías de ion-litio, en consonancia con los principios de sostenibilidad y economía circular. Los resultados representan un avance significativo hacia la gestión responsable de recursos críticos, contribuyendo al desarrollo de un modelo energético más limpio y sostenible.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Desarrollar un proceso de upcycling de residuos derivados de baterías de ion-litio al final de su vida útil, con el fin de transformarlos en nuevos productos funcionales elaborados a partir de materiales 100 % reciclados, dentro de un enfoque de sostenibilidad y economía circular.

2.2. Objetivos específicos

Recuperar y acondicionar materiales claves presentes en las baterías de ion-litio, como aluminio, cobre, grafito, litio y cobalto, mediante procesos de desmantelamiento y separación selectiva.

Revalorizar el aluminio recuperado mediante fundición y moldeo para la fabricación de productos metálicos utilitarios, como llaveros u objetos promocionales.

Transformar el grafito del ánodo en minas de lápiz a través de mezclas con arcillas y procesos de sinterización controlada.

Fundir y reutilizar el cobre recuperado en nuevas piezas funcionales mediante moldeo con moldes diseñados digitalmente.

Aplicar un proceso hidrometalúrgico con ácidos orgánicos para recuperar litio y cobalto en forma de oxalatos, con potencial para su futura reintroducción en ciclos productivos.

Promover un modelo replicable de gestión de residuos tecnológicos, demostrando el potencial del upcycling como alternativa innovadora para la creación de productos reciclados con valor agregado.

3. METODOLOGÍA

Para el aprovechamiento de las baterías de ion-litio, se empleó la siguiente metodología:

En primer lugar, se realizó la descarga segura de las baterías para evitar riesgos eléctricos durante el proceso. A continuación, se procedió al desmantelamiento manual de las celdas, seguido de la clasificación de los distintos componentes presentes. Entre los materiales a recuperados se encuentran el aluminio, el cobre, el grafito, el litio y el

cobalto, los cuales fueron separados para su tratamiento y valorización.

3.1. Descarga de baterías

Las baterías de ion-litio fueron sometidas a un proceso de descarga controlada durante un período de 24 horas. Esta etapa fue fundamental para garantizar condiciones seguras durante el desmantelamiento, minimizando el riesgo de cortocircuitos, incendios o exposición a materiales reactivos.

3.2. Desmantelamiento y clasificación de componentes

Una vez completada la descarga, se procedió al desmantelamiento manual de las baterías. Durante este proceso, se extrajeron y clasificaron los distintos materiales presentes, tales como:

- Láminas de aluminio (carcasa y colectores de corriente),
- Láminas de cobre,
- Grafito (material del ánodo),
- Compuestos de litio y cobalto presentes en el cátodo.

Cada componente fue almacenado por separado para su posterior tratamiento y aprovechamiento específico.

3.3. Upcycling del aluminio

3.3.1. Fundición del aluminio

Las láminas de aluminio recuperadas fueron seleccionadas para su revalorización mediante fundición. Estas se introdujeron en un horno previamente precalentado a una temperatura de 815 °C. El proceso de fusión se mantuvo durante 1 hora y 30 minutos, hasta lograr la completa licuefacción del material.

Posteriormente, se realizó el proceso de escorificación, con el fin de remover impurezas y preparar el aluminio fundido para la colada.

3.3.2. Preparación del molde

En paralelo al proceso de fundición, se elaboraron los modelos para moldeo en arena. El diseño de los modelos se desarrolló utilizando el software Autodesk Inventor, y luego se imprimió en 3D para ser utilizados en la conformación de las cavidades en las cajas de arena.

Cada caja de moldeo fue diseñada para contener hasta 10 cavidades correspondientes al modelo de producto final (por ejemplo, llaveros). Una vez lista la caja, se vertió el aluminio fundido cuidadosamente en cada molde.

3.3.3. Enfriamiento y acabado

Tras la colada, los moldes fueron dejados en reposo hasta alcanzar la temperatura ambiente, permitiendo el enfriamiento y solidificación del aluminio. Finalmente, se procedió a desmoldear y aplicar los acabados finales a las piezas fundidas, como el lijado, desbarbado y pulido.

3.4. Upcycling del grafito

El proceso de reutilización del grafito contenido en baterías de ion litio se plantea como una estrategia de economía circular, enfocada en dar un nuevo valor funcional a un residuo considerado peligroso. La metodología desarrollada se centró en la recuperación, acondicionamiento y transformación del grafito en un nuevo producto: minas de lápiz.

En una primera etapa, las celdas de las baterías se desensamblaron manualmente en condiciones seguras, separando físicamente los componentes. El grafito, presente en el ánodo y adherido a láminas de cobre, se extrajo cuidadosamente mediante técnicas mecánicas. Una vez separado, el grafito se dejó secar a temperatura ambiente en un ambiente controlado para eliminar la humedad superficial.

Posteriormente, el material seco fue tamizado utilizando una malla de calibre #400, lo que permitió seleccionar únicamente las partículas finas y homogéneas, óptimas para la elaboración de la mezcla base de las minas. El grafito que pasó por este tamiz constituye el insumo principal del proceso de upcycling.

En la siguiente fase, el grafito tamizado se mezcló con caolín en diferentes proporciones, con el objetivo de evaluar la cohesión, moldeabilidad y resistencia del compuesto. Esta mezcla se moldeó en formas cilíndricas que simulan la geometría de una mina de lápiz comercial. A continuación, los moldes se sometieron a un tratamiento térmico. Este proceso de sinterización permitió que la mezcla adquiera dureza y resistencia estructural, consolidando la mina. Una vez finalizado el tratamiento térmico, las piezas se extrajeron cuidadosamente del horno y se dejaron enfriar a temperatura ambiente. El resultado es una mina sólida, con propiedades físicas adecuadas para su uso en escritura o dibujo, elaborada a partir de materiales reciclados.

3.5. Upcycling del cobre

3.5.1. Limpieza del cobre

Las láminas de cobre se enjuagaron con agua destilada para eliminar impurezas y luego se secaron en estufa a 60 °C durante 2 a 4 horas. Una vez secas, se inspeccionaron y clasificaron según su grosor y estado superficial, seleccionando las más adecuadas para su reutilización en procesos de fundición o fabricación de nuevos productos.

3.5.2. Fundición

El proceso de fundición inició con el precalentamiento de un horno de inducción o crisol eléctrico a una temperatura entre 1100 y 1200 °C. Luego, se cargó las láminas de cobre previamente clasificadas en un crisol de grafito o cerámica resistente. Durante la fusión, se realizó la desgasificación y escorificación, removiendo impurezas superficiales y, si es necesario, se añade bórax o carbonato de sodio para mejorar la limpieza del metal fundido.

3.5.3. Moldeo y enfriamiento

Una vez fundido, el cobre se vertió cuidadosamente en moldes de arena o metálicos pretratados, los cuales pueden diseñarse digitalmente mediante impresión 3D y reproducirse en materiales refractarios como yeso. El enfriamiento se realizó de forma controlada, ya sea al ambiente o por métodos forzados, dependiendo del tipo de pieza que se desea obtener, garantizando así una buena calidad estructural y acabado del producto final.

3.5.4. Acabado

Las piezas de cobre obtenidas se sometieron a un pulido mecánico para eliminar imperfecciones y mejorar su apariencia. Se aplicó tratamientos superficiales como patinado, barnices naturales o recubrimientos decorativos mediante electrodeposición. Finalmente, se realizó una inspección de calidad y se clasificaron los productos

terminados.

3.6. Recuperación de litio y cobalto de las baterías de ion litio

La recuperación de litio y cobalto de baterías de ion-litio pudo llevarse a cabo mediante un proceso hidrometalúrgico más sostenible que empleó únicamente ácidos orgánicos. Luego del desensamblaje y la separación del material activo del cátodo, se realizó la lixiviación utilizando ácido cítrico 2M durante 24 horas, lo que permite disolver eficientemente los metales presentes, especialmente el litio y el cobalto, gracias a su capacidad quelante y bajo impacto ambiental. Una vez en solución, ambos metales se recuperaron mediante la adición de ácido oxálico, que actuó como agente precipitante formando oxalato de litio ($Li_2C_2O_4$) y oxalato de cobalto (CoC_2O_4).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Descarga y desmantelamiento de baterías

Como resultado del proceso de descarga, secado y desmantelamiento de las baterías de ion litio, se logró la recuperación efectiva de los principales componentes internos: láminas de aluminio, láminas de cobre, grafito, y el material activo que contiene litio y cobalto. Esta separación permitió disponer de materias primas secundarias para procesos de valorización diferenciados. La manipulación cuidadosa durante el desensamblado garantizó la integridad de los materiales metálicos y carbonosos, permitiendo su posterior procesamiento sin contaminación cruzada.

4.2. Upcycling de aluminio

El aluminio recuperado fue fundido exitosamente en un horno de inducción, obteniéndose un metal líquido limpio y homogéneo. Este fue vaciado en moldes con forma de llavero diseñados previamente, lo que permitió producir piezas sólidas y funcionales. La calidad de los llaveros obtenidos demuestra que las láminas de aluminio de baterías usadas pueden ser aprovechadas en aplicaciones prácticas mediante procesos de fundición controlados.

4.3. Upcycling de grafito

El grafito separado de las láminas de cobre fue secado, tamizado y mezclado con caolín en proporciones controladas para producir una masa moldeable apta para la fabricación de minas de lápiz. Las minas formadas fueron sinterizadas en una mufla a 800 °C durante una hora, logrando una estructura sólida y adecuada para escritura.

Una vez enfriadas, las minas fueron integradas en cuerpos elaborados con papel reciclado, recubiertos con una mezcla de borra de café, lo que proporcionó al lápiz una estética ecológica distintiva y sostenible. El producto final es un lápiz completamente reciclado, tanto en su mina como en su recubrimiento. Este resultado evidencia el potencial del grafito recuperado para ser reincorporado en nuevos ciclos productivos con valor agregado.

4.4. Recuperación de litio y cobalto de las baterías de ion litio

La posterior adición de ácido oxálico permitió la precipitación selectiva de ambos metales en forma de oxalato de litio ($Li_2C_2O_4$) y oxalato de cobalto (CoC_2O_4), observándose la formación de sólidos cristalinos de color blanco y rosado, respectivamente. La eficiencia de precipitación fue superior al 85 % para ambos metales, según análisis gravimétrico preliminar. Este resultado confirma la eficacia del sistema ácido cítrico/ácido oxálico como alternativa verde frente a métodos tradicionales que utilizan ácidos minerales agresivos como el H_2SO_4. Además, la utilización exclusiva de ácidos orgánicos facilita un manejo más seguro y ambientalmente amigable, reduce la generación de residuos peligrosos y permite una recuperación más selectiva y purificada. Este enfoque es especialmente relevante para procesos de reciclaje descentralizados o de pequeña escala, donde la seguridad, simplicidad operativa y bajo impacto ambiental son prioritarios.

5. CONCLUSIONES

Se demostró la viabilidad técnica de aplicar procesos de upcycling a residuos derivados de baterías de ion-litio al final de su vida útil, permitiendo la transformación de dichos residuos en productos funcionales elaborados a partir de materiales 100 % reciclados.

La recuperación de materiales estratégicos como aluminio, cobre, grafito, litio y cobalto fue posible mediante técnicas mecánicas y térmicas de baja complejidad, que garantizaron la separación eficiente de los componentes sin generar contaminación cruzada ni riesgos operativos significativos.

El aluminio extraído de las baterías fue revalorizado mediante fundición y moldeo en arena, logrando la obtención de piezas metálicas sólidas (como llaveros), con acabados adecuados y propiedades mecánicas compatibles con su reutilización directa.

El grafito recuperado del ánodo fue transformado exitosamente en minas de lápiz, mediante su mezcla con caolín, moldeo y sinterización a 800 °C. Este proceso permitió la fabricación de minas funcionales, integradas posteriormente en lápices recubiertos con papel reciclado y borra de café, lo que refuerza el concepto de producto 100 % reciclado.

La recuperación de litio y cobalto se logró mediante un esquema hidrometalúrgico ambientalmente amigable, empleando ácido cítrico 2 M como agente lixiviante y ácido oxálico como precipitante, alcanzando eficiencias de recuperación superiores al 85 % en forma de oxalatos metálicos purificables.

El enfoque integral aplicado se alinea con los principios de sostenibilidad y economía circular, al permitir no solo la gestión responsable de residuos tecnológicos, sino también la generación de productos con valor agregado y potencial de replicabilidad en emprendimientos de base tecnológica o comunitaria.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ferreira, D. A., Prados, L. M. Z., Majuste, D., & Mansur, M. B. (2009). Hydrometallurgical separation of aluminium, cobalt, copper and lithium from spent Li-ion batteries. Journal of Power Sources, 187(1), 238–246. https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2008.10.077

Liu, C., Lin, J., Cao, H., Zhang, Y., & Sun, Z. (2023). Strategies for sustainable recycling of spent lithium-ion batteries. Nature Communications, 14, 1234. https://doi.org/10.1038/s41467-022-34271-1

Nan, J., Han, D., Yang, M., Cui, M., & Hou, X. (2006). Recovery of metal values from a mixture of spent lithium-ion

batteries and nickel-metal hydride batteries. Hydrometallurgy, 84(1), 75–80. https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2006.03.059

Nayl, A. A., Elkhashab, R. A., Badawy, S. M., & El-Khateeb, M. A. (2017). Acid leaching of mixed spent Li-ion batteries. Arabian Journal of Chemistry, 10, S3632–S3639. https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.04.001

Peeters, N., Binnemans, K., & Riaño, S. (2020). Solvometallurgical recovery of cobalt from lithium-ion battery cathode materials using deep-eutectic solvents. Green Chemistry, 22(13), 4210–4221. https://doi.org/10.1039/d0gc00940g

Shin, S. M., Kim, N. H., Sohn, J. S., Yang, D. H., & Kim, Y. H. (2005). Development of a metal recovery process from Li-ion battery wastes. Hydrometallurgy, 79(3–4), 172–181. https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2005.06.004

Senanayake, G., Shin, S., Senaputra, A., et al. (2010). Comparative leaching of spent zinc-manganese-carbon batteries using sulfur dioxide in ammoniacal and sulfuric acid solutions. Hydrometallurgy, 105, 36–41. https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2010.07.004

Wang, R.-C., Lin, Y.-C., & Wu, S. (2009). A novel recovery process of metal values from the cathode active materials of lithium-ion secondary batteries. Hydrometallurgy, 99, 194–201. https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2009.08.005

Zeng, X., Li, J., & Singh, N. (2022). Recycling of spent lithium-ion battery: A review for recovery of valuable metals. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 137, 110485. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110485

Zhang, Y., Sun, J., & Chen, R. (2023). Advances in hydrometallurgical processes for lithium and cobalt recovery from lithium-ion batteries. Journal of Cleaner Production, 385, 135716. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135716

ID 169. Análise da disposição final inadequada de resíduos do setor empresarial: estudo de caso em três lixões clandestinos da região metropolitana do Rio de Janeiro.

Viviane Espírito Santo Rodrigues[1], Luiggia Girardi Bastos Reis de Araujo[1]

1. Observatório Socioambiental da Baixada Fluminense, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, viviane.rodrigues@ifrj.edu.br

ABSTRACT

For 15 years, Brazil has had a regulatory framework prohibiting open garbage dumps, yet 41.5% of waste generated is disposed of improperly. Another problem is the inadequate disposal of waste from businesses, which, even with legislative control and tracking tools in place, is still a reality. To carry out the geographical characterization of three areas of inadequate waste disposal in the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, satellite images were selected and used to obtain spectral indices and land-use classification maps. In the three areas analyzed, the spectral indices showed homogeneous patterns between the polygons of the landfills and their immediate surroundings. The land-use classification maps allowed us to observe the percentage of water bodies, vegetation areas, and urbanization, showing that the disposal sites violate the legal distance from residences and water bodies exposing the Guanabara Bay and its surrounding population to contaminants. The spatial and spectral image resolution revealed contrasting results, which seems to indicate a limitation in the research method. However, land-use classification maps are free and accessible tools for understanding the impacts of irregular waste disposal.

Palavras-chave: Lixões, Crime Ambiental, Resíduos Sólidos, Índices Espectrais, Sensoriamento Remoto.

INTRODUÇÃO

Em 2025, a Lei Federal 12.305, de 02 de agosto de 2010, conhecida como Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), completa 15 anos de publicação, mas sua aplicação ainda não resolveu o problema da disposição final ambientalmente inadequada de resíduos (Besen et al., 2025; Van Elk et al., 2022). Há uma grande quantidade de resíduos sendo encaminhada para lixões e aterros controlados (Besen et al., 2025; IBGE, 2024). 1.529 municípios brasileiros declararam encaminhar seus
rejeitos para lixões e 382 municípios para aterros controlados (Ministério das Cidades). Em 2023, 41,5% dos resíduos coletados no Brasil foram encaminhados para disposição final inadequada (ABREMA, 2024).

Além da disposição inadequada dos RSU, outro problema enfrentado pelo país é a destinação inadequada de resíduos pelo setor empresarial. O Artigo 21 da PNRS determina que pessoas físicas ou jurídicas sujeitas à elaboração de plano de gerenciamento de resíduos sólidos são responsáveis pela sua operacionalização integral e que a contratação de serviços de coleta, transporte, destinação e/ou disposição final não as isenta da responsabilidade caso ocorra gerenciamento inadequado de resíduos e rejeitos (Brasil, 2010). É crime ambiental, previsto no Art. 56 da Lei nº 9.605/1998, abandonar produtos ou substâncias tóxicas, perigosas ou nocivas à saúde humana ou ao meio ambiente, ou transportar ou dar destinação final a resíduos perigosos de forma adversa à lei (Brasil, 1998; Brasil, 2010).

Como meios de controle e fiscalização da destinação irregular de resíduos pelo setor empresarial, existem três instrumentos legais importantes no Brasil: o plano de gerenciamento de resíduos sólidos (PGRS), o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos (INRS) e o Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR) (Santos, 2022). Empreendimentos geradores de resíduos de origem industrial, agrossilvopastoril, de serviços de transporte e saúde, de saneamento, de construção civil, ou grandes geradores estão sujeitos à elaboração de plano de gerenciamento de resíduos sólidos (PGRS), conforme o Art. 20 da PNRS (Brasil, 2010). O PGRS é um instrumento vinculado à licença ambiental desses empreendimentos e possui um conteúdo mínimo a ser cumprido na elaboração, revisado anualmente, que inclui um diagnóstico qualitativo e quantitativo dos resíduos gerados no empreendimento, a definição de práticas adequadas de manejo dos resíduos e de ações preventivas e corretivas a serem executadas em situações de gerenciamento incorreto ou acidentes (Brasil, 2010; Schwingel et al., 2022). Já o INRS é o conjunto de informações sobre a geração, tipologia, armazenamento, transporte e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos gerados no país e declarados no MTR (Brasil, 2020). O INRS, inicialmente voltado para resíduos de origem industrial, passou a ser obrigatório em 2025, para todos os empreendimentos sujeitos à elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Anualmente, os empreendimentos devem declarar informações do ano anterior sobre: as quantidades de matéria-prima e insumos manipulados; os procedimentos de gerenciamento e os locais de destinação e disposição final adotadas (Brasil, 2002; Brasil, 2020). Todas essas informações quantitativas devem ser confrontadas com a capacidade máxima de produção do empreendimento (Brasil, 2002; Brasil, 2020). O MTR é um documento numerado, gerado por meio de formulário do SINIR e sistema estadual equivalente, no qual um empreendimento declara as ações de geração, armazenamento, transporte e do recebimento de resíduos sólidos até a destinação final ambientalmente adequada para cada remessa de resíduo enviado para destinação (Brasil, 2020). O gerador é o responsável exclusivo por emitir esse formulário, no entanto o transportador, e armazenador temporário e o destinador da remessa de resíduo devem atestar a efetivação das ações de transporte do resíduo até a destinação final ambientalmente adequada (Brasil, 2020). Ao preencher anualmente o inventário de resíduos, o empreendimento deve declarar a destinação dos resíduos de forma compatível com a

massa total de resíduos declarada pelos MTR's emitidos no ano anterior (Schwingel et al., 2022).

Outra ferramenta prevista desde 1981, com a Lei Federal nº 6.938/1981, e regulamentada pela Instrução Normativa (IN) do IBAMA nº 13/2021 é o cadastro técnico federal de atividades potencialmente poluidoras (CTF-APP) (Brasil, 1981; Brasil, 2021). O CTF-APP identifica agentes sujeitos a controle ambiental e fiscalização, incluindo geradores, transportadores e destinadores,. Há 22 categorias de atividades sujeitas ao CTF/APP, obrigadas a entregar anualmente o Relatório Anual de Atividades Potencialmente Poluidoras (RAPP) em formulários disponibilizados no site do IBAMA (Brasil, 2021; Santos, 2022).

A Portaria nº 280/2020 inaugurou o preenchimento do Inventário Nacional e MTR Nacional no Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR) para o acesso livre de órgãos ambientais e sociedade a informações sobre quantidade, tipologia e movimentação de resíduos no território nacional (Brasil, 2022). Todavia, em 2025, as informações sobre inventários são incompletas e foram declaradas pela última vez em 2020 (SINIR, 2025). Em contrapartida, em dezembro de 2024, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA) inaugurou o Painel Interativo de Dados do Sistema de Manifesto de Transporte de Resíduos do Rio de Janeiro (MTR-RJ) (INEA, 2025). Junto com o painel, também foi publicado o Boletim anual de Dados do Sistema MTR no estado Rio de Janeiro ano base 2023 (INEA, 2024).

Embora o estado do RJ tenha inaugurado essas ferramentas importantes de transparência na gestão de resíduos pelo setor empresarial, em março de 2025, foi noticiada a operação da Polícia Civil do Rio de Janeiro que investiga o funcionamento de lixões clandestinos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (PCERJ, 2025).

Desde a publicação da PNRS, o território da Baixada Fluminense, sub-região formada por 13 municípios e inserida na região metropolitana do Rio de Janeiro, já se destacava pela baixa cobertura de esgotamento sanitário, muito inferior à média do Brasil e do estado do Rio de Janeiro (Britto; Quintslr, 2020; Smith, 2009). Historicamente relegada à "área de expansão popular" sem planejamento adequado, foi marcada por ocupações precárias e carência de serviços públicos básicos — inclusive a coleta regular de lixo, com o funcionamento do maior lixão da América Latina. Na época da aprovação da PNRS, essa deficiência de saneamento era apontada como um "obstáculo" para implementar o fechamento de lixões e a gestão integrada de resíduos sólidos, escancarando um padrão de desigualdade socioespacial na metrópole, com suas necessidades relegadas a um plano da "inviabilidade" na implementação de soluções (Britto; Quintslr, 2020; Smith, 2009).

OBJETIVOS

Realizar uma caracterização de três áreas de disposição final ambientalmente inadequada e de seu entorno na Região Metropolitana do Rio de Janeiro a partir de ferramentas gratuitas de sensoriamento remoto.

METODOLOGIA

Área de estudo

Na Figura 1, estão destacadas as três áreas com depósitos clandestinos de resíduos sólidos selecionados para o estudo: (A) Caju Zona 1 e (B) Caju Zona 2, no mesmo bairro mas separados pela ocupação urbana dentro do município do Rio de Janeiro, capital metropolitana; (C) Vila Urussaí em Duque de Caxias e (D) Bongaba na municipalidade de Magé.

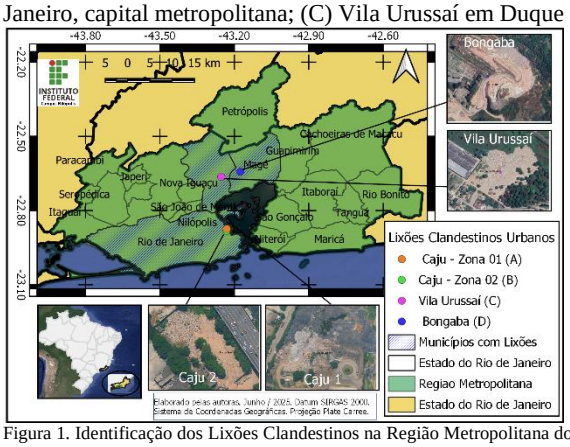


Figura 1. Identificação dos Lixões Clandestinos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro - RJ.

Coleta e Análise de Dados

A seleção de áreas foi baseada nas informações de localização veiculadas em notícias de jornais veiculadas entre os meses de março e abril de 2025. A localização dos lixões foi obtida pela ferramenta Google Earth Pro. Após confirmação da localização, foram obtidas as coordenadas geográficas para obtenção extração e utilização de três imagens do satélite Sentinel-2, adquiridas em 17 de maio de 2025 no site Copernicus, empregando as bandas 03 (verde), 04 (vermelho) e 05 (infravermelho próximo) para a análise.

Os polígonos da área foram obtidos manualmente através de análise visual dos limites das áreas de disposição final inadequada. A partir das imagens, foram obtidos os índices Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo Modificado (MSAVI). O NDVI e o NDWI são indicadores do estresse da vegetação na área de disposição irregular e a presença de chorume no solo. O MSAVI é um bom índice em áreas com alta composição de solo descoberto e que se tornaram lixões, pois pode indicar a recuperação da vegetação após a disposição de resíduos e descontinuidade da atividade (Papale et al., 2023). Outra parte do trabalho envolveu análises que tiveram como base dados da Coleção 9 (2023) do MapBiomas. Os mapas e estatísticas derivados

foram gerados pelas autoras a partir de processamento adicional em ambiente SIG no QGIS. A presença de residências e corpos hídricos foi avaliada em um raio de 500 metros.

A metodologia de análise com ferramentas de sensoriamento remoto foi baseada nos trabalhos de Manzo et al. (2017), Papale et al. (2023), Rowland & Omonefe (2022) e Xiao & Tian (2024).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Informações sobre as áreas de disposição inadequada

A Operação Expurgo II, deflagrada pela a Polícia Civil (PCERJ) e a Polícia Militar do Estado do Rio de Janeiro (PMERJ), em cooperação com o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), órgão ambiental de competência estadual do Rio de Janeiro, foi criada para apuração de três possíveis locais de disposição inadequada de resíduos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, a partir do ano de 2024 (Kaye, 2025).

As duas primeiras áreas avaliadas correspondem a lixões operados na comunidade Parque Alegria, no Bairro Caju, no município do Rio de Janeiro. A área de disposição era administrada pela facção criminosa Terceiro Comando Puro (TCP) e ficou conhecida como “Lixão do Tráfico”. Os narcotraficantes cobravam valores abaixo dos valores praticados por centros de tratamentos de resíduos credenciados pela prefeitura carioca e, antes da operação policial, tinham a intenção de aterrar uma área que triplicaria o tamanho do Parque Alegria. A PCERJ descobriu que dez empresas contrataram os serviços dessa organização criminosa. Entre elas, a Ciclus, que é a empresa responsável pela operação do Centro de Tratamentos de Resíduos (CTR Rio) e cinco Estações de Transferência de Resíduos (ETRs) (Monteiro; Leitão, 2025).

A segunda área de disposição inadequada estava localizada nas próprias imediações do antigo Aterro Controlado de Gramacho, no município de Duque de Caxias, RJ, às margens da Rodovia Rio-Magé, na Vila Urussaí. Em abril de 2025, a PCERJ avaliou a área de despejo em 130 hectares, com o recebimento de entulho, resíduos orgânicos e resíduos de eletroeletrônicos (Kaye, 2025). A operação desse lixão iniciou-se com a ocupação de terrenos devolutos que eram regularizados de forma fraudulenta, com a obtenção de licenças ambientais para obras de terraplenagem, por meio de empresas laranjas (Couto, 2025).

A terceira área de disposição inadequada está localizada no bairro de Bongaba, em Magé, na Baixada Fluminense. Essa área funcionava como área de disposição inadequada desde os anos de 1970, mas foi desativada em 2018 (Rocha, 2024). No entanto, o lixão foi reativado em 2021, depois da própria câmara municipal aprovar um projeto que permite o recebimento de resíduos de outros municípios. Mesmo com notificação do Tribunal de Justiça do Rio, a área continua na ativa, com um montanha de lixo considerável, próxima ao Quilombo Bongaba, destacando um caso de racismo ambiental (Rocha, 2024). Além de mais 250 famílias estarem expostas a contaminantes, o lixão está localizado nas imediações de um rio que deságua na Baía de Guanabara (Dias; Malfacini, 2024).

As informações obtidas em veículos de notícias são uma amostra da possível ineficiência do instrumento manifesto de transporte de resíduos (MTR) no estado do RJ, uma vez que os resíduos foram desviados para locais de disposição inadequada. O MTR é uma ferramenta importante, no entanto o rastreio da destinação de resíduos deve ser realizada em conjunto com outras ferramentas, como o Inventário de Resíduos e o RAPP. A partir de 2025, o inventário passará a ser preenchido de forma obrigatória por qualquer empreendimento gerador de resíduos em composição ou natureza diferente dos gerados em domicílios, não apenas para indústrias. Isso permitirá que o órgão ambiental estadual consiga cruzar dados de quantidades declaradas nos dois formulários e assim detectar inconsistências. Da mesma forma, é necessário que os dados integrados do CTF-APP sejam analisados de forma minuciosa para uma fiscalização eficiente e para a identificação e combate a crimes ambientais.

Índices espectrais para avaliação das áreas

Para as três áreas analisadas, os índices NDVI, NDWI e MSAVI (Figuras 2, 3 e 4, respectivamente) apresentaram padrões homogêneos entre os polígonos dos lixões. Os índices apresentaram variações restritas e valores similares aos do entorno. Não se observou contraste espectral suficientemente marcado para diferenciar ou destacar essas áreas com base nos índices gerados nas resoluções utilizadas.

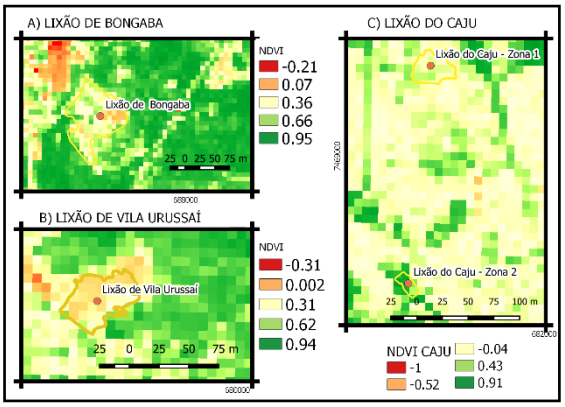


Figura 2: Distribuição Espacial do NDVI nas áreas dos três lixões selecionados. Fonte: Elaboração própria a partir de imagens Sentinel 2 - Bandas 8 e 4 de 17/05/2025.

O NDVI variou em geral de cerca de 0.3 a 0.6 nos polígonos, sem manchas de valores muito baixos ou altos que delimitassem claramente os lixões. O NDWI apresentou valores predominantemente negativos (em torno de -0.6 a -0.3), sugerindo baixa umidade superficial e sem elevações internas que indicassem acúmulo de chorume ou água. Já o MSAVI

mostrou valores médios (~0.3–0.5) com padrão espectral homogêneo dentro e fora dos limites dos lixões, mesmo considerando seu ajuste para áreas com solo exposto. Esses resultados reforçam a ausência de contraste espectral suficiente para diferenciar as áreas de disposição de resíduos do seu entorno imediato.

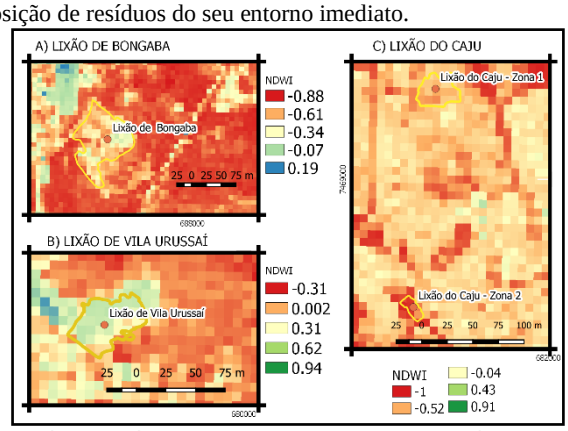


Figura 3: Distribuição Espacial do NDWI nas áreas dos três lixões selecionados. Fonte: Elaboração própria a partir de imagens Sentinel 2 - Bandas 8 e 3 de 17/05/2025.

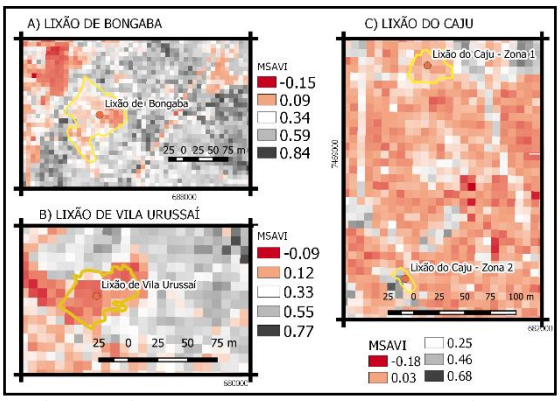


Figura 4: Distribuição Espacial do MSAVI nas áreas dos três lixões selecionados. Fonte: Elaboração própria a partir de imagens Sentinel 2 - Bandas 8 e 4 de 17/05/2025.

O uso do índice para as áreas de estudo não permitiu a identificação clara do fenômeno estudado devido às características do ambiente urbano. A área do Bairro Caju encontra-se densamente construída e a presença de materiais artificiais (asfalto, concreto, telhados) domina a reflectância espectral, resultando em valores baixos ou negativos de NDVI em praticamente toda a matriz urbana. Além disso, os resíduos ou depósitos (como lixões) muitas vezes se encontram camuflados entre construções, terrenos baldios ou áreas com cobertura heterogênea (mistas de vegetação rala e solo exposto). Essa heterogeneidade espacial reduz o contraste espectral necessário para que o NDVI consiga destacar tais áreas. Outra questão é que parte importante dos resíduos despejados neste tipo de lixão clandestino hoje na região metropolitana do Rio de Janeiro estava associada principalmente a empresas que fazem a coleta privada de entulho de obras urbanas e residenciais, de baixa resposta espectral.

Outro fator limitante foi a resolução espacial do Sentinel-2 (10 metros nas bandas utilizadas para o NDVI), que pode não ter conseguido capturar alvos muito pequenos ou fragmentados. Em ambiente urbano, um único pixel frequentemente contém mistura de materiais (vegetação, telhado, solo exposto), gerando um valor médio que mascara as diferenças sutis. Portanto, a camuflagem dos depósitos em meio à complexa paisagem urbana e a resolução espacial disponível impediram a distinção adequada do fenômeno com o uso do NDVI.

O NDWI, amplamente utilizado para detectar água superficial e umidade em áreas terrestres e que funciona bem em contextos de aterros sanitários tradicionais , no caso dos depósitos analisados, cuja a maior parte do material é composta por entulho de construção — principalmente concreto, alvenaria e restos urbanos, mostrou-se limitado para identificar ocorrência de chorume em tal contexto. No processamento das imagens, o índice NDWI não apresentou valores relevantes que indicassem a presença de chorume — o que não configura falha, mas sim uma limitação conhecida do método frente ao tipo de material predominante. Esse “não resultado” é em si um resultado técnico importante: ele evidencia a necessidade de empregar outras abordagens, como sensores térmicos, monitoramento de parâmetros químicos ou índices espectrais diretamente direcionados à umidade em substratos minerais. Dessa forma, os métodos sugeridos pelos trabalhos de Manzo et al. (2017), Papale et al. (2023) e Rowland & Omonefe (2022) são viáveis para áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos, com maior teor de orgânicos.

Classificação de uso e ocupação do solo

A Figura 5 apresenta a distância entre o local de disposição de resíduos, áreas residenciais e corpos hídricos em um raio de 500 metros do centro do depósito clandestino de Vila Urussaí e os principais usos do solo identificados para o local.

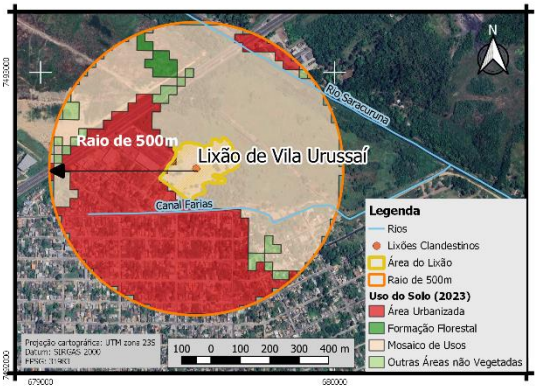


Figura 5 : Distância entre o lixão e os edifícios/estruturas adjacentes e ambientes aquáticos em Vila Urussaí. **Fontes:** Uso e cobertura do solo – MapBiomas Coleção 9 (2023); imagem de fundo – Google Earth. **Elaboração própria** com processamento em QGIS.

A área do lixão está basicamente anexada a uma área urbanizada, onde se encontram diversas edificações residenciais. Também anexa à área do lixão, também se observa um corpo hídrico identificado como Canal do Cunha, que desemboca no Rio Saracuruna. A disposição inadequada nesse local viola as distâncias determinadas em normas técnicas, expondo a população a riscos de contaminação. O próprio Rio Saracuruna que deságua na Baía de Guanabara já estava começando a sofrer assoreamento nesse trecho devido às atividades de terraplanagem realizadas para encobrir a disposição irregular dos resíduos (Couto, 2025). A análise da distribuição percentual das classes de uso e cobertura do solo no entorno do lixão de Vila Urussaí revela que 40,31% compreende área urbanizada e 54,28 compreendem um mosaico de usos (urbano e de vegetação).

A Figura 6 apresenta a distância entre as duas áreas que compõem o Lixão do Caju de, áreas residenciais e corpos hídricos em um raio de 500 metros e os principais usos do solo identificados para o local.

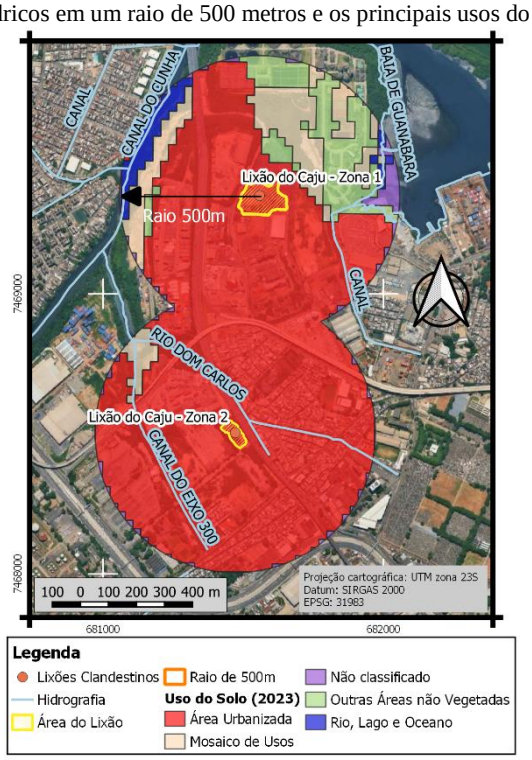


Figura 6. Distância entre o lixão e os edifícios/estruturas adjacentes e ambientes aquáticos no bairro Caju. **Fontes:** Uso e cobertura do solo – MapBiomas Coleção 9 (2023); imagem de fundo – Google Earth. **Elaboração própria** com processamento em QGIS.

A presença de vários canais e da Baía de Guanabara nos arredores do lixão, compondo 2.36% do solo, mostram como a disposição de resíduos nessa área é uma via significante de contaminação desses corpos hídricos. De modo similar ao Lixão de Vila Urussaí, a área de disposição também viola as distâncias determinadas em normas técnicas. Todavia a situação é mais grave, uma vez que a área está em contato direto com a Baía de Guanabara e com um ecossistema de manguezal. Na legislação brasileira, a vegetação de mangue é considerada área de preservação permanente e área protegida pela constituição federal e pelo Código Florestal (Brasil, 1988; 2012). Os danos causados pela disposição desses resíduos já causaram danos à vegetação circundante e à própria baía, gerando um prejuízoambiental da ordem de 5 milhões de reais (Monteiro; Leitão, 2025).

A Figura 7 apresenta a distância entre o Lixão de Bongaba e áreas residenciais, corpos hídricos em um raio de 500 metros e os principais usos do solo identificados para o local. Entre as classes de solo, a área urbanizada é de baixo percentual, principalmente por se tratar de território quilombola. Chama a atenção o significativo percentual de área de

restinga (20,21%) que está submetida aos impactos oriundos da contaminação dessa área.

Essa área expõe mais de 250 famílias quilombolas, área de restinga e corpos hídricos à contaminação desde a década de 1970 (Rocha, 2024). Por ser uma área de disposição final há mais de 50 anos, a área desse lixão é bem maior do que as outras áreas de estudo. O Lixão de Bongaba representa um caso emblemático de crime ambiental e injustiça ambiental da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Mesmo com a proibição de lições pela PNRS e a desativação da área em 2018, o poder público municipal desenvolveu uma manobra política para reativar a área (Dias; Malfacini, 2024). É importante destacar que há conivência dos órgãos reguladores com a manutenção dessa atividade criminosa. Denúncias do INEA e notificações do próprio Tribunal de Justiça ainda não foram suficientes para suspender a atividade, que viola direitos de uma população tradicional quilombola a qual pertence o território (Dias; Malfacini, 2024).

O Buffer gerado para as três áreas evidencia a proximidade extrema entre o local de disposição de resíduos clandestinos e a área urbana, desvelando um sério problema de planejamento e gestão ambiental.

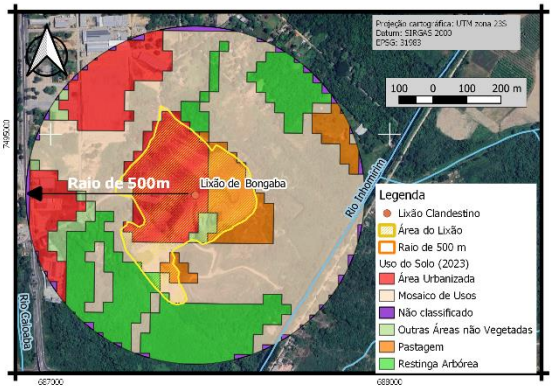


Figura 7. Distância entre o lixão e os edifícios/estruturas adjacentes e ambientes aquáticos no bairro Bongaba. **Fontes:** Uso e cobertura do solo – MapBiomas Coleção 9 (2023); imagem de fundo – Google Earth. **Elaboração própria** com processamento em QGIS.

As normativas vigentes no país determinam que a distância de áreas de disposição final deve ser de 200 metros para corpos hídricos e 500 metros para residências (ABNT, 1992; Cunha; Ritter; Ferreira, 2020). O fato de os lixões estarem praticamente adjacentes aos edifícios e estruturas residenciais agrava os riscos à saúde pública, devido à emissão de odores, proliferação de vetores de doenças como moscas e roedores, além da possibilidade de combustão espontânea e fumaça tóxica, ainda que predominem no caso dos depósitos situados no município do Rio de Janeiro, restos de entulho. As avaliações iniciais realizadas pela Companhia de Limpeza Urbana do município do Rio de Janeiro (COMLURB) apontaram a supressão de vegetação de manguezal e possível contaminação de aquíferos subterrâneos no Caju. Já em Duque de Caxias, técnicos apontaram que os resíduos já estavam soterrando um trecho do rio Saracuruna (Eiras, 2025). O desrespeito à distância mínima regulamentar entre os depósitos de resíduos e as construções circunvizinhas também potencializa conflitos socioambientais, prejudicando a qualidade de vida dos moradores, em áreas habitadas por população mais pobre e até mesmo com maior proporção de pessoas negras, como é o caso do lixão localizado na área do Quilombo Bongaba, violando diretrizes de zoneamento urbano e de saneamento básico (Rocha, 2024).

No caso do depósito Clandestino de Bongaba, em Magé, a presença d'água próximos ao lixão intensifica as preocupações com a contaminação hídrica, já que o chorume gerado pelo acúmulo desordenado de resíduos pode infiltrar-se no solo e alcançar corpos d'água superficiais ou subterrâneos. A contaminação da Baía de Guanabara com chorume oriundo de lixões clandestinos é um problema ambiental conhecido e pesquisado por diversas instituições de ensino e organizações do setor. Recentemente, um trabalho realizou um levantamento que chegam diariamente à Baía de Guanabara 3 milhões de litros de chorume, oriundos da disposição inadequada de resíduos sólidos (Barbosa, 2025). Logo, o problema é conhecido e caracterizado, mas a omissão do poder público tem trazido impactos a biodiversidade da área, a vida dos moradores e de populações tradicionais que vivem de pesca na área há centenas de anos (Costa, 2015).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As áreas de disposição inadequada avaliadas nesse estudo demonstram a necessidade do aperfeiçoamento de ferramentas de controle e rastreio da destinação de resíduos, uma vez que o Manifesto de Transporte de Resíduos não tem sido suficiente para conter os desvios de resíduos para locais inapropriados. Com a obrigatoriedade de preenchimento do inventário a partir de 2025, por diversas categorias de empreendimentos, é possível que o órgão ambiental estadual realize o cruzamento de dados com os manifestos e realize a fiscalização eficiente, utilizando-se de outras ferramentas integradas com o órgão ambiental federal, como o Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras. A reabertura do Lixão de Bongaba como aterro para recebimento de resíduos por meio de lei municipal desde 2021 é um caso emblemático de conivência do poder público com um crime ambiente que acomete a região há décadas e ainda escancara o racismo ambiental a qual mais de 250 famílias quilombolas do local são submetidas. O descaso com a Baía de Guanabara, importante área de biodiversidade e meio de vida de diversas comunidades tradicionais, que já teve lançado um programa de despoluição, inexitoso, há mais de 30 anos, reforça a necessidade de ação e tomada de responsabilidade pelos agentes públicos frente aos dispositivos legais que protegem essa área. Os lixões representam atividades que atuam sem licença e abaixo das distâncias mínimas tecnicamente determinadas de áreas residenciais e corpos hídricos, colocando em risco ecossistemas costeiros importantes, como áreas de restinga e manguezais.

O presente trabalho propôs a caracterização de áreas de lixão por meio de técnicas propostas em variados trabalhos da literatura, que recomendaram o uso de índices de vegetação para caracterização de áreas irregulares de disposição de lixo. No entanto, o uso desses índices no presente trabalho revelou resultados contrastantes, o que parece indicar limitação do método

para áreas de lixões clandestinos, principalmente as de pequeno dimensão e com predominância de entulho de obra. A camuflagem dos depósitos em meio à complexa paisagem urbana e a resolução espacial disponível limitaram a caracterização com o uso dos índices. Índices de solo, técnicas de classificação multibanda/machine learning, ou imagens de maior resolução espacial podem oferecer melhores resultados para esse tipo de análise.

Os mapas de classificação de uso e ocupação do solo disponibilizados pelo Projeto MapBiomas são ferramentas gratuitas, acessíveis e viáveis para a caracterização dessas áreas e dos tipos de violação praticados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992). NBR 13.896: Fixa as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, de forma a proteger adequadamente as coleções hídricas superficiais e subterrâneas próximas, bem como os operadores destas instalações e populações vizinhas. ABNT, Rio de Janeiro, pp. 1-12.

Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. (2024). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024. https://www.abrema.org.br/panorama/ (accessed 02 June 2025).

Barbosa, F. (2025). Baía de Guanabara recebe 3 milhões de litros de chorume por dia. https://agenciabrasil.ebc.com.br/meio-ambiente/noticia/2025-05/tres-milhoes-de-litros-de-chorume-poluem-baia-da-guanabara-por-dia (accessed 02 June 2025).

Besen, G. R., Jacobi, P. R. and Silva, C. L. (2021). 10 anos da Política de Resíduos Sólidos: caminhos e agendas para um futuro sustentável. IEE-USP, OPNRS, São Paulo. pp. 1-238. https://www.livrosabertos.abcd.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/view/614/545/2093 (accessed 02 June 2025).

Besen, G. R., Silva, C. L., Jacobi, P. R., Demajorovic, J. and Sguarezi, S. B. (2025). 14 Anos da Política Nacional de Resíduos Sólidos: instrumentos de implementação inovação e reflexões críticas. IEE-USP, OPNRS, São Paulo. pp. 1-322. https://www.livrosabertos.abcd.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/1605 (accessed 02 June 2025).

Brasil. (1981). Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm (accessed 02 June 2025).

Brasil. (1988). Constituição Federal da República Federativa do Brasil.

Brasil. (1998). Lei Federal n° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

Brasil. (2002). Resolução CONAMA nº 313, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais.

Brasil. (2010). Lei Federal n° 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências.

Brasil. (2012). Lei Federal n° 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. (2020). Portaria nº 280, de 29 de junho de 2020. Regulamenta os arts. 56 e 76 do Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010, e o art. 8º do Decreto nº 10.388, de 5 de junho de 2020, institui o Manifesto de Transporte de Resíduos - MTR nacional, como ferramenta de gestão e documento declaratório de implantação e operacionalização do plano de gerenciamento de resíduos, dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos e complementa a Portaria nº 412, de 25 de junho de 2019.

Brasil. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2021). Instrução Normativa 13, de 23 de agosto de 2021. Regulamenta a obrigação de inscrição no Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras e Utilizadoras de Recursos Ambientais e revoga os atos normativos consolidados, em atendimento ao Decreto nº 10.139, de 28 de novembro de 2019.

Brasil. (2022). Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022. Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

Britto, A. L. N. P. and Quintslr, S. (2020). Sanitation policies and programs in the Metropolis of Rio de Janeiro: an analysis in the perspective of environmental inequalities. Cadernos Metrópole, 22, 435-456.

Costa, M. A. M. (2015). Da lama ao caos: um estuário chamado Baía de Guanabara. Cadernos Metrópole, *17*(33), 15-39.

Couto, C. (2025). Polícia deflagra operação contra exploração de lixões ilegais no RJ. CNN Notícias. https://www.cnnbrasil.com.br/nacional/sudeste/rj/policia-deflagra-operacao-contra-exploracao-de-lixoes-ilegais-em-caxias/?authuser=1 (accessed 02 June 2025).

Cunha, C. E. S. C. P. D., Ritter, E. and Ferreira, J. A. (2020). O uso de indicadores de desempenho na avaliação da qualidade operacional dos aterros sanitários do estado do Rio de Janeiro no triênio 2013-2015. Engenharia Sanitária e Ambiental, 25, 345-360. Dias, P. and Malfacini, R. (2024). Predominante no país, mais de 30% dos municípios ainda usam lixões para destinação final de resíduos, aponta IBGE.https://oglobo.globo.com/brasil/noticia/2024/11/28/predominante-no-pais-mais-de-30percent-dos-municipios-ainda-usam-lixoes-para-destinacao-final-de-residuos-aponta-ibge.ghtml. (accessed 02 June 2025).

Eiras, Y. (2025) Rio e Duque de Caxias (RJ), cidade do antigo aterro de Gramacho, enfrentam volta de lixões clandestinos. https://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/2025/05/rio-e-duque-de-caxias-rj-cidade-do-antigo-aterro-de-gramacho-enfrentam-volta-de-lixoes-clandestinos.shtml?authuser=1. Acesso em: 02 jun. 2025 (accessed 02 June 2025).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2024). Perfil dos Municípios Brasileiros: gestão do saneamento básico: limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo de águas pluviais: 2023. IBGE, Rio de Janeiro, pp. 161. Instituto Estadual do Ambiente. (2024). Boletim anual de Dados do Sistema MTR no estado Rio de Janeiro ano base 2023. INEA/SEAS, Rio de Janeiro, pp. 1-39.

Instituto Estadual do Ambiente. (2025). Painel interativo de dados do sistema MTR-RJ.

Kaye, G. (2025). Rio e Duque de Caxias enfrentam retorno de lixões clandestinos do lado do antigo aterro de Gramacho. https://agendadopoder.com.br/rio-e-duque-de-caxias-enfrentam-retorno-de-lixoes-clandestinos-do-lado-do-antigo-aterro-de-gramacho/ (accessed 02 June 2025).

Manzo, C., Mei, A., Zampetti, E., Bassani, C., Paciucci, L. and Manetti, P. (2017). Top-down approach from satellite to terrestrial rover application for environmental monitoring of landfills. Science of The Total Environment, 584, 1333-1348. MapBiomas. (2023). Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil (versão 2023). https://mapbiomas.org. (accessed 10 June 2025).

Monteiro, J. and Leitão, L. (2025). Operação mira 'lixão do tráfico' no Caju; facção cobrava de empresas para aterrar área desocupada com dejetos.https://g1.globo.com/rj/rio-de-janeiro/noticia/2025/04/09/operacao-expurgo-contra-crime-ambiental-no-caju.ghtml?authuser=1 (accessed 02 June 2025).

Papale, L. G., Guerrisi, G., De Santis, D., Schiavon, G. and Del Frate, F. (2023). Satellite data potentialities in solid waste landfill monitoring: Review and case studies. Sensors, 23(8), 3917.

Polícia Civil do Estado do Rio De Janeiro. (2025). Polícia Civil deflagra nova fase de operação contra lixões ilegais em Duque de Caxias. https://www.policiacivil.rj.gov.br/news/10373 (accessed 02 June 2025).

Progride. (2023). Documento-base e Plano de Ação do Programa Estadual de Gestão de Resíduos Integrada e Desenvolvimento Sustentável. Secretaria do Ambiente e Sustentabilidade – SEAS, Rio de Janeiro.

Rocha, B. M. (2024). A Lei 10.639/03 e o fazer geográfico antirracista uma análise das práticas curriculares no município de Magé-RJ. Master Dissertarion, Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo.

Rowland, E. D. and Omonefe, F. (2022). Environmental monitory and impact assessment of solid waste dumpsite using multispectral imagery in Yenagoa, Bayelsa state, Nigeria. International Journal of Environmental Science and Technology, 19(2),1007-1024.

Santos, M. C. S. (2022). Manifesto de transporte de resíduos sólidos e geração de informações sobre resíduos no Brasil. Bachelor Thesis. Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, Limeira, São Paulo.

Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos. (2025). Inventário de Resíduos de Atividades Potencialmente Poluidoras. https://sinir.gov.br/paineis/inventario/ (accessed 02 June 2025).

Schwingel, A. W., Tomaz, D. A., Dessanti, J. M., Mello, M. M. M., Silva, E. and Meneghatti, M. R. (2022). Uso do plano de gerenciamento de resíduos sólidos (PGRS) nas organizações. RealizAção, 9(18),122–134.

Smith, C. A. (2009). Strategies of confinement: Environmental injustice and police violence in Brazil. Environmental justice in the new millennium: Global perspectives on race, ethnicity, and human rights. Palgrave Macmillan, New York, USA, pp. 93-114.

Van Elk, A. G. H. P., D'Oliveira, P. M. S., Giordano, G. and Andrade, R. C. D. (2022). Potencial poluidor da disposição final de resíduos sólidos nas águas da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara–RJ. Engenharia Sanitaria e Ambiental, 27(1), 195-203, 2022.

Xiao, W. and Tian, W. (2024). Remote sensing identification and hazard assessment methods for spoil sites. Scientific Reports, 14(1), 22121.

ID 170. IMPLICANCIAS EN LA GESTIÓN DEL MULCHING. ALTERNATIVAS PARA UNA PRODUCCIÓN SOSTENIBLE EN PARAGUAY

Aquino Ledesma, Gloria Marlene[1] | Calabroni, Fernando Emilio[2].
[1]Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Villarrica del Espíritu Santo. Villarrica, Paraguay.
[2]Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires. Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

[1]gloria18aquino@gmail.com; [2]fecingqco@gmail.com

Palabras Clave: gestión de residuos plásticos, mulching, estrategias de mitigación, producción sostenible

Abstract
This study addresses the environmental and socioeconomic implications of plastic mulching management in strawberry (frutilla) production in Estanzuela, Paraguay. The widespread adoption of plastic mulching offers significant agronomic benefits, including improved yields and weed control; however, it also presents substantial challenges related to waste management. A considerable proportion of used plastic remains unrecovered or is illegally burned, causing soil pollution and microplastic contamination. The lack of specialized waste infrastructure and clear policies exacerbates these issues, despite the active role of informal recyclers and government commitments to sustainability. This research aims to evaluate the environmental impacts, assess the current plastic waste management practices, and explore sustainable alternatives such as biodegradable mulching films and shared recycling initiatives. It emphasizes the importance of developing integrated strategies encompassing collection, recycling, and policy support to mitigate negative effects while maintaining productivity. The proposal includes incentives for farmers to adopt biodegradable materials and formalize recycling processes, along with technical assistance and market promotion for environmentally friendly products. Implementing these solutions can reduce microplastic residues in soils, improve soil health, and promote circular economy practices within the agricultural sector. The findings underscore the urgent need for coordinated efforts among stakeholders, policy frameworks, and financial mechanisms to transition toward sustainable mulching practices in Paraguay's strawberry industry.

Introducción
El trabajo se llevó a cabo en la compañía Estanzuela del distrito de Areguá, ubicada en el departamento central de la región oriental de la república del Paraguay, zona en donde se concentra la mayor parte de productores de frutilla y donde, hasta hace pocos años, se realizaba la Expo Frutilla.

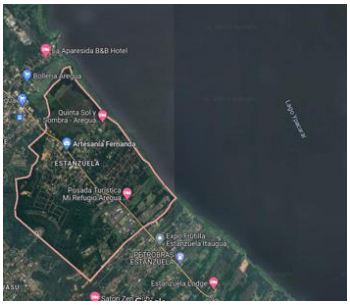


Figura 1: Ubicación de Estanzuela en el mapa.
Fuente: Google maps-https://www.google.com/maps/place/Estanzuela, Aregua, Paraguay.

El mulching plástico es una técnica agrícola ampliamente adoptada a nivel global, y su uso en el cultivo de frutillas se ha extendido debido a sus múltiples beneficios agronómicos. Esta práctica implica la extensión de una película plástica, comúnmente de polietileno negro o blanco, sobre el suelo.
La adopción generalizada de esta técnica por parte de los agricultores se debe a los beneficios tangibles que impactan directamente en su rendimiento y rentabilidad. Por lo tanto, cualquier alternativa propuesta debe replicar estas ventajas o presentar compensaciones lo suficientemente atractivas para garantizar su aceptación por parte de los productores.
La gestión adecuada de los residuos de mulching plástico después de su uso es un desafío significativo. Si no se retiran correctamente, los fragmentos plásticos permanecen en el suelo o son arrastrados y contaminan el cauce hídrico como es el caso de Areguá. Las estimaciones indican que entre el 10% y el 20% de estos materiales se quedan abandonados en el suelo o son incinerados ilegalmente en los propios campos. Esta alta proporción de material no gestionado adecuadamente indica un fallo sistémico en la gestión al final de su vida útil.
Los problemas principales identificados en la etapa del plan diagnóstico, y a raíz de la idea de proyecto y del conocimiento previo sobre la situación de los productores, fueron:

➔ Producción de frutilla no sostenible.
➔ Gestión de los residuos de mulching.
➔ Uso de pesticidas durante la siembra de los frutos.

En este contexto, la gestión sostenible de los residuos agrícolas se posiciona como un pilar fundamental para mitigar el impacto ambiental del sector alimentario. A nivel global, la producción de alimentos contribuye significativamente a las emisiones de gases de efecto invernadero y a la degradación ambiental, incluyendo la deforestación, la pérdida de biodiversidad y el deterioro de los suelos. Una porción considerable de estos residuos es de naturaleza orgánica, lo que representa una valiosa oportunidad para impulsar una bioeconomía baja en carbono y mejorar la fertilidad del suelo. Sin embargo, la problemática se extiende también a los residuos inorgánicos, como el plástico, cuyo manejo inadecuado genera contaminación y riesgos para la salud.

Objetivos

Analizar el manejo actual del plástico mulching en la producción de frutillas en la comunidad de Estanzuela, Paraguay, y proponer alternativas de intervención sostenibles. Para lograrlo, se establecen los siguientes objetivos específicos:

Metodología

Se desarrolló mediante un enfoque metodológico estructurado en varias fases sistemáticas.

En primer lugar, se llevó a cabo la formulación de la idea del proyecto, en la cual se identificó el problema principal: el manejo inadecuado del plástico mulching y su impacto ambiental y social, particularmente en la producción de frutillas. Esta etapa permitió definir los objetivos y delimitar claramente el alcance del estudio, así como establecer los criterios para la selección de herramientas de análisis.

Seguidamente, se realizó la fase de diagnóstico, que incluyó la recopilación, organización y análisis de datos relevantes. Para ello, se participó en la Jornada de Agroecología en Areguá (junio 2023), donde se entrevistaron técnicos de la Gobernación del Departamento Central y del Crédito Agrícola de Habilitación, con el fin de identificar a los productores de frutillas en la zona, definir la muestra del estudio y establecer contactos con los actores involucrados.

Se realizaron visitas de campo para contactar directamente a los productores, determinar las áreas de cultivo y recopilar información tanto cualitativa como cuantitativa mediante encuestas, entrevistas y registros fotográficos. Para ello, se diseñaron instrumentos como cuestionarios y planillas de costos, con el propósito de analizar las prácticas agrícolas y el manejo de residuos generados. La aplicación de estos instrumentos se llevó a cabo en un lapso de una semana, en entrevistas personalizadas, en las cuales se logró recopilar información principalmente de dos productoras mujeres referentes de la organización, una en su finca y otra en su puesto de venta de frutillas y productos derivados, debido a las limitaciones de tiempo de las participantes.

Posteriormente, se elaboró un marco lógico que permitió definir los objetivos del proyecto y establecer indicadores, medios de verificación, actividades y cronogramas, asegurando así una ejecución eficiente y evaluable. Para determinar las prioridades del problema, se aplicaron herramientas de análisis como la red de problemas y la matriz de ponderación. La red de problemas identificó que la producción de frutillas no sostenible, la generación de residuos y la contaminación del agua son los mayores desafíos. La matriz de ponderación confirmó que la producción no sostenible era el problema de mayor prioridad en el contexto del estudio.

Como parte final del proceso, se analizaron documentos científicos, manuales y entrevistas relacionadas con los niveles de organización en las comunidades productoras y el uso del mulching, con el fin de obtener una visión más integral y fundamentada sobre las posibles soluciones y estrategias de mejora.

Resultados y discusión

Respuestas de las encuestas a los productores:

Tabla 1. Respuestas de los productores a la encuesta realizada en junio de 2023.

Preguntas	Respuestas	
Zona en que se produce la frutilla	Cocué Guasú, Areguá	Estanzuela, Areguá
¿Qué variedad de frutilla se siembra?	Dober: 2.000 plantines; Sweet Charlie: 1.000 plantines; Francesa: nueva variedad, algunos plantines para probar.	Dover, Sweet Charlie, algunos plantines de la Francesa (nueva variedad).
¿Cuántos plantines se plantan por tablón?	200 plantines por tablón+-, en total 3.500 plantines.	60 plantines por tablón, en total 5.000 plantines.
¿Cuál es el tiempo de duración de la producción?	3 meses, de julio a septiembre.	Inicia a fines de junio y termina a fines de septiembre.
¿Cuántos kilos de frutilla se produce por temporada?	Año 2022: 1.000 kg de frutilla. Año 2023: 200 kig de frutilla.	Año 2022: 1.000 kg de frutilla. Año 2023: 120 kg de frutilla.
¿Qué tipos de problemas se tienen durante la producción?	El cultivo es atacado por plagas como la antracnosis, el pulgón, la arañita.	Los factores del clima: la sequía, la falta de lluvia, la falta de frío, las enfermedades que atacan al cultivo.

¿Qué tipo y qué cantidad de residuos se generan durante la producción?	Al finalizar la temporada de producción de la frutilla, retiran el mulching y lo almacenan en un lugar de propiedad, no saben dónde tirarlo. El mulching no es reutilizable, porque el sol lo reseca y se curuvica (fragmentos muy pequeños).	Usan el mulching como acolchado de los tablones, al finalizar la producción se retira y lo queman junto con los envases vacíos de insecticidas. En total compran alrededor de 1.000 metros. Ella compró 300 mts.
¿Se puede reutilizar el mulshing en una siguiente temporada de producción?	No	No
¿Se generan residuos peligrosos?	No	Sí
En caso afirmativo ¿Cuáles serían esos residuos peligrosos?	No usa.	Los pesticidas que utilizan.
¿Qué tipos de pesticidas se utilizan?	Utiliza pesticidas orgánicos.	Superil y Matiris son insecticidas para hormigas; fertilizante foliar no orgánico.
¿Cuál es la frecuencia de fumigación?	Cada 15 días.	El fertilizante foliar cada 8 días, los otros cada vez que se necesita.
¿Qué concentración de pesticida se dispersa?	1 cabeza de ajo se licua con 1/4 de ají rojo.	Se utiliza 50 ml en 500 ml de agua.
¿Ha sido necesario ir aumentando con el tiempo?	No	No
¿Se recibe asistencia técnica especializada en cultivo de frutilla?	No	No
En caso negativo ¿Cuál es la razón?	Hay un único técnico del Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG) para más de 600 productores de la zona, no da abasto.	No sabe.
¿Se recibe ayuda de organismos del estado?	Sí	No
¿Cambiaría al modo de producción orgánica?	No	Sí
Si la respuesta es negativa ¿Cuál es la razón?	No reciben ayuda de parte del estado.	Cambiaría al modo de producción orgánica si recibe ayuda.

Las productoras entrevistadas concuerdan que, en el momento de responder las preguntas de la encuesta, la gestión eficiente del mulching no fue posible por ciertos problemas como ser la degradación fotoquímica en un caso y la incineración como estrategia posterior al uso en el otro.

Relevamiento de fotos a los cultivos y residuos:

Figura 2: Fotos de una visita el 15/06/2023.

Figura 3: Residuos desparramados por todo el predio.

Red de Problemas:

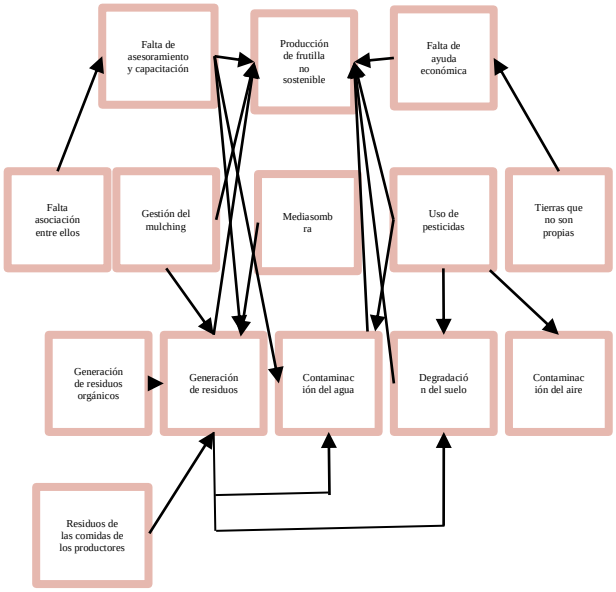


Figura 4: Red de Problemas.

De la red de problemas se desprende que los inconvenientes con mayor relevancia a resolver (según la cantidad de flechas que recibió cada uno), son: Producción de frutilla no sostenible (7 flechas), generación de residuos (5 flechas) y contaminación de agua (3 flechas). El resto de los problemas encontrados tuvo menor número de flechas.

Matriz de Ponderación:

La confección de la matriz se realizó definiendo una escala de valoración de 1 a 5, para obtener el valor de cada problema (siendo 1 el problema menos importante y 5, el más importante) y una escala de ponderación del 1 a 5, donde se define el peso de cada perspectiva, donde el 5 es para la mirada más significativa y 1, para la menos.

El valor ponderado (VP) se determina por la multiplicación del valor asignado a cada problema por el peso dado a las perspectivas. El total es la suma de los VP.

La ponderación permite que se pueda visualizar a qué problemas dar mayor priorización, corroborando cuál es el que tiene mayor magnitud en sus VP Totales. En el caso del proyecto, se puede ver que la producción sostenible es lo de mayor prioridad.

Tabla 2. Matriz de Ponderación de Problemas

Problemas	Pertinencia Misión-Estrategia		Contexto FODA		Priorización Comunidad		Centralidad en RED		Total
	5		3		4		3		
	Valor	VP	Valor	VP	Valor	VP	Valor	VP	

Producción de frutilla no sostenible	5	**25**	4	**12**	5	**20**	5	**15**	**72**
Generación de residuos	5	**25**	4	**16**	5	**20**	3	**9**	**70**
Contaminación de agua	5	**25**	3	**9**	5	**20**	2	**6**	**60**
Uso de pesticidas	5	**25**	2	**6**	5	**20**	1	**3**	**54**
Falta de asesoramiento / capacitación	3	**15**	2	**6**	4	**16**	1	**3**	**40**

Información relevada de la bibliografía consultada:

Tabla 3. Principales Impactos Ambientales del Mulching Plástico

Tipo de Impacto	Manifestación Específica
Contaminación por Microplásticos	Fragmentación y acumulación en el suelo, alteración de la biodiversidad bacteriana, persistencia a largo plazo (100-1000 años)
Contaminación del Agua	Acumulación de plásticos en ríos, lagos y océanos; microplásticos en la cadena alimentaria acuática; filtración de químicos tóxicos
Impacto en la Biodiversidad	Ingestión y enredamiento de animales terrestres y acuáticos, causando daños internos, enfermedades o muerte
Riesgos para la Salud Humana	Exposición a metales pesados y químicos tóxicos a través de alimentos y agua; enfermedades respiratorias, alergias, trastornos neurológicos
Gestión de Residuos Deficiente	Abandono de materiales en el suelo (10-20%), acumulación en vertederos, quema ilegal liberando toxinas

Tabla 4. Análisis Comparativo de Materiales de Mulching

Característica	Mulching Plástico Tradicional (Polietileno)	Mulching Plástico Biodegradable	Mulching Orgánico (ej. paja, astillas)
Beneficios Agrícolas			
Conservación de Agua	Muy alta	Alta	Moderada a Alta (depende del material y grosor)
Control de Malezas	Muy efectivo (barrera física)	Muy efectivo (barrera física)	Moderado (depende del grosor y tipo)
Regulación de Temperatura	Alta (especialmente mulching negro)	Alta	Moderada (puede moderar extremos)
Calidad del Fruto	Mejora (evita contacto con suelo)	Mejora (evita contacto con suelo)	Puede mejorar (evita contacto con suelo)
Precisión/ Precocidad	Permite siembra más temprana	Permite siembra más temprana	Limitado
Impacto Ambiental			
Microplásticos	Generación significativa	Eliminación de microplásticos	No genera
Salud del Suelo	Puede afectar biodiversidad bacteriana	Se integra al ciclo biológico, contribuye a la salud del suelo	Mejora estructura y fertilidad del suelo
Acumulación de Residuos	Alta (10-20% queda en suelo)	Baja (se degrada in situ)	Baja (se integra al suelo)
Costo (Relativo)	Bajo a Moderado (ej. ₲ 352,560.00 por rollo en PY)	Alto (significativamente más caro)	Bajo (si es material disponible localmente)

Degradación/ Disposición	Muy lenta (100-1000 años), requiere retiro y gestión	Se degrada naturalmente en el suelo, no requiere retiro	Se descompone y se incorpora al suelo

Tabla 5. Alternativas de Intervención Propuestas y Consideraciones de Implementación

Alternativa Propuesta	Acciones Específicas	Objetivos	Recursos Requeridos	Beneficios Potenciales	Desafíos	Partes Interesadas Relevantes
Mejora de Recolección y Reciclaje	- Puntos de recolección localizados. - Capacitación a agricultores y recicladores. - Incentivos por retorno de plástico. - Alianzas con recicladoras.	Reducir el abandono de plástico, aumentar el reciclaje de mulching agrícola.	Financiamiento (subsidios, préstamos), infraestructura (puntos de acopio), personal capacitado.	Reducción de contaminación, generación de ingresos para recicladores, economía circular.	Costo de transporte, contaminación del material, falta de valor de mercado inicial.	Agricultores, recicladores informales, MAG, Gobernación Central, empresas de reciclaje (Enerpy Ambiental, etc.)
Adopción de Mulching Biodegradable	- Programas piloto y demostraciones. - Subsidios/préstamos a bajo interés. - Asistencia técnica y capacitación. - Promoción de mercado para productos sostenibles.	Sustituir mulching tradicional por biodegradable, reducir microplásticos en suelo.	Financiamiento (CAH, fondos verdes), expertos agrícolas, materiales biodegradables.	Cero microplásticos en suelo, mejora de la salud del suelo, ahorro de costos de retiro.	Alto costo inicial, disponibilidad limitada, resistencia al cambio.	Agricultores, CAH, MAG, proveedores de mulching biodegradable, consumidores.
Modelos de Gestión Comunitaria	- Iniciativas de compostaje comunitario. - Fortalecimiento de cooperativas agrícolas. - Integración en planes de gobierno local. - Foros de intercambio de conocimientos.	Fomentar la participación local, mejorar la gestión de residuos orgánicos, construir capital social.	Terrenos para compostaje, capacitación en gestión comunitaria, apoyo organizacional.	Mejora de la fertilidad del suelo, reducción de residuos, cohesión social, empoderamiento local.	Necesidad de coordinación, compromiso a largo plazo, gestión de conflictos.	Comunidad de Estanzuela, agricultores, Gobernación Central, MAG, ONGs.
Otras Prácticas Innovadoras	- Demostraciones de hidroponía. - Promoción de biochar y agricultura de conservación.	Diversificar las soluciones, reducir la dependencia del mulching en general.	Financiamiento, investigación y desarrollo, expertos en nuevas tecnologías.	Mayor resiliencia agrícola, menor impacto ambiental general.	Inversión inicial, curva de aprendizaje, adaptación a condiciones locales.	Agricultores, MAG, centros de investigación, CAH.

Conclusiones

La gestión del plástico mulching en la producción de frutillas en la comunidad de Estanzuela, Paraguay, representa un desafío complejo que demanda una intervención urgente y multifacética. La dependencia actual del mulching plástico tradicional, si bien ofrece beneficios agronómicos inmediatos, está generando una acumulación insostenible de microplásticos que compromete la salud del suelo, la biodiversidad, la calidad del agua y, en última instancia, la salud humana. Esta problemática se agrava por la falta de infraestructura especializada y marcos políticos específicos para los residuos plásticos agrícolas, a pesar de la existencia de un sector de reciclaje general y un fuerte compromiso gubernamental con la sostenibilidad agraria.

Las soluciones propuestas en este informe se basan en un enfoque integral que combina la mejora de los sistemas de recolección y reciclaje, la promoción de alternativas innovadoras como el mulching biodegradable y la hidroponía, el fomento de modelos de gestión comunitaria, y la implementación de políticas y mecanismos financieros de apoyo. Es fundamental que las intervenciones aborden la barrera económica del mulching biodegradable, que actualmente es significativamente más costoso, mediante subsidios y asistencia técnica. Asimismo, se debe capitalizar la red de recicladores informales existente, formalizándola e incentivándola para que incluya los plásticos agrícolas.

Al implementar estas estrategias de manera coordinada, Paraguay tiene la oportunidad de liderar en prácticas agrícolas sostenibles. Esto no solo garantizará la viabilidad económica a largo plazo de la producción de frutillas para comunidades como Estanzuela, sino que también protegerá sus recursos naturales y la salud de sus habitantes, sentando las bases para un futuro más próspero y ambientalmente responsable.

Referencias Bibliográficas

Doldán Larrea, L.C.A., González J.D. Influencia de las Organizaciones de Productores en los Resultados Productivos y Económicos en el Cultivo de Frutilla en la Compañía Estanzuela de Itauguá. Revista Investigación Agraria, Vol. 9, N°1, Agosto, 2007.

Vargas Ferreira, S; González Ricart, M; Almada, C; Toledo I. (2018). Características del proceso comunitario de las familias productoras de frutilla y las condiciones de reproducción de su habitus social en un contexto productivo. Revista Científica de la UCSA, Vol.5, N°1, Abril, 2018:05-13 5 10.18004/ucsa/2409-8752/2018.005(01)005-013.

Zenner de polanía, Ingeborg & Peña Baracaldo, Fernando. (2013). Plasticos en la agricultura: beneficio y costo ambiental: una revisión. Revista UDCA Actualidad y Divulgacion Cientifica. 16. 139-150. 10.31910/rudca.v16.n1.2013.868.

https://www.researchgate.net/publication/304496849_Plasticos_en_la_agricultura_beneficio_y_costo_ambiental_una_revision

(i) EPA. (2023). Mejores prácticas para la gestión de residuos sólidos: Una guía para quienes toman decisiones en países en desarrollo. Cómo abordar los desechos plásticos. EPA 530-R-23-011-S. https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-09/swm_plasticwaste-spanish.pdf

(ii) IPTA (2019). Compendio de Resultados de Investigación "Validación y difusión de prácticas agronómicas sustentables para el mejoramiento de la tecnología de producción de frutilla en la zona frutillera de la cuenca del lago Ypacarai". https://www.conacyt.gov.py/sites/default/files/upload_editores/u294/COMPENDIO_FRUTILLA.pdf

(iii) Kirschbaum, Daniel. (2010). Manual de buenas prácticas agrícolas para la producción de frutilla. Buenos Aires. Ediciones INTA.

(iv) Miranda Abaunza, Byron. (2012). Formulación, monitoreo y evaluación de proyectos: Programa de Formación - Acción para Líderes Rurales: Desatando Energías Locales / Byron Miranda Abaunza - San José, C.R.: IICA. 120 p.; 21.5 x 28 cm.

(v) Ortegón, E., Pacheco, J., Prieto, A. (2005). Metodología del Marco Lógico para la Planificación, el Seguimiento y la Evaluación de Proyectos y Programas. CEPAL, Serie de manuales. Naciones Unidas.

(vi) PAHO. (1999). Manual de Monitoreo de la Ejecución de Proyectos. Organización Panamericana de la Salud. Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. www.paho.org.

(vii) Sapag Chain, N. y Sapag Chain, R. (2008). Preparación y Evaluación de Proyectos. Quinta edición. McGraw-Hill Interamericana S.A. Bogotá, Colombia.

(viii) Undurraga, P., y Vargas, S. (eds.) (2013). Manual de frutilla. Boletín INIA N° 262. 112 p. Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA, Centro Regional de Investigación Quilamapu, Chillán, Chile.

Banco de R3siduos Del Litoral Argentino. (2024). Basura Cero - Una utopia realizable - Parte 3 Residuos organicos -Documental Accion climatica. https://www.youtube.com/watch?v=UELyKyYd_lA

Blog ABC Color. (2023). Frutilleros de Areguá celebraron lluvia que reaviva la esperanza de la segunda gran cosecha. https://www.abc.com.py/nacionales/2023/08/18/frutilleros-de aregua-celebraron-lluvia-que-reaviva-la-esperanza-de-la-segunda-gran-cosecha/

INTA Salta. (2022). Uso del mulching en la producción de frutilla -: https://www.youtube.com/watch?v=DbK0XXLT74M.

Riesgos de los plaguicidas para el ambiente. Gobierno de México.https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/26576/riesgos.pdf

ID 171. AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO A PARTIR DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS DOS RESTAURANTES DA UNIVATES (2023-2024), LAJEADO-RS, BRASIL

Joice Mörs[1,2], Camila N. G. Stacke[1,3], Jeferson da S. Couto[1,4], Carolina J. Heinen[1,5], Andriel R. da Rosa[1,6], Sofia Paoli[1,7], Odorico Konrad[1,8]

1- Universidade do Vale do Taquari - Univates; 2- joice.mors@universo.univates.br;
3- cngiovanella@universo.univates.br; 4- jeferson.couto@universo.univates.br; 5- cjheinen@universo.univates.br;
6- andriel.rosa@universo.univates.br; 7- paolisofia.t@gmail.com; 8- okonrad@univates.br.

Abstract: This study aimed to evaluate the biogas production potential from organic waste generated in the university restaurants of the University of Vale do Taquari – Univates, during the years 2023 and 2024. These wastes, primarily composed of food scraps, peels, and pulp, represent an environmental liability when sent to landfills. As a sustainable alternative, anaerobic digestion allows the conversion of these materials into biogas and digestate, contributing to renewable energy generation and environmental impact reduction. The physicochemical characterization of the sample was carried out using standardized procedures, revealing a high content of volatile solids and a low mineral fraction, indicating high biodegradability. Experimental assays conducted in the laboratory, following the VDI 4630 (2006) standard, showed that the Univates Organic Waste (ROU) sample performed well in biogas and methane production, exceeding reference benchmarks. Total waste production in 2024 was lower than in 2023, with significant reductions in May and June due to extreme weather events that disrupted university operations. Data analysis revealed seasonal variations in biogas and methane yields, directly related to the volume and composition of the waste. The results support the feasibility of anaerobic digestion as an energy recovery strategy for university-generated waste and highlight the importance of monthly monitoring of the Biochemical Biogas Potential (BBP) and Biochemical Methane Potential (BMP). This regular analysis is recommended to ensure process stability, efficiency, and operational safety in light of seasonal fluctuations in substrate composition and external factors that may affect its availability.

Palavras chave: Rendimento de Biogás. Resíduos orgânicos. Restaurantes Universitários. Metano.

Introdução

As universidades, além de serem espaços de ensino, pesquisa e extensão, são também centros de consumo, gerando diariamente resíduos sólidos, entre estes, os resíduos orgânicos. Grande parte desses resíduos é proveniente dos restaurantes universitários, em sua maior parte, composto por restos de alimentos, cascas, bagaços, óleos e outros materiais biodegradáveis. De forma geral, esses resíduos acabam sendo destinados a aterros sanitários, onde contribuem para a emissão de gases de efeito estufa, atraem vetores, e reduzem sua vida útil, dessa forma, podem ser considerados um passivo ambiental.

A biodigestão anaeróbia se apresenta como uma alternativa sustentável e eficiente para o tratamento desses resíduos orgânicos. Por meio da decomposição da matéria orgânica em ambiente sem oxigênio, esse processo gera dois subprodutos principais: o biogás, que é uma mistura rica em metano, com alto potencial energético, e o digestato, que pode ser utilizado como biofertilizante. A implementação de biodigestores em ambientes universitários, especialmente voltados para o aproveitamento dos resíduos dos restaurantes, pode representar uma solução eficiente para a gestão de resíduos e consequentemente, ocorrendo a geração de energia, que pode-se transformar em energia térmica, utilizada como substituto do gás de cozinha.

Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o potencial de geração de biogás a partir dos resíduos orgânicos produzidos nos restaurantes universitários da Universidade do Vale do Taquari – Univates, durante os anos de 2023 e 2024.

Metodologia

A amostragem dos Resíduos Orgânicos da Univates (ROU), localizada na cidade de Lajeado, Rio Grande do Sul, Brasil, foi realizada com base em um protocolo de quarteamento, visando garantir a representatividade e a homogeneidade da amostra para avaliação da produção de biogás (Figura 01).

Figura 01. ROU pré-homogeneização

Inicialmente, os resíduos foram homogeneizados manualmente para uniformizar a composição (Figura 02).

Figura 02. ROU pós-homogeneização

Em seguida, aplicou-se o primeiro quarteamento, no qual o volume total de resíduos foi dividido em quatro partes iguais, descartando-se duas partes opostas para reduzir o volume mantendo a representatividade. Posteriormente, o segundo quarteamento (Figura 03) repetiu o procedimento sobre a porção restante, resultando em uma amostra reduzida e concentrada.

Figura 03. Quarteamento

Dessa forma, foi possível separar uma amostra final de aproximadamente 10 kg (Figura 04), que foi triturada para facilitar as análises subsequentes. A amostra triturada (Figura 05) foi submetida à determinação dos sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF), seguindo os procedimentos descritos no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (2012), além da medição do pH, parâmetros fundamentais para a caracterização da matéria orgânica e o potencial de produção de biogás através da biodigestão anaeróbia.

Figura 04. Amostra final ROU

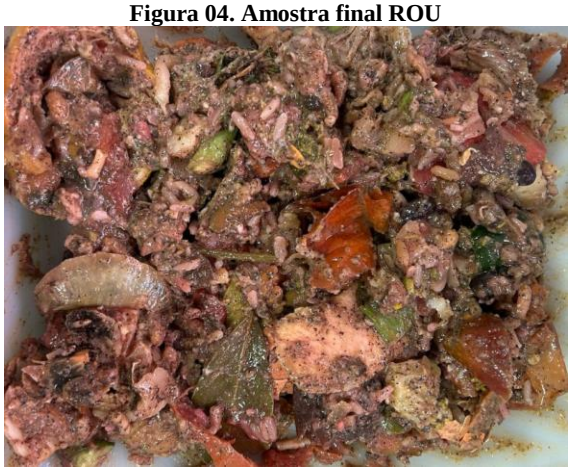


Figura 05. Amostra ROU triturada utilizada nos testes

O monitoramento da geração total de resíduos orgânicos provenientes dos restaurantes da Univates, no período de 2023 a 2024, foi conduzido pelo setor de Gestão Ambiental da instituição. A quantificação dos resíduos coletados foi realizada com frequência bissemanal, mediante registro sistemático das massas coletadas e emissão de certificados de destinação final adequada. Esse controle assegurou a rastreabilidade dos dados utilizados na estimativa do potencial energético dos resíduos, além de garantir conformidade com as diretrizes legais e ambientais vigentes.

A análise do potencial de produção de biogás e metano foi realizada no Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS), instalado no Parque Científico e Tecnológico (Tecnovates) da Univates, em Lajeado-RS, Brasil. O CPETS conta com um sistema automatizado próprio para a medição da produção de biogás, conforme descrito por Konrad *et al.* (2016, 2022), desenvolvido com ênfase em precisão, rastreabilidade e eficiência na aquisição de dados experimentais. Esse sistema integra sensores que monitoram em tempo real variáveis como temperatura e pressão atmosférica, além de registrar automaticamente o volume de biogás gerado durante o processo de digestão anaeróbia.

A proporção entre substrato e inóculo foi definida com base na caracterização físico-química das amostras (ST e SV), em conformidade com a norma alemã VDI 4630 (2006), referência para ensaios de digestão anaeróbia em escala laboratorial. Foram utilizados reatores de 1L de volume, preenchidos com um total de 500 mL, compreendendo o inóculo e as respectivas amostras de substrato, respeitando as proporções calculadas segundo os teores de sólidos totais e voláteis, e mantidos em temperatura constante de 35 Cº.

Os ensaios foram realizados em quintuplicata para três condições experimentais: (i) reatores (5) com apenas inóculo (controle), (ii) reatores (5) com inóculo e celulose microcristalina (CM), como padrão positivo, e (iii) reatores (5) com inóculo e Resíduos Orgânicos da Univates (IN+ROU). O experimento foi encerrado quando a produção diária de biogás foi inferior a 1% do volume total acumulado por três dias consecutivos (VDI 4630, 2006). Após esse critério, calcularam-se o Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) e o Potencial Bioquímico de Metano (PBM), expressos em $mL \cdot gSV^{-1}$, assim como o Rendimento de Biogás e Metano ($m^3 \cdot tonelada^{-1}$).

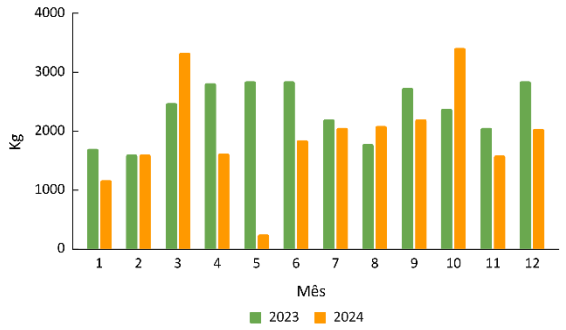
Para estimar o potencial de geração de biogás e metano a partir dos resíduos orgânicos dos restaurantes da Univates em 2023 e 2024, foi utilizado o cálculo baseado no rendimento específico obtido nas análises laboratoriais, multiplicado pela quantidade total de resíduos gerados. Dessa forma, o volume total de biogás e o conteúdo de metano foram determinados, permitindo avaliar a viabilidade energética da biodigestão anaeróbia no contexto universitário.

Resultados e discussão

Com base nos registros sistematizados pelo setor de Gestão Ambiental da Univates, foi possível quantificar a geração mensal de resíduos sólidos orgânicos provenientes dos restaurantes universitários nos anos de 2023 e 2024, apresentados na Figura 06. Em 2023, a geração total anual foi de 28.245 kg, com média mensal de 2.353,75 kg. Já em 2024, observou-se uma redução

para 23.183 kg ao longo do ano, com média mensal de 1.931,92 kg.

Figura 06. Geração de resíduos nos restaurantes universitários da Univates em 2023 e 2024.



A variação na geração mensal reflete o funcionamento acadêmico regular e, particularmente em 2024, os efeitos de eventos climáticos extremos registrados no estado do Rio Grande do Sul, que impactaram diretamente a rotina universitária, como evidenciado nos meses de maio (250 kg) e junho (1.845 kg), cujos valores ficaram significativamente abaixo da média. Em contraste, os meses de maior geração foram março e outubro de 2024, 3.325 kg e 3.410 kg, respectivamente, indicando períodos de maior atividade nos restaurantes.

Na Tabela 01 é possível observar os resultados de ST, SV, SF e pH dos resíduos orgânicos dos restaurantes da Univates.

Tabela 01. Caracterização da amostra

Amostra	pH	ST	SV	SF
ROU	4,95	22,47	95,03	4,97

Os teores de ST e SV são parâmetros fundamentais para caracterização do substrato e estimativa do potencial de produção de biogás. Enquanto os ST representam a fração total de matéria presente na amostra, incluindo componentes orgânicos e inorgânicos, os SV correspondem à porção orgânica biodegradável, efetivamente responsável pela geração de biogás e metano durante a digestão anaeróbia (Hasan *et al.*, 2019; Kunz, Steinmetz, Amaral, 2022). A quantificação dos SV permite a determinação dos rendimentos específicos ($mL \cdot gSV^{-1}$), possibilitando comparações entre diferentes substratos quanto à eficiência do processo (Hasan *et al.*, 2019). No presente estudo, a amostra ROU apresentou 22,47% de ST e um elevado teor de 95,03% de SV, evidenciando uma composição altamente biodegradável, com potencial significativo para conversão em biogás. A baixa fração de sólidos fixos (SF = 4,97%) corrobora essa característica, indicando reduzido conteúdo mineral. Apesar do pH ácido da amostra (4,95), inferior ao intervalo ideal para atividade metanogênica, a alta proporção de SV/ST sugere que, uma vez tamponado pelo inóculo, o substrato pode proporcionar bom desempenho na biodigestão, como confirmado pelos resultados obtidos nos ensaios experimentais.

Os volumes de inóculo e amostra submetidos ao processo de biodigestão anaeróbia, assim como o pH das misturas, estão apresentados na Tabela 02.

Tabela 02. Volume de inóculo e amostra

Amostra	Inóculo (g)	Amostra (g)	pH inicial	pH final
Controle	500.00	-	8.22	8.21
CM	495.19	4.81	8.23	8.03
ROU	479.36	20.64	8.20	8.09

O pH é um parâmetro crítico na digestão anaeróbia, influenciando diretamente a atividade microbiana ao longo do processo. Cada grupo de microrganismos atua em faixas distintas de pH ótimo: enquanto os microrganismos fermentativos apresentam ampla tolerância (pH 4,0-8,5), as arqueas metanogênicas, responsáveis pela produção de metano, são altamente sensíveis, operando de forma ideal entre pH 6,7 e 7,5 e sofrendo inibição significativa abaixo de 6,5 (Kunz, Steinmetz, Amaral, 2022).

Na Tabela 02, observa-se que todas as condições experimentais mantiveram o pH dentro da faixa alcalina, com valores iniciais variando de 8,20 a 8,23 e finais entre 8,03 e 8,21. A leve redução observada nas amostras com substrato, em especial na CM ($\Delta pH = -0{,}20$) e na ROU ($\Delta pH = -0{,}11$), pode ser atribuída à liberação de ácidos voláteis durante a etapa fermentativa da digestão. Esses resultados indicam que o sistema manteve-se estável quanto ao pH, sem necessidade de correção ou tamponamento externo, o que demonstra a adequação das proporções utilizadas de inóculo e substrato para os ensaios, e apesar de estar acima da faixa considerada ideal para as arqueas metanogênicas, os resultados de produção de metano foram satisfatórios.

O ensaio de biodigestão anaeróbia foi conduzido durante 17 dias, sendo encerrado conforme o critério de estabilização estabelecido pela norma alemã VDI 4630 (2006). Dentre as amostras testadas, o reator contendo a amostra ROU apresentou o melhor desempenho, com teor máximo de metano de 74,77%, PBB de 730,12 $mL \cdot gSV^{-1}$ e PBM de 403,71 $mL \cdot gSV^{-1}$. Esses valores correspondem a um rendimento estimado de 156,07 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de biogás e 86,29 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de metano, indicando elevada conversão do substrato em biogás com alto teor energético. Em estudo conduzido por Alves *et al.* (2022), foram observados valores inferiores de PBB e PBM (305,0 e 236,1 $mL \cdot gSV^{-1}$, respectivamente) para a digestão anaeróbia de resíduos alimentares, destacando o bom desempenho da amostra ROU neste estudo. Por outro lado, Li *et al.* (2018) relataram valores superiores de PBB, alcançando até 1.015 $mL \cdot gSV^{-1}$, em substratos com alto teor lipídico (53%), como misturas de resíduos alimentares e óleo vegetal. A diferença pode ser atribuída à menor carga lipídica da amostra ROU, composta predominantemente por restos de frutas e cascas, materiais menos energéticos do que os ricos em lipídios.

A amostra controle (inóculo isolado) apresentou baixo desempenho metanogênico, com teor máximo de metano de 14,83%, como esperado pela ausência de substrato biodegradável. Por sua vez, o controle positivo (CM), atingiu 68,60% de metano e um PBB de 685,45 $mL \cdot gSV^{-1}$, superando o valor de referência mínimo de 600 $mL \cdot gSV^{-1}$ exigido pela VDI 4630 (2006) para validação do teste. Esses resultados atestam a confiabilidade metodológica do ensaio e demonstram o elevado potencial da amostra ROU como substrato para digestão anaeróbia.

Por fim, foi estimada a geração mensal de biogás e metano para os anos de 2023 e 2024, considerando os resíduos gerados mensalmente na Univates, conforme apresentado nas Figuras 07 e 08.

Figura 07. Rendimento de biogás e metano em 2023.

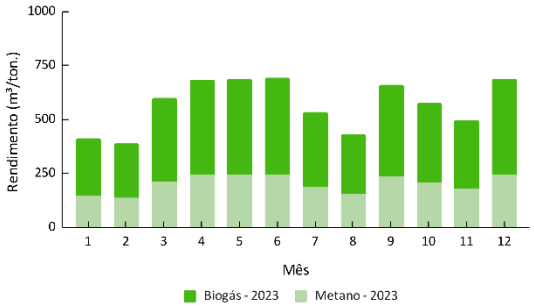
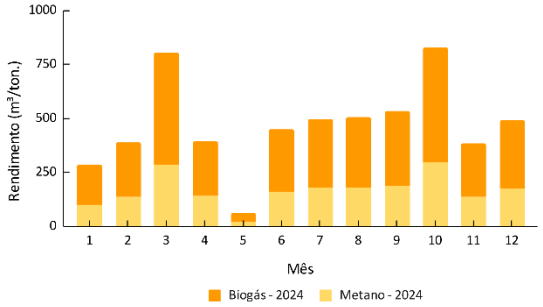


Figura 08. Rendimento de biogás e metano em 2024.



A análise comparativa dos rendimentos mensais de biogás e metano nos anos de 2023 e 2024 revela variações expressivas na eficiência da biodigestão ao longo dos períodos avaliados, diretamente relacionados à quantidade de ROU do período. Em 2023, observou-se maior estabilidade na produção de biogás, com rendimentos mensais oscilando entre aproximadamente 265,32 e 448,80 $m^3 \cdot ton^{-1}$. Os meses de junho (448,80 $m^3 \cdot ton^{-1}$), maio (443,24 $m^3 \cdot ton^{-1}$), dezembro (443,24 $m^3 \cdot ton^{-1}$) e abril (439,34 $m^3 \cdot ton^{-1}$) destacaram-se como os períodos de maior rendimento volumétrico. Paralelamente, a fração metano, de maior interesse energético, também se manteve elevada nestes mesmos meses, com destaque para junho (244,96 $m^3 \cdot ton^{-1}$) e maio (244,10 $m^3 \cdot ton^{-1}$).

Em contraste, os dados de 2024 mostram maior flutuação mensal, com rendimento total variando de 39,02 $m^3 \cdot ton^{-1}$ (maio) a 518,39 $m^3 \cdot ton^{-1}$ (março). O pico acentuado de produção em março, com 518,93 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de biogás e 285,78 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de metano, ocorreu devido ao maior volume de ROU gerado. Por outro lado, a queda abrupta em maio, com apenas 21,49 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de metano e 39,02 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de biogás, está relacionada a enchente que atingiu o Rio Grande do Sul, acarretando no cancelamento de todas as atividades no Câmpus durante este mês. A fração de metano se manteve relevante em outubro (328,73 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de biogás e 243,54 $m^3 \cdot ton^{-1}$ de metano) e dezembro (316,82 $m^3 \cdot ton^{-1}$ e 174,48 $m^3 \cdot ton^{-1}$, respectivamente).

Observa-se que a produção anual de biogás foi de 4.408,20 $m^3 \cdot ton^{-1}$ em 2023, enquanto em 2024 esse valor foi reduzido para 3.618,17 $m^3 \cdot ton^{-1}$, representando uma queda de aproximadamente 18% no volume total gerado. A produção total de metano seguiu a mesma tendência, passando de 2.427,66 $m^3 \cdot ton^{-1}$ em 2023 para 1.992,58 $m^3 \cdot ton^{-1}$ em 2024, o que equivale a uma redução de cerca de 17,9%. Essa diminuição está relacionada à menor geração de resíduos registrada em 2024, especialmente nos meses críticos de maio e junho, impactados por eventos climáticos extremos no estado do Rio Grande do Sul.

Esses resultados reforçam a importância do controle operacional contínuo e da caracterização da matéria-prima para garantir estabilidade e eficiência na produção de biogás e metano, sobretudo frente a eventos externos que possam impactar a disponibilidade de substrato ou as condições ambientais do processo.

Conclusão

Os resultados demonstram que os resíduos orgânicos dos restaurantes universitários da Univates possuem potencial para geração de biogás e metano, com desempenho satisfatório nos ensaios de biodigestão anaeróbia. A composição do substrato favoreceu a estabilidade do processo, porém, considerando as possíveis variações sazonais na composição dos resíduos ao longo do ano, recomenda-se que a análise de rendimento de biogás e metano (PBB e PBM) seja realizada, preferencialmente, de forma mensal, a fim de garantir maior segurança, confiabilidade dos resultados e aprofundamento no entendimento do comportamento do substrato em diferentes condições.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS), ao Projeto Cluster MEMPOA e a Universidade do Vale do Taquari - Univates pelo apoio financeiro e institucional concedido para a realização deste estudo. O suporte desses órgãos de fomento foi fundamental para o desenvolvimento da pesquisa e para o avanço científico na área de energias sustentáveis e gestão ambiental.

Referências Bibliográficas

Alves I. R. F. S., Mahler C. F., Oliveira L. B., Reis M. M., Bassin J. P. (2022). Investigating the effect of crude glycerol from biodiesel industry on the anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in ternary mixtures. *Energy*, **241**, 122818.

Hasan C., Feitosa A. K., Silva M. C. A., Marder M., Konrad O. (2019). Produção de biogás a partir de resíduos agroindustriais: Análise dos teores de sólidos totais, voláteis e fixos em amostras pré e pós digestão anaeróbia. *Revista Brasileira de Energias Renováveis.* **8**(1), 56321.

Konrad O., Hasan C., Marder M., Zulian L., Guerini M. (2022). Comparison of two gas volume measurement systems by evaluating biochemical methane potential. *Environmental Quality Management*, **31**, 201-207.

Konrad O., Bezama A., Prade T., Backes G., Oechsner H. (2016). Enhancing the analytical capacity for biogas development in Brazil: assessment of an original measurement system for low biogas flow rates out of agricultural biomass residues. *Energy Systems*. 36(5).

Kunz A., Steinmetz R., Amaral A. *Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato* (2022). 2th edn, Sbera: Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC.

Li Y., Jin Y., Borrion A., Li J. (2018). Influence of feed/inoculum ratios and waste cooking oil content on the mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Waste Management*, **73**, 156-164.

Standard methods for the examination of water and wastewater (2012). 22th edn, American Public Health Association, Washington DC, USA.

VDI 4630 - Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests (2006). Germany, Verein Deutscher Ingenieure.

ID 173. POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS E METANO A PARTIR DE RSU DO VALE DO TAQUARI/RS, BRASIL

Camila N. G. Stacke[1,2], Joice Mörs[1,3], Luana Trevisan Junqueira[1,4], Munique Marder[1,5], Fernanda Leonhardt[1,6], Sofia Paoli[1,7], Odorico Konrad[1,8]

1- Universidade do Vale do Taquari - Univates; 2- cngiovanella@universo.univates.br; 3- joice.mors@universo.univates.br; 4- luana.junqueira@universo.univates.br; 5- mmarder@universo.univates.br; 6- fernanda.leonhardt@universo.univates.br; 7- paolisofia.t@gmail.com; 8- okonrad@univates.br.

Abstract: The increasing generation of municipal solid waste (MSW) in Brazil demands sustainable solutions that promote waste valorization, especially of the organic fraction. This study estimated the potential for biogas and methane generation from the organic fraction of MSW produced in the 36 municipalities of the Vale do Taquari region, in the state of Rio Grande do Sul. Based on population data and differentiated per capita generation coefficients for urban and rural areas, the quantities of waste generated were calculated, and using technical parameters of anaerobic digestion, the annual volumes of biogas and methane were estimated. The study also estimated the potential volume of biomethane, considering a conversion efficiency of 97%. The results indicate a significant decentralized energy potential, contributing to the region's energy transition through the use of local resources and the mitigation of environmental liabilities.

Palavras chave: Resíduos sólidos urbanos; Digestão anaeróbia; Biogás; Biometano; Economia circular.

Introdução

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem se intensificado no Brasil nas últimas décadas em função do crescimento populacional e do aumento do consumo, desafiando a gestão ambiental e a sustentabilidade dos municípios (NASCIMENTO, et. al, 2015). Estima-se que o país gere aproximadamente 81 milhões de toneladas de RSU por ano, dos quais mais de 50% têm potencial para reaproveitamento, especialmente a fração orgânica (ABREMA, 2024).

A gestão inadequada desses resíduos causa impactos ambientais significativos, como emissão de gases de efeito estufa (GEE), contaminação de solo e dos recursos hídricos. Este cenário exige soluções sustentáveis que não apenas minimizem os impactos ambientais, mas que também promovam a valorização dos resíduos por meio da sua transformação em insumos úteis, como energia e biofertilizantes.

No contexto da economia circular, uma alternativa tecnológica se destaca para o aproveitamento energético da fração orgânica deste resíduo: a digestão anaeróbia, capaz de transformar os resíduos em biogás - uma fonte renovável, composta, principalmente, por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) , sendo esta uma alternativa viável para a transformação desse passivo ambiental.

O biogás apresenta diversas aplicações energéticas, podendo ser convertido em energia térmica, elétrica ou biometano para uso veicular. A produção de biogás a partir de RSU pode contribuir significativamente com a matriz energética brasileira.

A região do Vale do Taquari, situada no estado do Rio Grande do Sul, abrange 36 municípios, destaca-se por seu potencial produtivo e pela organização regional, possui forte atividade agroindustrial e urbana com geração significativa de resíduos orgânicos, motivando assim a análise do potencial energético dos resíduos sólidos urbanos da região.

Objetivo

Este estudo visa estimar o potencial de geração de biogás e metano a partir dos RSU do Vale do Taquari, e calcular o volume de biometano que pode ser produzido, a fim de oferecer uma base técnica robusta para apoiar a formulação de projetos de implantação de usinas de tratamento de resíduos e produção de

bioenergia no Vale do Taquari.
A iniciativa está alinhada com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) 7 (energia limpa e acessível), 11 (cidades e comunidades sustentáveis) e 12 (consumo e produção responsáveis).

Metodologia

Coleta de dados da população regional

A estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) para os 36 municípios do Vale do Taquari foi realizada com base nos dados populacionais do Censo Demográfico IBGE de 2022. Para cada município, foi calculado o percentual de população urbana e rural.

Tabela 1 - Estimativa da população urbana e rural nos municípios do Vale do Taquari (2022)

Município	Pop. Rural 2022	% Pop. Rural 2022	Pop. Urbana 2022	% Pop. Urbana 2022	Total Pop. 2022
Anta Gorda	3.671	61,62%	2.286	38,38%	**5.957**
Arroio do Meio	4.816	21,93%	17.142	78,07%	**21.958**
Arvorezi-nha	3.989	38,65%	6.333	61,35%	**10.322**
Bom R. do Sul	2.476	20,14%	9.818	79,86%	**12.294**
Canudos do Vale	1.279	77,26%	377	22,74%	**1.656**

Fonte: Autor (2025).

Cálculo da geração de resíduos per capita, por município

Esse procedimento permitiu fazer o cálculo da geração *per capita* (kg/hab) de resíduos rurais e urbanos, uma vez que os padrões de geração diferem entre esses contextos.

Com base nas populações estimadas de áreas rural e urbana para cada município do Vale do Taquari, foi calculada a geração diária de resíduos (kg/dia) (Eq. 1). Foram considerados os seguintes parâmetros:

- 0,30 kg/hab/dia para a população rural;
- 0,50 kg/hab/dia para a população urbana;
- Exceção: o município de Lajeado adotou o valor de 0,65 kg/hab/dia para a população urbana, por possuir características urbanas diferenciadas em relação aos demais municípios.

Tabela 2 - Geração diária de RSU per capita e por município (kg/dia)

Município	kg/hab Rural	kg/dia Munic. Rural	kg/hab Urbana	kg/dia Munic. Urbano	kg/dia RSU Orgânico	kg/dia RSU Rejeito	kg/dia RSU Reciclado
Anta Gorda	0,30	1.101,16	0,50	1143,24	572	229	343
Arroio do	0,30	1.444,93	0,50	8570,79	4.285	1.714	2.571

Meio							
Arvorezi-nha	0,30	1.196,85	0,50	3166,25	1.583	633	950
Bom R. do Sul	0,30	742,66	0,50	4909,24	2.455	982	1.473
Canudos do Vale	0,30	383,80	0,50	188,33	94	38	56
Lajeado	0,65	225,78	0,65	60644,12	30.322	12.129	18.193

Fonte: Autor (2025).

$$= População\ Urbana\ 2022\ \times kg/hab\ Urbana \qquad (1)$$

Ex 1: kg/dia Município Urbano de Anta Gorda = $2.286\ hab\ \times\ 0{,}5\ kg/hab/dia\ \simeq\ 1.143\ kg/dia$*

Ex 2: kg/dia Município Urbano de Lajeado = $93.299\ hab\ \times\ 0{,}65\ kg/hab/dia\ \simeq\ 60.644\ kg/dia$*

** Os valores foram arredondados para fins de apresentação, o que pode resultar em pequenas diferenças nos totais quando comparados aos cálculos exatos.*

A partir dos valores de geração por dia (kg/dia), estimou-se a produção anual (ton/ano) de resíduos sólidos urbanos (Eq. 2) para cada município. Posteriormente, essa massa total de resíduos foi desmembrada em três frações principais (Eq. 3) — **resíduo orgânico** (50% do total), **rejeito** (20% do total) e **resíduo reciclável** (30% do total) — com base em percentuais médios observados na geração urbana. Isso porque, nas zonas rurais, a dinâmica de separação e coleta de resíduos apresenta particularidades que tornam sua quantificação mais complexa.

Assim, obteve-se a estimativa da quantidade de cada tipo de resíduo gerado, em toneladas por ano, por município.

Tabela 3 - Estimativa anual de geração de RSU por fração e por município (ton/ano)

Município	kg/dia Munic. Urbano	Total RSU munic. (ton/ano)	RSU Orgânico munic. (ton/ano)	RSU Rejeito munic. (ton/ano)	RSU Reciclado munic. (ton/ano)
Anta Gorda	1143,24	417	209	83	125
Arroio do Meio	8570,79	3.128	1.564	626	939
Arvorezi-nha	3166,25	1.156	578	231	347
Bom R. do Sul	4909,24	1.792	896	358	538
Canudos do Vale	188,33	69	34	14	21

Fonte: Autor (2025).

$$= \frac{kg/dia\ Município\ \ Urbano\ \times 365\ (dias)}{1.000\ (ton)} \qquad (2)$$

$$= Total\ RSU\ por\ município\ (ton/ano) \times \%\ da\ fração \qquad (3)$$

Cálculo para estimativa de rendimento de biogás

Com base nos cálculos de geração de RSU, é possível estimar o potencial de produção de **biogás**,

utilizando parâmetros extraídos de análises já realizadas sobre a composição dos resíduos orgânicos. A partir da massa total de resíduos orgânicos gerados, aplica-se um fator de conversão (m^3 de biogás por tonelada de resíduo) que reflete o rendimento médio do processo de biodigestão anaeróbia (Eq. 4). Esse procedimento permite calcular o **potencial de geração de biogás** para cada município, considerando o tipo e a fração dos resíduos orgânicos identificados.

Tabela 4 - Potencial de geração de biogás a partir dos RSU orgânicos por município

Município	Total RSU munic. (ton/ano)	RSU Orgânico munic. (ton/ano)	RSU Rejeito munic. (ton/ano)	RSU Reciclado munic. (ton/ano)	Biogás ($m^3_{BIOGÁS}$/ ano)
Anta Gorda	417	209	83	125	35.469
Arroio do Meio	3.128	1.564	626	939	265.909

"Continua..."

"continuação"

Arvorezi-nha	1.156	578	231	347	98.233
Bom R. do Sul	1.792	896	358	538	152.309
Canudos do Vale	69	34	14	21	5.843

Fonte: Autor (2025).

$$Biogás\ (m^3/ano) = RSU\ Orgânico\ (ton/ano) \times 170\ (m^3/ton) \quad (4)$$

Cálculo para estimativa de rendimento de metano

A partir dos valores estimados de produção de biogás, calculou-se o volume de metano presente nesse biogás. Para essa estimativa, considerou-se que o metano corresponde a 55,29% do volume de biogás bruto, o que equivale a um rendimento médio de 94 m^3 de metano por tonelada de resíduo orgânico (Eq. 5). Este parâmetro reflete a composição típica do biogás gerado a partir de RSU e está de acordo com dados de literatura (OLIVEIRA, 2020) e análises já realizadas sobre sua composição.

Tabela 5 - Potencial de geração de metano a partir dos RSU orgânicos por município

Município	Total RSU munic. (ton/ano)	RSU Orgânico munic. (ton/ano)	RSU Rejeito munic. (ton/ano)	RSU Reciclado munic. (ton/ano)	Metano (m^3_{METANO} /ano
Anta Gorda	417	209	83	125	19.612
Arroio do Meio	3.128	1.564	626	939	147.032
Arvorezi-nha	1.156	578	231	347	54.317
Bom R. do Sul	1.792	896	358	538	84.218
Canudos	69	34	14	21	3.231

do Vale

Fonte: Autor (2025).

$$(5) Metano\ (m^3/ano) = RSU\ Orgânico\ (ton/ano) \times 94\ (m^3/ton)$$

Com a obtenção de todos esses valores individuais, pode-se calcular o valor total de geração de resíduos e de geração de biogás e metano para o Vale do Taquari.

As tabelas apresentadas nesta seção representam uma amostra de municípios selecionados com fins ilustrativos, a fim de demonstrar de forma visual a metodologia aplicada para coleta e tratamento dos dados. Ao todo, o estudo abrange os 36 municípios que compõem a região do Vale do Taquari.

Resultados e discussões

Com base nos cálculos realizados, estima-se que os 36 municípios do Vale do Taquari geram anualmente aproximadamente 55,7 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU). Desse total, cerca de 27,8 mil toneladas correspondem à fração orgânica, passível de tratamento por digestão anaeróbia e, consequentemente, de aproveitamento energético por meio da produção de biogás.

Figura 1 - Total de RSU gerado anualmente no Vale do Taquari (toneladas)

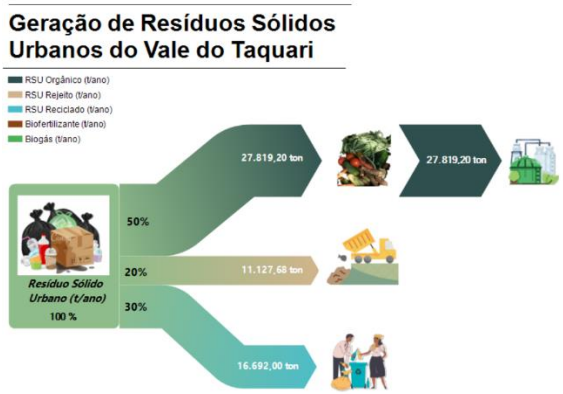
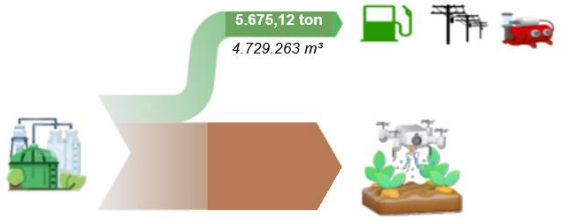


Figura 2 - Representação da fração orgânica dos RSU com potencial de geração de biogás



A partir da massa estimada de resíduos orgânicos, obteve-se uma produção média de **4**.479.263 m³/ano de **biogás**, o que equivale a aproximadamente 12.957 m³/dia. Considerando uma composição média de 55,29% de **metano**, a geração anual estimada de metano é de 2.615.005 m³, ou cerca de 7.164 m³/dia.

Com base nesses valores, estima-se também o potencial de produção de biometano, resultante da purificação do metano presente no biogás. Assumindo uma eficiência de conversão de 97%, o volume anual de biometano disponível seria superior a 2,7 milhões de m³ por ano.

Esse volume representa uma alternativa energética relevante, com potencial de substituição de parte do consumo de gás natural de origem fóssil. Além disso, o uso do biometano como combustível veicular ou em aplicações industriais pode contribuir para a redução de emissões de gases de efeito estufa.

Conclusão

Os resultados indicam que o Vale do Taquari possui um potencial expressivo para a geração de energia renovável a partir dos resíduos sólidos urbanos, sobretudo por meio da digestão anaeróbia aplicada à fração orgânica. A estimativa da produção de biogás e metano demonstra a viabilidade de converter resíduos em fonte energética limpa e descentralizada, contribuindo para a redução dos impactos ambientais e para o aproveitamento de recursos locais.

A adoção de políticas públicas voltadas à gestão integrada de resíduos, associada a tecnologias sustentáveis, pode gerar efeitos positivos não apenas no campo ambiental, mas também no econômico e social. Nesse contexto, a valorização energética dos resíduos se apresenta como uma estratégia eficaz para impulsionar a transição energética e fortalecer a economia circular, alinhando a região aos princípios do desenvolvimento sustentável.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS), ao Projeto Cluster MEMPOA e a Universidade do Vale do Taquari - Univates pelo apoio financeiro e institucional concedido para a realização deste estudo. O suporte desses órgãos de fomento foi fundamental para o desenvolvimento da pesquisa e para o avanço científico na área de energias sustentáveis e gestão ambiental.

Referências Bibliográficas

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023*. São Paulo: Abrelpe, 2023. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. Acesso em: 11 jun. 2025.

NASCIMENTO, Victor Fernandez; SOBRAL, Anahi Chimini; ANDRADE, Pedro Ribeiro de; OMETTO, Jean Pierre Henry Balbaud. Evolução e desafios no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, n. 3, p. 617-629, 2015. DOI: https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1635. Disponível em: https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/NrqL6pPNpMRShCvQbKPWDhg/. Acesso em: 10 jun. 2025.

OLIVEIRA, Emanuele Carneiro de; SÃO MATEUS, Maria do Socorro Costa; SANTOS, Renan Rodrigues Alves. Estimativa da geração de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos para geração de energia em aterros sanitários. In: *XXIV Seminário de Iniciação Científica da UEFS. Semana Nacional de Ciência e Tecnologia*, Feira de Santana: UEFS, 2020.

ID 174. GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MEDIANTE SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)

Chavarría Córdoba, Dennis José
Consultor profesional en Geografía
dnschavarria@gmail.com

Palabras clave: Sistemas de Información Geográfica (SIG), Gestión de residuos sólidos, Optimización de rutas, Georreferenciación

Abstract

Unplanned urban growth has posed significant challenges for the efficient management of solid waste. This study applies Geographic Information Systems (GIS) to optimize waste collection routes, analyze the distribution of service subscribers, and spatially characterize waste generation in urban areas. GNSS technology was used to georeference subscriber and sampling data, which was integrated into platforms such as QGIS and ArcGIS Pro. Optimized routing models revealed substantial improvements over existing routes, reducing travel time, distance, and operational costs. Thematic maps helped identify areas with high waste generation and others lacking adequate collection coverage. The results demonstrate that GIS tools enhance data-driven decision-making, improve equity in service provision, and contribute to more sustainable environmental management.

Introducción

El crecimiento sin un adecuado plan de ordenamiento territorial de las ciudades ha dificultado la gestión de residuos sólidos, generando zonas sin cobertura adecuada, rutas ineficientes y escasa planificación basada en datos. Los Sistemas de Información Geográfica permiten integrar información espacial y operativa para analizar la generación de residuos, ubicar abonados, evaluar puntos de muestreo y modelar rutas eficientes que mejoren la calidad del servicio.

Objetivos

- Aplicar los Sistemas de Información Geográfica para planificar rutas eficientes de recolección de residuos sólidos.
- Analizar la distribución de abonados y su relación con el volumen de generación.
- Generar mapas temáticos de generación de residuos a partir de muestreos georreferenciados.

Metodología

Recolección y validación de datos: Se levantaron datos de abonados utilizando dispositivos GNSS (GPS) para su georreferenciación precisa (Figura 1). Paralelamente, se recopilaron datos de rutas actuales, frecuencias de recolección y capacidad de camiones. Esta información se integró en una base de datos espacial por medio de software en QGIS y ArcGIS Pro.

Figura 25 dispositivo GNSS

Diseño de puntos de muestreo: Se establecieron zonas representativas por densidad urbana (alta, media, baja) y tipos de uso del suelo (residencial, comercial, mixto). En cada zona se seleccionaron viviendas o establecimientos para realizar pesajes diarios de residuos durante 2 semanas, registrando tipo y peso. Cada muestra fue georreferenciada.

Análisis de generación de residuos: Los datos de muestreo se analizaron para estimar la generación per cápita. Se interpolaron valores usando métodos estadísticos para generar mapas de generación estimada por sector.

Modelado de rutas optimizadas: Se modelaron rutas para diferentes escenarios considerando restricciones como capacidad máxima de camiones, tiempo operativo, recorrido en reversa, recorrido repetido y sentido vial (Figura 2).

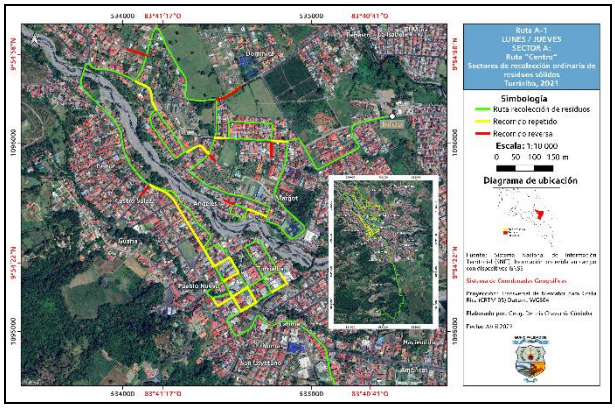


Figura 26 mapa de recorridos de una ruta de recolección de residuos

Evaluación comparativa: Se analizaron indicadores clave como tiempo total, distancia recorrida, cantidad de paradas y cobertura, comparando rutas actuales con las generadas por el modelo.
Elaboración cartográfica y visualización: Se desarrollaron mapas de muestreo de generación, rutas actuales y optimizadas, densidad de abonados, utilizando simbología temática compatible con la lectura técnica municipal (Figura 3).

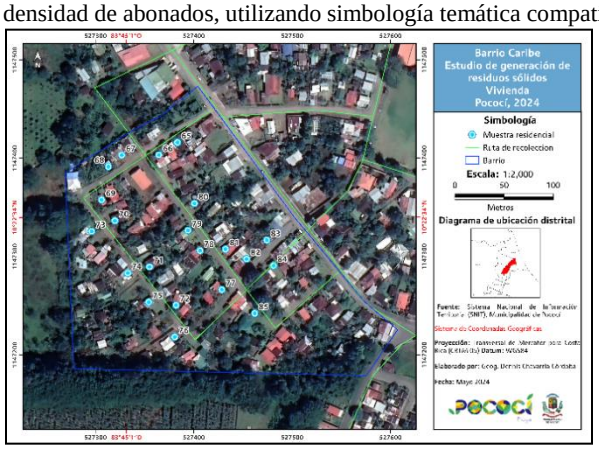


Figura 27 mapa de muestreo para estudio de generación de residuos solidos

Resultados y discusión

1. Mejora de Rutas de Recolección de Residuos

Usando sistemas de información geográfica (SIG) y dispositivos GNSS, se propusieron rutas ideales para la recolección de residuos, considerando factores como la densidad de población y la cantidad de residuos esperada por área. Al comparar las rutas actuales con las optimizadas, se encontró un gran potencial para reducir el tiempo de viaje, el consumo de combustible y mejorar la cobertura. Esto significó menos recorridos innecesarios y una mejor distribución del trabajo entre los camiones. Además, se identificaron áreas con problemas operativos (accesos difíciles, mucho tráfico), lo que llevó a soluciones a ajustes en los horarios de recolección.

2. Análisis de Usuarios y Cobertura del Servicio

Al combinar la base de datos de usuarios con los mapas geográficos, se pudo ver qué áreas estaban realmente cubiertas por el servicio de recolección y dónde había inconsistencias entre el cobro y la prestación del servicio. Este análisis reveló que muchas áreas tenían usuarios no registrados o sin cobertura formal, lo que afecta la sostenibilidad económica del sistema y la gestión ambiental local.

3. Mapas de Generación de Residuos y Recolección

Con la recopilación de datos en campo se crearon mapas temáticos con que se lograron hacer muestras para el estudio de generación de residuos sólidos. Estos mapas permiten identificar áreas con alta, media y baja producción de basura, facilitando una planificación específica para cada sector.

Las muestras de recolección georreferenciadas fueron clave para prever la demanda futura del servicio. El análisis temporal de los datos también reveló patrones consistentes en los días de mayor generación, lo cual es esencial para asignar eficientemente los recursos humanos y logísticos.

El uso de SIG también permitió identificar zonas donde las rutas de recolección señalo deficiencias operativas como recorridos repetidos o mala optimización de las rutas. Estos hallazgos sirvieron de base para proponer intervenciones específicas.

En resumen, estos resultados demuestran la importancia estratégica de usar herramientas SIG en la gestión de residuos urbanos.

No solo mejoran la eficiencia del sistema, sino que también promueven una toma de decisiones más transparente, participativa y basada en datos. Los mapas y análisis resultantes son una base sólida para futuras actualizaciones del plan de gestión y para evaluar el impacto de nuevas políticas ambientales.

En conjunto, los resultados evidencian el potencial de los SIG para transformar la planificación y operación del sistema de recolección de residuos sólidos urbanos, fortaleciendo la sostenibilidad, eficiencia y equidad del servicio.

Conclusiones

La integración de SIG en la gestión de residuos sólidos permite desarrollar una planificación más eficiente, basada en datos georreferenciados y en el comportamiento de la generación de residuos sólidos de los abonados.

Mediante el uso de mapas temáticos, modelos de rutas y análisis espacial, las municipalidades pueden optimizar sus recursos, mejorar la cobertura y reducir el impacto ambiental del servicio.

Además, la información geográfica facilita una planificación estratégica basada en la evidencia, reduce la subjetividad en la toma de decisiones y permite una mejor asignación más equitativa de los recursos económicos y técnicos municipales. También se mejora la transparencia de los procesos, ya que los resultados pueden visualizarse en mapas comprensibles para técnicos y ciudadanía.

Se concluye que la gestión moderna de residuos debe apoyarse en herramientas tecnológicas como los SIG para enfrentar con éxito los desafíos de urbanización acelerada, presión sobre los servicios públicos y el impacto ambiental.

Referencias Bibliográficas

Araiza, J. A., & José, M. E. (2015). Mejora del servicio de recolección de residuos sólidos urbanos empleando herramientas SIG: un caso de estudio. Ingeniería, 19(2), 118-128. https://www.redalyc.org/pdf/467/46750925005.pdf

Isasi Hernández Parra, D. (2012). Optimización del sistema de recolección de residuos sólidos del Cantón de Montes de Oca, San José, Costa Rica [Proyecto Final de Graduación, Tecnológico de Costa Rica]. Repositorio del Tecnológico de Costa Rica. https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/3076

Arrieta-Enríquez, G. D. (2023). Diagnóstico y propuestas de optimización del sistema de recolección de los residuos sólidos ordinarios municipales en el Cantón de Garabito [Proyecto Final de Graduación, Tecnológico de Costa Rica]. Repositorio del Tecnológico de Costa Rica. https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/14561

Gupta, S. K., & Bhatia, R. K. (2017). Route Optimization of Municipal Solid Waste Collection in Jabalpur City using ARC GIS. International Journal of Trend in Scientific Research and Development, 2(1), 457–464. https://www.ijtsrd.com/engineering/civil-engineering/7000/route-optimization-of-municipal-solid-waste-collection-in-jabalpur-city-using-arc-gis/sandeep-kumar-gupta

ID 175. PRODUCCIÓN DE METANO A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LA UNIDAD HIDROLÓGICA LAGO APANÁS – ASTURIAS.

Castellón-Zelaya Mario Francisco, Castro-Quintanilla Fernando de Jesús
Consultores Independientes waterCONS, 65000 Jinotega, Nicaragua
mfcastellonz@gmail.com, fernancastro1997@gmail.com

Palabras Clave: *residuos sólidos orgánicos, metano, biogás, economía circular.*

Abstract.

Lake Apanás–Asturias is an artificial reservoir located in northern Nicaragua. Due to its high genetic and ecological diversity, the reservoir is a protected area of international importance (RAMSAR site). Unfortunately, organic solid waste constitutes a significant source of environmental pollution due to inadequate management, as most of it is disposed of directly into the ground or water bodies. This study quantifies the potential for methane production through the anaerobic digestion of domestic and agricultural organic solid waste generated in the hydrological unit of Lake Apanás–Asturias, as a basis for developing projects for the energy produced from solid waste and reducing greenhouse gas emissions. The total methane production potential is estimated at 9,635,239.29 m³CH4/year, of which 96.3% corresponds to the agricultural sector. The total potential for methane-based electricity generation in the hydrological unit is 252.9 MW, with a GHG emission reduction of 152,495.69 tons CO_2e/year. In the agricultural sector, residual biomass from staple grain production (corn and beans) accounts for more than 90 % of potential methane production, followed by coffee cultivation and livestock farming. The valorization of organic solid waste through methane production can play a crucial role as a sustainable waste management strategy that contributes to the conservation of the Lake Apanás-Asturias protected area.

Introducción

El Lago de Apanás – Asturias es un embalse artificial ubicado en el departamento de Jinotega, región norte de Nicaragua. Construido en 1967 con fines de producción de energía hidroeléctrica, el área total de su unidad hidrológica es de 642.58 km^2, mientras que el espejo de agua ocupa 42.30 km^2 a su nivel máximo (Empresa Nicaragüense de Electricidad, 2018). Dada la amplia diversidad genética y ecológica que alberga, el área de embalse se convirtió en un área protegida de importancia internacional, declarado como sitio RAMSAR en el año 2001 (SISR, 2000). Se destaca que casi la mitad de su extensión territorial está habitada por comunidades indígenas y que, además de ser una fuente de recursos pesqueros, en su cuenca se cultiva aproximadamente el 60 % de las hortalizas y más del 20 % del café a nivel nacional.

Según la Figura 1, solamente el 27 % de los suelos están ocupados por bosques. De los suelos con uso agropecuario, el 67 % son cultivos de café, el 21.7 % cultivo de granos básicos el 9.3 % ganadería y 1.6 % hortalizas. En la unidad hidrológica se ubican 16 centros urbanos con una población proyectada (2025) de 83,152 habitantes representado el 60.9 % del total de la población asentada en la unidad hidrológica. La ciudad de Jinotega es la sede administrativa del departamento de Jinotega y es el mayor centro poblado en la unidad hidrológica con el 42 % de la población urbana total.

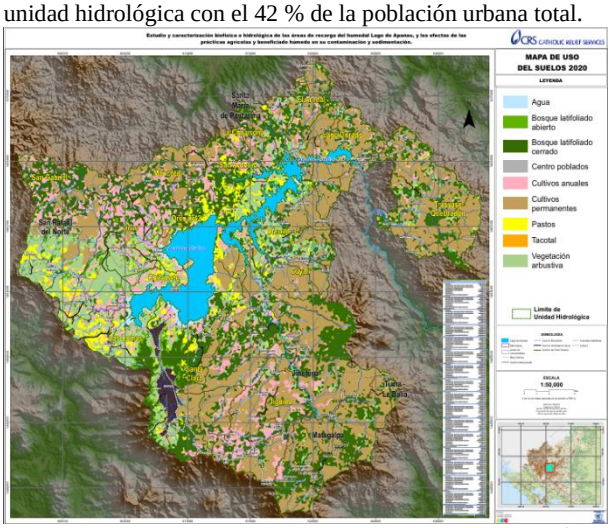


Figura 1. Mapa de uso de suelos (2020) de la unidad hidrológica Lago Apanás – Asturias - Fuente: CRS (2024).

En la unidad hidrológica del Lago Apanás – Asturias, tanto a nivel rural como en los centros poblados, los residuos sólidos urbanos (RSU) son una importante fuente de contaminación ambiental debido a su manejo inadecuado, siendo que estos en su mayoría son vertidos directamente al suelo o a los cuerpos de agua. En cuanto al manejo de residuos sólidos en áreas urbanas, solamente la ciudad de Jinotega cuenta con servicio de recolección domiciliar, el cual es limitado en cobertura y frecuencia. En todos los centros poblados, el limitado o nulo servicio de recolección y las malas prácticas ciudadanas dan lugar al vertido de los residuos sólidos en calles y sitios baldíos, siendo estos arrastrados eventualmente hasta los diferentes ríos afluentes del Lago Apanás – Asturias.

En las áreas dedicadas a cultivos, según datos del Estudio Ambiental del Lago Apanás – Asturias realizado por (Catholic Relief Services, 2024), solamente el 16 % de las fincas productoras de café cuentan con instalaciones adecuadas para el manejo de los subproductos del beneficiado húmedo de café como pulpa y mucílago de café. El compostaje es la principal opción de tratamiento y aprovechamiento de biomasa residual en las fincas: hortalizas (50 %), café (27 %), granos básicos (25 %) y ganaderas (25 %).

Para mitigar los impactos asociados a la problemática antes descrita se requiere la implementación de políticas de gestión y manejo de residuos sólidos con un enfoque de economía circular, como una estrategia de desarrollo sostenible (Lozano & Morocho, 2025). En ese sentido, en la jerarquía del manejo sostenible de residuos sólidos, la producción de metano constituye una alternativa de valorización que además de mitigar la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y producir energía limpia permite la obtención de biofertilizantes y acondicionadores de suelos (Adekunle &

Okolie, 2015).

Objetivos

El presente trabajo cuantifica el potencial de producción de metano a través de la digestión anaerobia los residuos sólidos orgánicos domésticos y agropecuarios generados en la unidad hidrológica del Lago Apanás – Asturias a fin de promover su aprovechamiento sostenible, aportando así a la conservación del altísimo valor ecológico, económico y sociocultural de tan importante área protegida.

Metodología

Producción de residuos sólidos orgánicos (RSO)

Se consideraron dos grandes sectores: doméstico urbano y agropecuario. En el sector doméstico se incluyó la producción en los asentamientos considerados poblaciones urbanas, ya que, por su concentración, la factibilidad de ser aprovechados puede ser mayor. La población urbana fue proyectada a partir de datos base del año 2005 utilizando una tasa de crecimiento del 1.6 % (INIDE, 2008). La producción per cápita (PPC) considerada fue de 0.47 kg/hab*d (OPS, 2002) y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) considerada fue de 0.50.

En el sector agropecuario se estimó la producción de residuos sólidos orgánicos considerando los principales usos de suelos: caficultura, granos básicos (Maíz y frijol) y ganadería. La producción de pulpa de café se determinó a partir de un rendimiento de 32.7 qq_{oro}/ha (CRS, 2024) equivalentes a 203.73 qq_{cereza}/ha. La producción de pulpa es del 40 % del volumen de café cereza (CENICA, 2008). Dado que la pulpa de café posee un alto contenido de fibras, para el potencial de aprovechamiento mediante biogás solo se consideró la fracción líquida representada por el volumen de lixiviados de la pulpa. Dicho volumen se estimó como el 13 % del volumen de la pulpa de café fresca(CENICA, 2008).

Para granos básicos se utilizó un rendimiento de biomasa residual fresca de 5.9 ton/ha (Kisetu *et al*., 2020). Este valor toma en cuenta la producción alternada de cultivos de maíz y frijol en diferentes estaciones de siembra y cosecha (primera, postrera y apante).

Para el subsector ganadería se estimó la producción de estiércol a partir de una carga animal de 1.04 animales/ha (Catholic Relief Services, 2024) y una producción promedio de estiércol de 30 kg/animal/d.

Estimación de producción de metano

Se calculó la producción de metano de la FORSU a partir de las características reportadas por Castellón-Zelaya y González-Martínez (2021): sólidos totales de 275 kg_{ST}/kg_{FORSU}, sólidos volátiles de 221 g_{SV}/kg_{FORSU}, Potencial Bioquímico de Metano (PBM) de 318 $LN_{CH4}/kg_{SV\text{-}FORSU}$ y una eficiencia de conversión de producción de metano del 75 %.

La estimación de producción de metano a partir del lixiviado de la pulpa de café se realizó con base en los valores reportados por Chinchilla (2013): sólidos totales de 4,401 mg_{ST}/L, sólidos volátiles de 3,114 mg_{SV}/L y una producción de metano de 692 LN_{CH4}/kg_{SV} con una carga orgánica de 3.0 kg_{SV}/m^3. La eficiencia de conversión de producción de metano fue del 79 %.

Para los granos básicos se tomó como referencia los valores reportados por López *et al.* (2022) para paja de maíz y paja de frijol. Los valores utilizados fueron el promedio de los dos sustratos: sólidos totales de 914.5 (12.0) $kg_{ST}/kg_{residuo}$, sólidos volátiles de 849.5 (2.1) $g_{SV}/kg_{residuo}$, Potencial Bioquímico de Metano (PBM) de 352 (9.19) $LN_{CH4}/kg_{residuo}$. Entre paréntesis se muestra la desviación estándar para los valores promediados.

Finalmente, para el estiércol vacuno, se consideraron los valores reportados por Abdallah *et al*. (2018): sólidos totales de 226 $kg_{ST}/kg_{estiércol}$ sólidos volátiles de 155 $g_{SV}/kg_{estiércol}$, PBM de 215 $LN_{CH4}/kg_{SV\text{-}FORSU}$ y una eficiencia de conversión de producción de metano del 75 %.

Resultados y discusión

Sector residuos domésticos

Según se muestra en la Tabla 1, la ciudad de Jinotega concentra el 69.1 % de la producción total de residuos sólidos orgánicos domésticos, seguida del poblado de Mancotal con el 7.0 %. Los centros poblados de La Paz del Tuma, Los Robles, Las Lomas y Datanlí representan el 2.9, 2.8, 2.6 y 2.4 % de la FORSU total en la unidad hidrológica. Para todos ellos el potencial de generación de energía a partir de metano supera los 250 KW-h/d, por lo que podrían implementarse a gran escala, según lo recomendado por Mutungwazi *et al*. (2017). Para los demás poblados con potencial de generación entre 25 y 250 KW-h/d el aprovechamiento de la FORSU para producción de metano se recomienda con plantas a mediana escala, con tecnologías de biodigestión que requieran tecnologías menos complejas. En cuanto a emisiones de GEI, se estima una reducción de más de 5000 toneladas anuales de CO_2 equivalente por el aprovechamiento energético del metano producido a partir de la FORSU.

Tabla 1. Producción de metano y energía, y reducción de GEI a partir de la FORSU.

N°	Centro poblado	Población (Habitantes)	FORSU (kg_{SV}/año)	Producción de metano (m^3/año)	Producción de energía (KW-h/d)	Reducción de GEI (ton CO_2e/año)
1	Jinotega	57,488	1,356,042.8	242,581.8	6,609.2	3984.4
2	Mancotal	5,817	137,221.1	24,547.4	668.8	403.2
3	La Paz del Tuma	2,415	56,962.1	10,189.9	277.6	167.4
4	Los Robles	2,312	54,532.0	9,755.2	265.8	160.2
5	Las Lomas	2,139	50,449.4	9,024.9	245.9	148.2
6	Datanlí	1,955	46,107.5	8,248.2	224.7	135.5
7	San Esteban	1,545	36,451.8	6,520.9	177.7	107.1
8	Sasle	1,359	32,045.2	5,732.6	156.2	94.2
9	Pueblo Nuevo	1,310	30,911.2	5,529.7	150.7	90.8
10	Tomatoya	1,258	29,679.9	5,309.4	144.7	87.2
11	El Dorado	1,121	26,439.7	4,729.8	128.9	77.7
12	Sisle N° 2	919	21,676.7	3,877.7	105.7	63.7
13	Asturias N° 1	920	21,709.1	3,883.5	105.8	63.8
14	Asturias N° 2	973	22,940.3	4,103.8	111.8	67.4
15	El Yankee	973	22,940.3	4,103.8	111.8	67.4
16	Chagüite Grande	648	15,293.5	2,735.9	74.5	44.9
Total		**8,3152**	**1,961,403.5**	**350,874.4**	**9,559.7**	**5,763,112.1**

Sector agropecuario

En la unidad hidrológica del Lago Apanás – Asturias, el subsector de granos básicos representa el mayor potencial de producción de metano con 8.8 millones de m^3 CH_4/año (Tabla 2). El aprovechamiento de la biomasa residual agrícola para producción de metano tiene beneficios sociales y ambientales, principalmente la creación de empleos verdes y la reducción de emisiones de GEI (Honorato-Salazar y Sadhukhan, 2020). Sin embargo, son varios los factores que deben ser analizados previo a implementación de plantas de biogás a partir de este tipo de biomasa: - La inversión inicial puede ser muy alta para plantas a gran escala, por lo que se requeriría de alianzas públicas – privadas que den lugar a las inversiones que los productores no puedan cubrir. - A nivel rural, la disponibilidad de mano de obra calificada para el adecuado mantenimiento de plantas de biogás es muy limitada, lo cual podría comprometer la eficiencia y vida útil de las tecnologías implementadas. - Para la operación estable de las plantas de biogás se requiere un suministro constante de la biomasa, lo cual podría ser un gran reto considerando que la biomasa de granos básicos es producida de manera dispersa, además de su variabilidad en tipo y cantidades según la estación de siembra y las variaciones en los tiempos de cosecha asociadas a los cambios en el clima. - La dispersión en la producción de este tipo de biomasa podría implicar altos costos de recolección, transporte y almacenamiento para su posterior alimentación en las plantas de biodigestión. - Finalmente, puede generarse un impacto negativo en la producción de alimentos si la biomasa residual es extraída en una cantidad que no permita el reciclaje de nutrientes suficiente para garantizar la fertilidad de los suelos.

En el subsector de la caficultura, el potencial de producción de metano es de 385,300.6 m^3CH_4/año, con una reducción de emisiones de 6,328.5 ton CO_2e/año. El manejo inadecuado de los subproductos del beneficiado húmedo del café tiene un alto potencial de impacto ambiental negativo para el Lago Apanás-Asturias debido a la escala en que son operados y al área de cultivo que ocupa la caficultura (más del 80 % de los suelos cultivados). Ante esta situación, la producción de metano a partir del lixiviado de pulpa de café representa una alternativa para generación de energía tanto para cocción de alimentos como para iluminación en las fincas de café. En muchos de estas fincas, utilizan leña para la cocción de alimentos y combustibles fósiles para la iluminación y operación de maquinaria. El humo que emana estas actividades es una fuente de contaminación del aire en las instalaciones donde habitan los propietarios y personal que labora en las fincas, lo cual representa un alto riesgo para su salud. Por lo tanto, el aprovechamiento de los residuos orgánicos de la caficultura para la producción de metano tiene la ventaja adicional de contribuir a un entorno sano en las fincas.

.

Tabla 2. Producción de metano y energía, y reducción de GEI a partir de residuos agropecuarios.

Subsector	Área (Ha)		Producción de metano (m^3/año)	Producción de energía (KW-h/d)	Reducción de GEI (ton CO_2e/año)
Granos básicos	7,300.2	33,460,702.3	8,833,625.4	240,674.5	145,092.3
Caficultura	26,994.5	704,801.0	385,300.6	10,497.6	6,328.5
Ganadería	3,126.4	513,245.8	65,438.8	1,782.9	1,074.8
Total	**37,421.2**	**34,678,749.1**	**9,284,364.8**	**252,955.0**	**152,495.6**

La ganadería como subsector representa menos del 1.0 % del potencial de producción de metano en la unidad hidrológica del Lago Apanás – Asturias. Si bien la ganadería ocupa menos del 10 % del suelo cultivado en la unidad hidrológica, el mal manejo del estiércol de vaca tiene el potencial de causar la contaminación de las aguas superficiales por el arrastre de nutrientes (nitrógeno y fósforo), que al ser arrastrados hasta el cuerpo del lago están provocando su eutrofización. De acuerdo con el estudio ambiental del Lago Apanás - Asturias (CRS, 2024) las altas concentraciones de estos nutrientes han generado un impacto importante en la concentración de clorofila en el lago, de modo que en el 9.5 % del cuerpo de agua se determinó una concentración de clorofila Alta – Muy alta, 21.0 % una concentración de clorofila Moderada y solamente el 0.3 % del cuerpo de agua presenta un equilibrio natural de nutrientes. Ante este escenario, la producción de metano puede ser la mejor práctica de gestión del estiércol de vaca. En Nicaragua existió el Programa Nacional de Biogás impulsado por el Servicio Holandés de Cooperación, el cual logró la instalación de más de 1,500 sistemas de biodigestión en zonas ganaderas del país, contribuyendo con mucho éxito a la producción ganadera sostenible Las experiencias de dicho Programa pueden ser replicadas en las fincas ganaderas existentes en la unidad hidrológica del Lago Apanás – Asturias.

Conclusiones

El potencial de producción de metano de los residuos sólidos orgánicos domésticos y agropecuarios en la unidad hidrológica del Lago Apanás – Asturias es de 9,284,364.83 m^3 CH_4/año. Esto representa un potencial de generación de energía de 252.9 MW, con reducción de emisiones de GEI de 152,495.69 ton CO_2e anualmente.

La producción de energía eléctrica representa una alternativa viable en el sector doméstico para los centros poblados con poblaciones mayores a 2,000 habitantes, donde la implementación de plantas a mediana escala es recomendada.

En el sector agropecuario, la producción de metano es recomendable para los subsectores de la caficultura y ganadería, considerando que los residuos pueden ser recolectados con mayor facilidad. A nivel de fincas, la implementación de plantas de biogás puede resultar en una alternativa de manejo integral de residuos orgánicos tanto de las actividades agropecuarias como de origen domiciliar. Así mismo, se puede integrar en la misma planta las aguas residuales domésticas y las excretas humanas y animales.

Referencias Bibliográficas

Abdallah, M., Shanableh, A., Adghim, M., Ghenai, C., and Saad, S. (2018). Biogas production from different types of cow manure. *Advances in Science and Engineering Technology International Conferences (ASET)*, pp. 1-4, doi: 10.1109/ICASET.2018.8376791.

Adekunle, K. F., Okolie, J. A. (2015). A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, **6** (3), 205–212. DOI: 10.4236/abb.2015.63020

Catholic Relief Services CRS (2024). Estudio Ambiental del Lago Apanás – Asturias. Managua, Nicaragua.

Centro Nacional de Investigaciones de Café. (2008). Propiedades físicas y factores de conversión del café en el proceso de beneficio. Colombia.

Chinchilla, J. (2013). Evaluación de la producción de metano en el tratamiento de los residuos del café mediante la digestión anaerobia en dos fases. Tesis. https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/374703f8-8488-4d8c-a940-f8d182f28eda/content

Empresa Nicaragüense de Energía Eléctrica (2018). Gestión Integrada de la Cuenca Hidrográfica de los lagos de Apanás y Asturias. Managua, Nicaragua.

Honorato-Salazar, J., Sadhukhan, J. (2020). Annual biomass variation of agriculture crops and forestry residues, and seasonality of crop residues for energy production in Mexico. *Food and Bioproducts Processing*, *1*19, pp. 1-19 https://doi.org/10.1016/j.fbp.2019.10.005

Instituto Nicaragüense de Información para el Desarrollo (2008). Jinotega en cifras. https://www.inide.gob.ni/docu/censos2005/CifrasMun/Jinotega/JINOTEGA.pdf

Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales INETER (2018). Primer Atlas de Suelos de Nicaragua. https://www.ineter.gob.ni/geoportales/atlasnacionalsuelo/index.html

Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal (INIFOM). (2007). Caracterización de Residuos Sólidos. Managua.

Lozano Lozano, J. P., Morocho Medina, R. A. (2025). Enfoque de economía circular en la gestión de residuos sólidos en el

Mutungwazi, A., Mukumba, P., and Makaka, G. (2018). Biogas digester types installed in South Africa: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **81** (1) 172 – 180. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.07.051

Organización Panamericana de la Salud. (2002). Evaluación Regional de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales.

Managua, Nicaragua.
Servicio de información sobre sitios Ramsar. (2000). https://rsis.ramsar.org/es/ris/1137

ID 176. GASIFICACIÓN CON PLASMA PARA VALORIZACIÓN ENERGÉTICA: ANÁLISIS COMPARATIVO DE EXPERIENCIAS GLOBALES Y COSTA RICA

Asenjo Jose, Silesky Erick, Brenes Juan Carlos

Plasma Innova S.A
jose@plasmainnova.com, erick@plasmainnova.com, juancarlos@plasmainnova.com

Palabras clave: plasma; gasificación; residuos

ABSTRACT

Plasma gasification is attracting renewed interest as a thermal waste-to-energy (WtE) route capable of achieving high organic destruction efficiencies while generating a vitrified, inert slag. However, commercial deployment has been limited to a handful of demonstrators in Japan, North America and China, and none is yet operating in Latin America. This paper offers a comparative assessment of documented global plants and the first Costa-Rican pilot now under construction by Plasma Innova S.A. The study combines a critical literature review with primary engineering data from the 1 t day^{-1} continuous-flow pilot gasifier now being assembled in San Jose, Costa Rica. Key performance indicators—design throughput, specific electricity demand, cold-gas efficiency (CGE) and overall energy recovery—are benchmarked for five reference facilities (Mihama-Mikata, Utashinai, Wuhan, Plasco Ottawa and Air Products Teesside) and the Costa-Rican unit. The analysis highlights three decisive factors for Latin-American uptake: modular scaling (<50 t day^{-1}), robust feedstock logistics and local electricity pricing. The paper concludes with a roadmap for scaling the Costa-Rican experience to sub-regional hubs integrating agricultural residues with municipal waste.

INTRODUCCIÓN

La creciente generación de residuos sólidos urbanos (RSU) y los límites de la disposición en rellenos sanitarios demandan alternativas más sostenibles [1]. Entre las rutas termoquímicas de valorización, la gasificación con plasma basada en la aplicación de un arco eléctrico que produce un plasma térmico a temperaturas superiores a los 1000°C emerge como una opción capaz de descomponer de forma rápida la materia orgánica y vitrificar los inorgánicos en una escoria inerte [7]. A diferencia de la gasificación convencional, el aporte energético externo del plasma minimiza la formación de alquitranes, incrementa la conversión de carbono y genera un *SynGas* rico en CO y H_2 con trazas muy bajas de dioxinas y furanos [2], [8].

No obstante, la adopción global de esta tecnología ha estado dominada por proyectos de gran capacidad que afrontan barreras técnicas, financieras y sociales. Plantas como Utashinai (Japón, 300 t día^{-1}) [5] o el proyecto cancelado de Air Products en Teesside (Reino Unido, 1 000 t día^{-1}) [6] evidencian que, más allá de los desafíos de escalado térmico, factores como la limpieza de *SynGas*, los elevados consumos eléctricos y la necesidad de contratos de suministro de residuo homogéneo complican su rentabilidad. En Latinoamérica aún no existe una instalación comercial operativa y los intentos se encuentran en fase de gestación [3].

En este contexto, el proyecto piloto de Plasma Innova en Costa Rica, dimensionado para 1 t día^{-1}, aporta datos inéditos que permiten contrastar la viabilidad de esquemas modulares frente a experiencias internacionales de gran escala [4]. El enfoque «pequeño-primero» resulta especialmente pertinente en la región, donde los flujos de RSU y los marcos tarifarios son menores, y donde la flexibilidad para tratar residuos heterogéneos y la posibilidad de integración energética a pequeña escala pueden marcar la diferencia en términos de factibilidad técnica y económica.

OBJETIVOS

- Comparar capacidades, eficiencias y desafíos operativos de las principales plantas de gasificación por plasma documentadas a nivel mundial.
- Presentar el estado de desarrollo del piloto costarricense, resaltando innovaciones de escala y control.
- Extraer conclusiones sobre la viabilidad técnico-económica de plantas <50 t día^{-1} en América Latina.

METODOLOGÍA

La investigación se estructuró en cuatro fases complementarias. En primer lugar, se llevó a cabo una revisión bibliográfica sistemática centrada en el periodo 2000-2025. Se consultaron los reportes técnicos de la *Task 33* de

IEA-Bioenergy [1], los estudios de estado de la tecnología publicados por el *National Energy Technology Laboratory* (NETL) del Departamento de Energía de EE. UU. [7] y los análisis comparativos de *Dovetail Partners* sobre tratamientos térmicos de residuos [8]. A partir de estos documentos se definieron los parámetros de rendimiento más empleados:

- *Cold-gas efficiency* (CGE)
- Consumo eléctrico específico
- Rendimiento de *SynGas*

Se elaboró un banco inicial de 42 publicaciones indexadas en *Scopus* y *Web of Science*, seleccionadas mediante las palabras clave plasma gasification, waste-to-energy y municipal solid waste.

La segunda fase correspondió al análisis documental interno. Se depuraron los informes de avance 2, 3 y 4 del proyecto de Plasma Innova [4], eliminando duplicidades y verificando la coherencia de unidades. De dichos informes se extrajeron (i) los parámetros de diseño del reactor —volumen efectivo, potencia y número de antorchas, gas de arrastre y disposición geométrica—, (ii) los resultados de simulaciones térmicas y de flujo (perfiles de temperatura, tiempos de residencia y distribución de velocidades) y (iii) las tablas de composición de *SynGas*.

En la tercera fase se procedió a la normalización de indicadores de desempeño (KPI). La eficiencia fría de gas (CGE) se calculó mediante la expresión estándar

$$CGE = \frac{LHVsyngas \times \dot{m}syngas}{LHVresiduo \times \dot{m}residuo}$$

Finalmente, se construyó una matriz de benchmarking que enfrentó los KPI del piloto costarricense con los de seis plantas internacionales que disponen de datos públicos completos (Mihama-Mikata, Utashinai, Wuhan, Plasco Ottawa, Pune y el proyecto cancelado de Teesside). Para cada instalación se registraron capacidad nominal, CGE, consumo eléctrico, estado operativo y año de puesta en marcha. Esta matriz sirvió de base para la discusión de tendencias y la identificación de factores críticos de éxito en contextos latinoamericanos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Panorama internacional

La revisión de cinco proyectos comerciales o demostrativos confirma una brecha importante entre el rendimiento técnico del plasma y su viabilidad económica a gran escala. Plantas japonesas de 24 t d^{-1} (Mihama-Mikata) y 2 × 150 t d^{-1} (Utashinai) operan de forma intermitente con eficiencias frías de gas (CGE) de 45 % y 35 %, respectivamente, y consumos eléctricos del orden de 370–480 kWh t^{-1} [1], [5]. Las iniciativas de mayor tamaño —Plasco Ottawa (94 t d^{-1}), Pune (72 t d^{-1}) y el proyecto cancelado de Teesside (1 000 t d^{-1})— exhibieron CGE inferiores al 42 % y sobrecostes de capital superiores a los 5 000 USD t^{-1} $año^{-1}$, lo que derivó en cierres prematuros o abandono de la construcción [2], [6]. Estos resultados sugieren que la economía de escala en plasma queda limitada por la complejidad de la limpieza del *SynGas* y por la fuerte dependencia de contratos de venta de energía a largo plazo.

4.2 Avances del piloto costarricense

El piloto de Plasma Innova está diseñado inicialmente para 1 t d^{-1} (flujo continuo de 125 kg h^{-1}) mediante un reactor cilíndrico de 120 L alimentado por cuatro antorchas de arco transferido que inyectan nitrógeno a 5-20 L min^{-1}

Figura 1. Pruebas al Gasificador – Costa Rica

Los ensayos numéricos muestran que el interior del reactor mantiene de forma estable unos 1 400 °C en la zona de parrillas, con focos puntuales que alcanzan hasta 2 260 °C; estas temperaturas son suficientes para vitrificar por completo la fracción inorgánica del residuo. La optimización del ángulo y del diámetro de las boquillas elevó la velocidad del chorro de plasma de 349 m s^{-1} a 471 m s^{-1}, lo que favorece la turbulencia, homogeniza la mezcla gaseosa y elimina zonas frías. Con temperaturas superiores a 1 300 °C y a partir de balances estequiométricos, se prevé una conversión de carbono superior al 80 % y la obtención de un *SynGas* con poder calorífico inferior (PCI) situado entre 7 y 10 MJ Nm^{-3}, valores concordantes con los reportados para RSU.

La primera simulación puso de manifiesto un calentamiento lento atribuido a un caudal insuficiente de nitrógeno; la situación se corrigió duplicando dicho flujo y precargando el lecho con residuo, lo que mejoró la transferencia térmica.

Gracias a estas mejoras, el consumo eléctrico específico se estima en torno a 470 kWh t^{-1}. No obstante, la energía recuperable —suma de la contenida en el *SynGas* y la radiación residual— permitiría generar al menos 0,6 MWh t^{-1}, de modo que el balance neto resulta positivo cuando la tarifa local supera 0,14 USD kWh^{-1}. En configuraciones modulares inferiores a 50 t $día^{-1}$, el CAPEX proyectado desciende por debajo de 2 000 USD t^{-1} $año^{-1}$, una cifra muy inferior a la observada en los megaproyectos analizados.

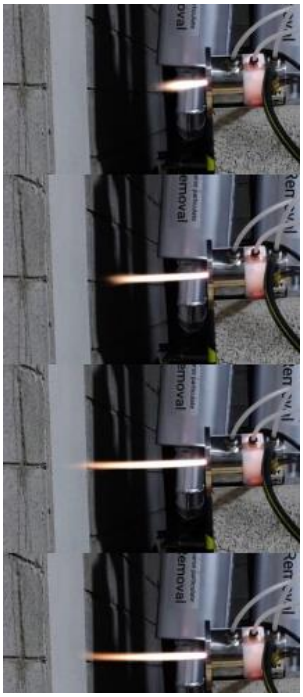


Figura 1. Perfil de pruebas de la antorcha – Costa Rica

4.3 Discusión comparativa

A escala internacional, los datos de desempeño recopilados por *IEA Bio-energy* y los informes de *NETL* confirman que el tamaño de planta no se traduce en una ganancia térmica lineal: a partir de unas 100 t d^{-1} la complejidad del sistema de limpieza de gas, el mayor tiempo de residencia hidráulica y la necesidad de un suministro de residuo homogéneo elevan los consumos auxiliares y tienden a recortar la eficiencia fría de gas (CGE) por debajo del 45 % [1], [7]. En contraste, el piloto costarricense —dimensionado para solo 1 t d^{-1} demuestra que la mini-modularidad puede sostener CGE superiores al 40 % con inversiones de capital muy inferiores, lo que rebaja el umbral financiero para municipalidades o industrias medianas de la región [4].

El potencial de integración energética también cambia con la escala. Las temperaturas internas superiores a 1 300 °C alcanzadas en el reactor de flujo continuo y el *SynGas* con PCI de 7-10 MJ Nm^{-3} ofrecen condiciones óptimas para acoplar micro-turbinas de gas o motores de mezcla pobre, tecnologías más accesibles económica y técnicamente que los ciclos combinados de gran potencia instalados en Asia [2]. Este planteamiento permite destinar parte del calor residual a procesos industriales locales (secado, vapor de proceso), incrementando la recuperación global y mejorando el VAN del proyecto.

Finalmente, persisten barreras de contexto: la ausencia de tarifas *feed-in* específicas para WtE y de mercados de créditos de carbono limita el acceso a financiamiento concesional. No obstante, el proyecto de reglamento costarricense sobre valorización energética incluye exenciones fiscales y depreciación acelerada para plantas menores de 10 MW, lo que se alinea con la capacidad modular aquí analizada y podría acelerar la adopción en América Central [3].

4.4 Implicaciones

La trayectoria del piloto costarricense demuestra que la estrategia de “pequeño-primero” ofrece una senda pragmática para la adopción de la gasificación con plasma en América Latina. Al dimensionar las unidades por debajo de una tonelada $día^{-1}$, se mitiga el riesgo de suministro de residuo y se evita el sobredimensionamiento financiero que ha comprometido proyectos de cientos de toneladas diarias en Asia y Norteamérica [1]. Esta escala inicial, mucho más asequible para municipalidades y parques industriales regionales, permite además validar de forma progresiva la confiabilidad operativa del plasma. Los parámetros de conversión, estabilidad térmica y mantenimiento pueden optimizarse antes de replicar módulos o escalar a bloques de 10 t d^{-1}, reduciendo así la curva de aprendizaje tecnológica [2].

Otro beneficio clave radica en la integración energética localizada. Con temperaturas internas superiores a 1 300 °C y un *SynGas* cuyo poder calorífico puede alcanzar 7-10 MJ Nm^{-3}, los módulos de baja capacidad pueden acoplarse con calderas existentes, secadores industriales o redes de vapor de pequeña escala, aprovechando al máximo el calor sensible que, en instalaciones de gran tamaño, suele disiparse sin uso productivo. Este acoplamiento incrementa la eficiencia global del sistema y mejora el retorno de la inversión, al sustituir combustibles fósiles en procesos colindantes y generar ingresos adicionales por venta de calor [3].

Planta (año)	País	Capacidad ($t\ d^{-1}$)	CGE (%)	kWh t^{-1}*	Estado
Mihama-Mikata (2002)	Japón	24	45	370	Operativa
Utashinai (2004)	Japón	2 × 150	35	480	Operativa intermitente
Wuhan (2013)	China	100	38	420	Demo
Plasco Ottawa (2012)	Canadá	94	42	510	Cerrada 2015
Teesside (2016)	RU	1 000	—	—	Cancelada
Pune (2010)	India	72	<30	>600	Cerrada 2020
Plasma Innova (2023)	CR	1	62	470	Piloto

Tabla 1. Comparativa Internacional y Piloto Costa Rica

En síntesis, aunque los proyectos de centenares de toneladas diarias han servido como vitrina tecnológica del plasma, la evidencia generada en Costa Rica indica que el modularidad y la integración energética local son los factores decisivos para transformar la gasificación con plasma en una solución de valorización de residuos técnicamente sólida y financieramente viable para la región. La ruta modular disminuye barreras de capital, facilita el aprendizaje incremental y alinea la oferta energética con la demanda térmica de la industria latinoamericana, configurando así un escenario más realista de adopción a corto y mediano plazo [4].

CONCLUSIONES

- Demostración técnica a escala modular: El reactor de 1 t $día^{-1}$ alcanzó temperaturas de operación > 1 300 °C, generó un sinergás con PCI de 7–10 MJ Nm^{-3} y mantuvo eficiencias frías de gas (CGE) superiores al 40 %, confirmando la viabilidad de la mini-gasificación por plasma en condiciones latinoamericanas.

- Balance energético positivo: Con un consumo eléctrico específico de ≈ 470 kWh t^{-1} y una energía recuperable ≥ 0,6 MWh t^{-1}, el sistema puede generar excedentes cuando la tarifa eléctrica local supera 0,14 USD kWh^{-1}, validando su potencial económico para municipios e industrias medianas.

- Menor riesgo financiero: El CAPEX proyectado (< 2 000 USD t^{-1} $año^{-1}$ en configuraciones < 50 t $día^{-1}$) reduce significativamente la barrera de entrada frente a mega-proyectos, evitando sobredimensionamiento y dependencias de contratos de residuos a gran escala.

- Potencial de integración térmica local: El *SynGas* y el calor sensible del reactor son compatibles con micro-turbinas, motores de mezcla pobre, calderas y secadores industriales, incrementando la eficiencia global y diversificando las fuentes de ingreso.

- Escalabilidad gradual ("pequeño-primero"): Validar módulos sub-tóricos permite acumular experiencia operativa y tecnológica antes de replicar o escalar a bloques de 10 t $día^{-1}$, reduciendo la curva de aprendizaje y el riesgo de fallo.

- Alineación con políticas emergentes: La regulación costarricense en discusión, que contempla incentivos fiscales para plantas < 10 MW, se ajusta al tamaño y modelo de negocio demostrados, lo que podría acelerar la adopción regional de la tecnología.

- Contribución a la agenda de WtE latinoamericana: Los datos inéditos generados por Plasma Innova ofrecen un referente real para futuras evaluaciones de gasificación con plasma en la región, llenando el vacío de casos operativos y fomentando la investigación aplicada.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] IEA Bioenergy Task 33, Gasification of Waste for Energy Carriers, Rep., 2019.

[2] N. J. Themelis and C. Ducharme, "Technical and Economic Analysis of Plasma-Assisted Waste-to-Energy Processes," Waste Management, vol. 140, pp. 1-12, 2020.

[3] Global Methane Initiative, "Waste-to-Energy Projects in Latin America: Status and Perspectives," Tech. Note, 2024.

[4] J. A. Castillo et al., "Optimización de un equipo de plasma térmico—Informe de Avance 4," Plasma Innova/TEC, Cartago, Costa Rica, May 2022.

[5] H. Tanaka et al., "Performance of the Utashinai Municipal Solid Waste Plasma Gasification Plant," Hitachi Metals Tech. Rep., 2015.

[6] Air Products and Chemicals Inc., "Teesside Waste-to-Energy Project Update," Waste Management World, 2016.

[7] U.S. DOE NETL, Plasma Arc Gasification Technology Status and Issues, Pittsburgh, PA, USA, Tech. Rep., 2022.

[8] Dovetail Partners, Thermal Waste Treatment Technologies: A Comparative Review, Minneapolis, MN, USA, Briefing Paper, Apr. 2023.

ID 178. LONG-TERM DEFORMATION ASSESSMENT OF A LARGE-SCALE CLOSED SANITARY LANDFILL

Gustavo Ferreira Simões[1], Cícero Antônio Antunes Catapreta[2]
[1]Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte MG, Brazil; [2]Urban Cleansing Authority, Belo Horizonte MG, Brazil
E-mail: gustavo@desa.ufmg.br; catapret@pbh.gov.br
Keywords: Landfills, geotechnical monitoring, long-term deformation.

Abstract
The long-term monitoring of settlements and deformation in sanitary landfills is of significant importance and essential, as it enables continuous assessment of safety. Furthermore, it provides key elements for management planning following the cessation of waste disposal activities in these landfills. Deformation monitoring is typically conducted through geotechnical monitoring, which can be associated with numerical modelling of long-term behavior, and visual and topographic inspections. In accordance with this objective, the present study aims to evaluate the long-term deformation observed in two cells of the Belo Horizonte landfill, from the closure of its activities in 2007 until 2024. This will contribute to the understanding of the long-term geomechanical behavior of large landfills. The methodology comprised the evaluation of the deformations obtained directly from the topographic profiles at four different times, after the cessation of waste disposal activities at the landfill. The mean deformation values observed at the upper portion of the two cells under analysis were 4.1% and 6.0% over the 17-year period examined.

Introduction
Landfills have been the solution for the final disposal of the largest portion of municipal solid waste (MSW) generated and collected in Brazil. Consequently, the planning and execution of these projects must be undertaken in accordance with specific operational standards, aiming to prevent damage or risks to public health and safety, whilst minimizing adverse environmental impacts (ABREMA, 2023).

In order to contribute to the environmentally appropriate disposal of MSW in these projects, it is essential to monitor and follow up on them so that their environmental, structural and geotechnical safety, among other objectives, can be continuously assessed. Consequently, the analysis of the geomechanical behavior of landfills, and in particular the geotechnical properties of the MSW disposed of there, is of particular importance. This analysis should take into account factors such as compressibility and the observed deformations. The results of such an analysis would contribute to the assessment of the structural safety of the landfill, the updating of its useful life, and the planning of post-closure activities.

The assessment of deformations in landfills is an essential component for evaluating their safety, and can be approached in various ways, including:

- Geotechnical monitoring involves the installation of equipment such as settlement indicators and inclinometers, which, in the context of structural stability analysis, should always be associated with the installation of piezometers and liquid level indicators.
- Numerical modelling is the use of computer simulation tools, i.e. mathematical models, to predict the long-term behavior of landfills. This includes predicting deformations and the water balance. This is essential for assessing the efficiency of drainage systems and for stability analysis.
- The analysis of biodegradation is of significant importance in the assessment of the degradation of the organic fraction of MSW. This analysis provides essential information on the loss of mass of the waste, and consequently, on its long-term settlements and deformations. Furthermore, it is an essential tool associated with the waste-to-energy projects;
- Visual and topographical inspections are a vital component in landfill monitoring. Conducting regular topographical surveys enables the identification and analysis of any deformations and settlements, thus facilitating the assessment of the site's stability and any necessary maintenance or remedial actions.

It is fundamental to monitor the settlements and deformations of large sanitary landfills in order to assess their geotechnical stability and to indicate the necessity for maintenance of the drainage systems (pluvial, leachate and biogas). These long-term deformations have been documented to reach 50% (Edgers, Noble and Williams, 1992; Wall & Zeiss, 1995; Ling et al., 1998), and it is imperative that drainage systems maintain functionality until the mass of waste disposed of is fully stabilized. Studies conducted in one of the cells examined in this study revealed maximum deformations of 40% during the filling phase, indicating a substantial increase in useful life of approximately 30% (Silva, Simões and Catapreta, 2011). Giorgini, Catapreta and Simões (2021) recorded deformations ranging from 36 to 48% in an experimental landfill over a period of 13 years, from 2005 to 2018.

These settlements and deformations can be obtained in a number of ways, but primarily by means of specific instruments associated with routine topographic surveys. As Mello & Simões (2013) have previously demonstrated, topography provides the primary data for monitoring, evaluating and decision-making processes related to operation and maintenance. Furthermore, these authors emphasize the significant potential for the utilization of unmanned aerial vehicles in the monitoring of landfills, especially those of large dimensions.

Objectives
The objective of this work is to evaluate the long-term deformations observed in two cells of the Belo Horizonte landfill, from the closure of its activities in 2007 until 2024, contributing to the understanding of the long-term geomechanical behavior of these projects.

Methodology
The landfill at the BR-040 Waste Treatment Plant in Belo Horizonte is located in the north-west of the municipality. The landfill initiated operations in 1975 and was closed in 2007, following a period of 32 years. The landfill site

occupies an area of 144 hectares, of which 65 hectares are subdivided into seven areas (cells), which were used for the disposal of MSW. The site was approximately 65 meters high at the highest point at the time of closure.

Approximately 23 Mt of MSW was disposed of at the landfill during its operation. The waste disposed of included household waste, public waste, construction waste and health service waste.

In the development of this work, the general topographic surveys of the Belo Horizonte landfill (topographic profiles) that have been carried out on an annual basis were taken into account. A detailed analysis based on the records of settlement indicators was not carried out because the time series of records is compromised by problems of loss, damage and replacement of the indicators, which makes analysis difficult.

Two large waste landfill cells, hereafter referred to as AC04 and AC05, were selected for further analysis due to the availability of data that facilitates a more comprehensive evaluation. The height of the landfill on the specified date was calculated in relation to the original 1974 profile. The heights were evaluated at 5-metre intervals along the profiles. The difference in heights between two specified dates results in the settlement that occurred during the period. The deformation was evaluated by dividing the difference in height (Height at Year of Closure 2007 minus Height at Original Profile 1974) by the initial height at each point evaluated. This method allows for the deformation that occurred during the period to be evaluated, with the height of the waste at the time of closure serving as a reference point. The study evaluated four distinct periods: 2007-2011, 2007-2015, 2007-2019 and 2007-2024.

Results and Discussion

Figure 1 presents the layout of the Belo Horizonte landfill and the position of the cells and topographic profiles considered in this study.

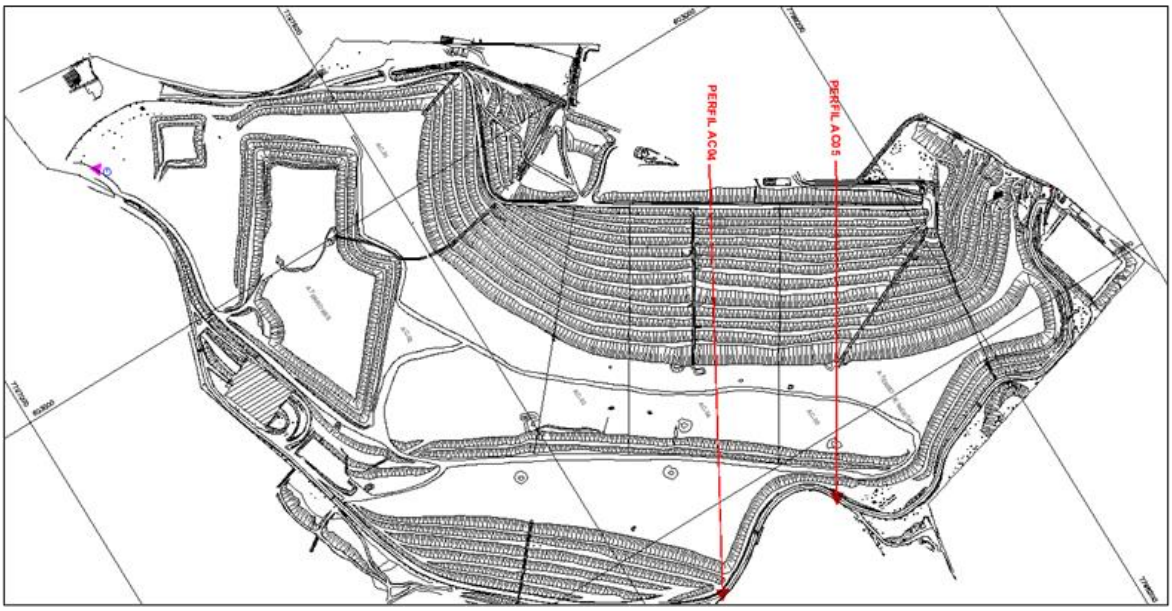


Figure 1. Layout of the landfill and topographic profiles

The Belo Horizonte landfill was constructed using the slope method, whereby the landfill was built on a sloping plane that ascends along a natural slope, with waste being compacted against this slope.

In the lowest part of cells AC04 and AC05, the reference elevation was measured at 865 m. Throughout the waste disposal process, the landfill reached a maximum elevation of 932 m. As illustrated in Figures 2 and 3, the base elevations of the landfill exhibited variation depending on the points evaluated, given that the landfill was constructed in part according to the topography that was existent at the time.

The vertical deformations calculated for cells AC04 and AC05 are shown in Figures 2 and 3, respectively. In general, the observed behavior was in accordance with the expected trends, with a progressive increase in deformations over time. However, fluctuations can be observed along the profile, as will be discussed subsequently.

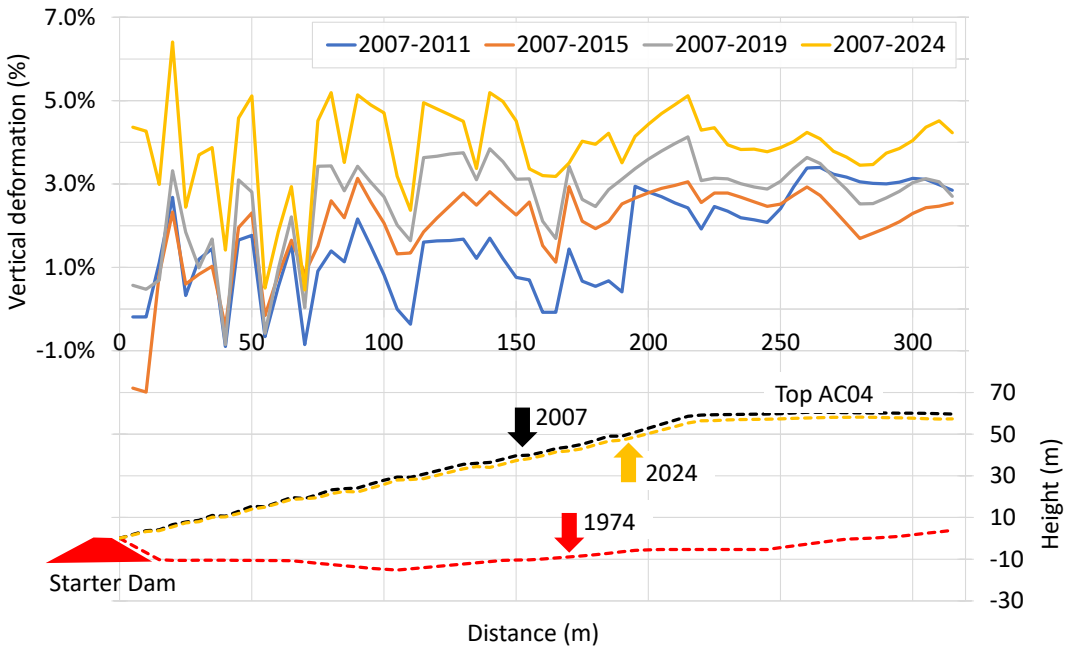


Figure 2. Vertical deformation – Cell AC04

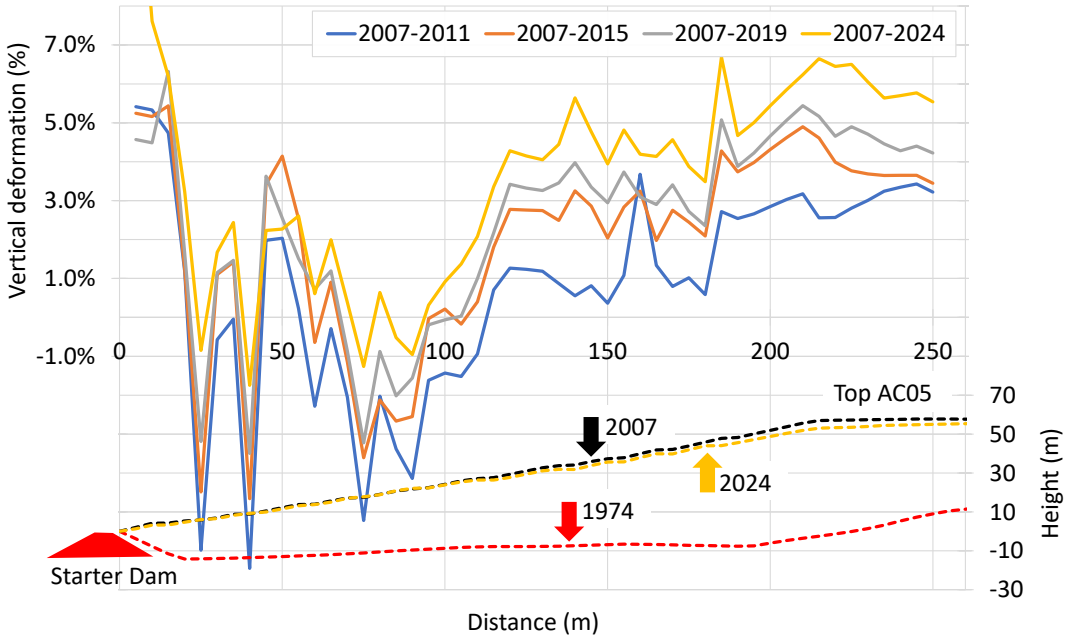


Figure 3. Vertical deformation – Cell AC05

It is evident that the deformations observed on the upper portion of the landfill were greater in comparison to those observed in the lower portions, i.e. on the initial slopes and berms, corresponding to older areas of waste disposal. In homogeneous materials, this behavior may not be expected in a long-term situation. However, for MSW, which is disposed of over long periods, generating the appearance of regions in different states of degradation and, consequently, of different compressibility, associated with the known heterogeneity of the waste, this behavior can be justified. In the higher portions of the landfill, the waste is more recent and therefore more prone to deformation, primarily due to the process of biodegradation. This is in addition to the accumulation of settlements that have been observed in the lower elevations.

Another notable observation is the apparent erratic variations in deformation along the slope, particularly in the lowermost segments adjacent to the starter dam. These variations reach negative deformation values, indicating that the surface at the specified time would be at higher levels than those recorded at the time of closure. The analysis was based on topographic profiles, rather than surface settlement indicators located at specific points on the slopes. Consequently, the observed deformation pattern is directly related to the constant earthworks carried out along the slopes and berms of the landfill. These earthworks are necessary to guarantee the functionality of the surface drainage system, and thus involve the addition of material (soil), which in turn influences the levels of the profiles, especially on the berms.

In these areas, the fact that they had undergone maintenance that required the application of additional material (soil) made data analysis difficult. However, it should be noted that no points were excluded from the figures, as they reflect the real situation in the field. The most significant fluctuations were observed in Cell AC05. It is important to note that the use of material (soil) during these berm and slope reshaping activities significantly impacts the deformations of the lower regions of the slopes. This is due to the fact that the height of the waste is lower, which often results in negative deformation values.

With the exception of the 2007-2011 period, which exhibited higher deformations than the subsequent periods, the results were consistent. That is to say, there was an increase over time, with average vertical deformations of 3.0% (2007-2011), 2.5% (2007-2015), 3.2% (2007-2019) and 4.1% (2007-2024) over the 17 years analyzed.

For Cell AC05, it is evident that on the slopes and berms at the base of the landfill, the fluctuations are more pronounced, which has a significant impact on the analysis due to the aforementioned intense earthworks activities. Furthermore, in the upper portion, where the results were more consistent, average vertical deformations of 3.0% (2007-2011), 4.0% (2007-2015), 4.7% (2007-2019) and 6.0% (2007-2024) were recorded over the 17-year period analyzed.

Klink, van Elk and Silva (2021) obtained deformation values ranging from 0.5% to 1.3% in a large closed landfill site over a period of approximately 2.5 years. The authors remark that the minor deformations observed occur in closed areas that are under constant load, a situation analogous to that analyzed in this work.

Settlement rates have exhibited a downward trend, suggesting a stabilization of settlements and indicating that, despite the potential presence of a high content of degradable organic matter within the cell, the theoretical predictions of degradation have not been confirmed. This phenomenon may be partially explained by the inhibition products inherent to the degradation of organic matter itself or present in the mass of waste disposed of. These inhibition products have been shown to inhibit or reduce the metabolic activity of microorganisms, and consequently, the decomposition of waste and long-term settlement (Melo et al., 2016).

This hypothesis is supported by the observation that biogas production at the landfill has been significantly reduced, and energy generation from its extraction ceased in 2021. This suggests that the remaining organic matter, which is characterized by its recalcitrance, will require a greater time period to degrade. Consequently, the contribution of mass loss to the observed settlements is diminished, and only the mechanical component of slow deformation (creep) can be expected to occur.

It is important to acknowledge that the analysis was hindered by the use of different topographic profiles, some of which were recorded using the regional geodetic reference system specific to South America, established in 1969, the SAD69 (South American Datum), while others were obtained using the SIRGAS 2000 system (Geocentric Reference System for the Americas 2000), which replaced the previous one.

Conclusions

The paper presents an analysis of the long-term deformations of the BR-040 Waste Treatment Plant Landfill in Belo Horizonte, Brazil, obtained from geotechnical monitoring carried out in the post-closure period, from 2007 to 2024.

The findings indicate that deformations in landfills must be incorporated into the design, operation and post-closure phases of these projects. Furthermore, the results highlight the importance of implementing continuous geotechnical and environmental monitoring. This observation is important because settlements in landfills are generally associated with the biodegradation of waste, a phenomenon observed over long periods of time until stabilization, causing long-term deformations to be observed.

The mean deformation values observed at the upper portion of the two cells under analysis were 4.1% and 6.0% over the 17-year period examined.

The results demonstrated that the most significant deformations occurred on the top of the landfill, with a decrease observed as the lower berms were evaluated, corresponding to lower heights of waste. This phenomenon can be attributed to the fact that the upper layers are more recent and continue to experience greater settlements due to waste degradation than the lower layers.

The main difficulties observed in interpreting the monitoring records relate to the intense earthworks carried out mainly in the lower portions of the slopes. It is an established fact that these activities are routine in large landfills, with the objective being to ensure the functionality of the surface drainage systems. These systems are frequently compromised by the very occurrence of settlement.

A study based on the records of the settlement indicators could complement this work and contribute to a better understanding of these deformations without the influence of the earthworks that are routinely carried out on the berms of the slopes. However, the continuous replacement of these indicators compromises the historical series of records and makes analysis difficult.

References

ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (2023). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023*. São Paulo: ABREMA.

Edgers, L.; Noble, J.J. & Williams, E. (1992). A biologic model for long term settlement in landfills. In: *Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology*, Proceedings Cesme, Turkey, pp. 177-184.

Giorgini, M.G.; Catapreta, C.A.A.; Simões, G.F. (2021). Modelagem de recalques de longo prazo de um aterro sanitário experimental - Análise crítica de três modelos empíricos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, **14**, p. 107-121.

Klink, A.F.C.; Van Elk, A.G.H.P.; & Silva, J.C. (2021). Aplicação de Modelos Matemáticos para Previsão de Recalques do Aterro de Nova Iguaçu – RJ, Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências*, **44**: 37103.

Ling, H.I.; Leshchinsky, D.; Mohri Y.; Kawabata, T. (1998). Estimation of Municipal Solid Waste Landfill Settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. **124**(1), pp. 21-28.

Mello, C. C. S.; Simoes, G. F. (2023). Avaliação do Ganho de Vida Útil em uma Célula de um Aterro Sanitário de Grande Porte durante a Operação com Utilização de VANT. In: *Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*, Anais... Salvador, ABMS.

Melo, M. C.; Caribé, R. M.; Farias, R. M. S.; Monteiro, V. E. D. (2016). Deformação Vertical dos Resíduos Sólidos Urbanos em uma Célula Experimental em Função da Composição Gravimétrica e Volumétrica dos Materiais. *Matéria*, **21**(2), pp.450-460.

Silva, F. H. R.; Simões, G. F. Catapreta, C. A. A. (2011). Calibração de um modelo acoplado mecânico e biológico para a previsão de recalques em um aterro sanitário baseado em dados de monitoramento. In: *Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*, Anais... Belo Horizonte, ABMS.

Simões, G.F.; Catapreta, C.A.A. (2010). Assessment of Long-Term Settlement Prediction Models for Municipal Solid Wastes Disposed in an Experimental Landfill. *Soils and Rocks*, São Paulo, **33**(2): 55-67.

Wall, D.K.; Zeiss, C. (1995). Municipal landfill biodegradation and settlement. *Journal of Environmental Engineering*, **121**(3), pp. 214-224.

ID 179. ADEQUAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO FINAL: UMA ABORDAGEM MULTICRITÉRIO PARA ANÁLISE CRÍTICA DE LOCALIZAÇÕES DE ATERROS E LIXÕES

Bruno Henrique Rosa da Silva; Gustavo Ferreira Simões
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte – MG – Brasil
E-mail: bruno.henrique.r22@gmail.com; gustavo@desa.ufmg.br

Palavras-chave: Avaliação multicritério, Resíduos sólidos urbanos, Áreas de disposição final, Sistemas de informação geográfica.

Abstract

The application of multi-criteria methods for evaluating the suitability of areas as final disposal sites for municipal solid waste is a critical component of Municipal Integrated Solid Waste Management Plans (MISWMP). This evaluation is typically carried out using Geographic Information Systems (GIS), which consolidate a list of restrictive and relative criteria. The GIS employs map algebra, a statistical method, to visualize the relative suitability of areas for waste disposal.

In this study, an inverse logic is proposed. A multi-criteria evaluation similar to those carried out in the MISWMP is applied. The layer of final suitability scores is cross-referenced with the location of existing final disposal areas (landfills and open dumps) in two mesoregions of the state of Minas Gerais (Brazil).

Cross-referencing data enabled a critical analysis of site locations and a verification of their compliance with current Brazilian legislation. The results indicated that 34.7% and 70.6% of the final disposal sites in the Jequitinhonha and Triângulo Mineiro mesoregions, respectively, are situated in unsuitable areas. In regard to the proportion of sites in suitable areas, the average score for the Jequitinhonha sites was 3.579 on a scale of 0 to 5, while the average for the Triângulo Mineiro was 3.756.

Of the 39 unsuitable sites in the two mesoregions, the restrictive criterion that was most often breached was that of Airport Safety Areas. This criterion was identified as the primary cause of site unsuitability in 32 cases, accounting for 84% of the total.

Introdução

Segundo definição da norma brasileira NBR 8.419/1992, um aterro sanitário é uma "técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais". O instrumento ainda aponta que os aterros possuem como método a utilização de "princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário".

A utilização desta técnica de disposição final de resíduos sólidos é recomendada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) do Brasil, instituída pela Lei Federal nº 12.305/2010. Segundo a PNRS, esgotadas outras formas de aproveitamento dos resíduos (como a reciclagem, compostagem e recuperação), o rejeito deve ser encaminhado para a disposição final ambientalmente correta em aterro sanitário.

Ainda nesse sentido, a lei fixa em seu Art. 3º que a disposição de rejeitos em aterro deve observar "normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos".

As normas operacionais às quais a PNRS se refere dizem respeito a um arcabouço de leis e regulamentos brasileiros que fixam critérios, parâmetros e exigências para instalação e operação de aterros sanitários.

Nelas, são fixadas as determinações construtivas para a instalação e operação do aterro, com informações sobre as exigências mínimas quanto à impermeabilização, os dispositivos para tratamento do lixiviado, captação do biogás, entre outros dessa natureza. Além disso, em alguns casos, versam também sobre critérios para escolha do local de implantação de aterros sanitários.

Há também um conjunto de outras leis e dispositivos legais ligados ao tema. No caso especial de Minas Gerais, um dos 27 estados da federação do Brasil, o principal instrumento nesse sentido é a deliberação normativa DN COPAM 244/2022, que dispõe sobre os critérios para implantação e operação de aterros sanitários no estado.

Na perspectiva da instalação de aterros, devem ser observadas ainda normas federais e estaduais que dispõe sobre territórios de ocupação restrita, como as áreas de preservação permanente (APPs – definidas no Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012), as unidades de conservação (UC) (conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, criado pela Lei Federal nº 9.985/2000), entre outras.

Apesar de todas estas disposições apontadas pela PNRS, a realidade é que muitos dos municípios brasileiros, especialmente os de menor porte, ainda possuem grandes dificuldades para efetivar a disposição final ambientalmente correta de seus resíduos. Sobre isso, dados da Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA) (2023) apontam que 28 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) (38,9% do total) foram dispostos de forma inadequada no Brasil em 2022, revelando a persistência da disposição em lixões.

Especialmente no estado de Minas Gerais, dados da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD) apontam que, em 2022, 510 municípios destinavam seus RSU para empreendimentos com regularização ambiental válida, o que corresponde a 59,8% dos municípios do estado. No total, ainda existem 276 lixões, distribuídos principalmente na região norte de Minas, que concentra maiores fragilidades na gestão de resíduos.

Dada a necessidade do estabelecimento de novas áreas para disposição final adequada de resíduos para cumprimento das disposições da PNRS em municípios ainda irregulares, existem diversos trabalhos na literatura que evocam metodologias baseadas na modelagem e análise espacial para consolidar diferentes informações no sentido de determinar as áreas com maior viabilidade para instalação de aterros sanitários em uma dada área de estudo.

Sobre isso, Aquino (2018) afirma que, a partir dessas ferramentas, é possível buscar atender simultaneamente e de forma satisfatória aos fatores ambientais, legais, econômicos e sociais envolvidos na localização de aterros.

Além disso, elas são eficazes para fornecer informações claras e eficazes para a tomada de decisões.

Convergindo com o autor, Neves e Almeida (2022) apontam que a utilização de geoprocessamento para avaliações desta natureza pode apoiar a articulação de diversas perspectivas no âmbito de uma política municipal de gestão integrada de resíduos sólidos. As autoras também destacam o potencial de evitar custos e movimentação de recursos para estudos de seleção de área para implantação do aterro, consolidando todos as principais considerações a serem feitas na avaliação multicritério.

A utilização dessas metodologias para seleção de áreas para instalação de aterros é recorrente em Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB) no Brasil. Sobre isto, a Fundação Nacional de Saúde (Funasa) (2018), órgão do governo federal brasileiro com atuação em melhoria de condições sanitárias, em seu termo de referência para elaboração de PMSB, recomenda que, para o estudo preliminar de áreas para aterro, "podem ser usadas metodologias desenvolvidas por vários autores que, em comum, propõem um conjunto de critérios, sendo a cada um atribuído peso, além de pontuações do ponto de vista do atendimento das áreas estudadas para cada critério".

Em geral, nesses empregos, a utilização da avaliação multicritério tem como perspectiva apontar possíveis áreas vantajosas para a instalação de novos empreendimentos de disposição final. Apesar disso, neste trabalho, buscou-se uma avaliação inversa, isto é, dada a localização dos locais de disposição final, fez-se a análise espacial de forma a avaliar se estes pontos estão, realmente, localizados nos melhores locais.

Isto porque aterros mal localizados estão associados a diversos problemas de ordem ambiental, social e econômica. Citam-se como destaques os possíveis incômodos a comunidades próximas em razão de mal odor; os altos custos operacionais para transporte dos resíduos entre o centro de geração de resíduos e o local de disposição final; e a atração de pássaros (urubus) que podem ser ponto de atenção em áreas no entorno de aeródromos, entre outros (Wang, et. al, 2018).

A partir dessa abordagem, tem-se como perspectiva avaliar possíveis fragilidades da localização dos pontos de disposição final, especialmente no tocante ao descumprimento de critérios restritivos fixados em normas e leis. Espera-se, portanto, obter resultados que permitam a avaliação geral de quão bem localizados os aterros e lixões das áreas de estudo estão.

Objetivos

O objetivo geral é verificar a adequação da alocação dos empreendimentos de disposição final de resíduos sólidos nas mesorregiões do Jequitinhonha e do Triângulo Mineiro, no estado brasileiro de Minas Gerais.

Além disso, tem-se como objetivos específicos:

- Estabelecer o conjunto de critérios restritivos e relativos a serem utilizados para compor a análise especial, atribuir os pesos da avaliação de critérios relativos por meio da aplicação do método AHP (*Analitic Hierarchy Process*);
- Realizar a avaliação de viabilidade para instalação de empreendimentos de disposição final de RSU, construindo a análise multicritério por meio de álgebra de todos os critérios restritivos e relativos;
- Realizar o cruzamento entre as notas de viabilidade para instalação de empreendimentos de disposição final de RSU e a localização dos empreendimentos existentes nas áreas de estudo;
- Avaliar a localização dos empreendimentos de disposição final das áreas de estudo, com vistas à identificação de possíveis problemas, especialmente no tocante ao atendimento a critérios restritivos legais.

Metodologia

A metodologia possui duas etapas-chave: a primeira compreende a criação da análise de aptidão para disposição final e, em seguida, o cruzamento entre estas notas e a localização das áreas utilizadas para este fim nas mesorregiões de estudo – obtidas via dados da SEMAD, de 2023.

A primeira parte foi feita à semelhança de trabalhos como Weber e Hasenack (2000), Samizava et. al (2008), Saboia et. al (2023) e Felicori et. al. (2016), com base em dois agrupamentos:

- **Critérios restritivos:** representam barreiras à utilização da área, tornando-se critérios de restrição. Foram avaliados com uma lógica booleana – isto é, com a aptidão das áreas sendo classificadas em "sim" ou "não" – estando associadas a estas respostas as notas 1 e 0, respectivamente. A consolidação dos critérios restritivos se dá pela multiplicação de todas as camadas, de modo que os locais classificados como inaptos em pelo menos um dos critérios recebe nota 0 ao final.
- **Critérios relativos:** expressam o grau de aptidão para o uso desejado. Nestes casos, tem-se interesse em quantificar o quão aptas as áreas são, de tal forma que a avaliação possui uma natureza contínua convergindo com a análise de sobreposição fuzzy. Adotou-se neste trabalho o padrão de avaliação com notas de 0 a 5. Para consolidação deles fez-se uso de uma soma ponderada. Os pesos utilizados foram determinados pelo método AHP (Saaty, 2008).

No tocante à segunda etapa da metodologia, para conceder as notas para cada local de disposição final foi utilizada uma média das notas de aptidão inseridas dentro de um buffer de 200 metros no entorno dos pontos que os localizam. Este valor foi utilizado como forma de aproximar o traçado real da área ocupada pelos empreendimentos, na impossibilidade operacional de delimitar de forma manual de individualmente cada um deles.

A metodologia adotada está esquematicamente sintetizada na Figura 1.

A área de estudo compreendeu as mesorregiões do Jequitinhonha e Triângulo Mineiro, que fazem parte do estado de Minas Gerais. Esta escolha se deu pelo fato de a primeira ser a porção estado de Minas com maior número de lixões, enquanto a segunda é a que possui maior número de aterros sanitários. Desta forma, a metodologia permitiria uma análise da distribuição de notas por categoria de empreendimento de disposição final, o que seria importante para validar uma das hipóteses iniciais: a de que os aterros estariam melhor localizados que os lixões.

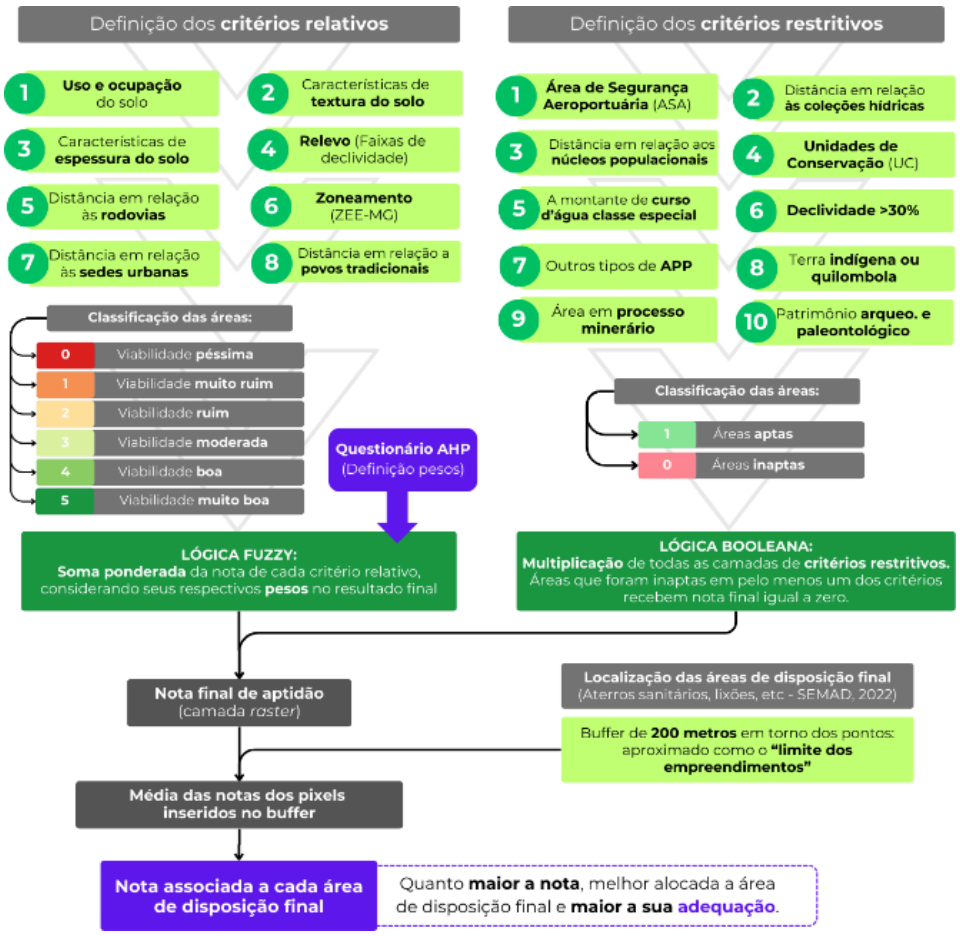


Figura 28. Esquema de metodologia de avaliação da adequação das áreas

Resultados e discussão

Na avaliação das notas por área de disposição final considerou-se como áreas inaptas aquelas com média igual ou muito próxima a zero, o que indica que estão em áreas que não atendem pelo menos um dos critérios restritivos. No Triângulo Mineiro, esta é a situação de 23 das 34 áreas de disposição final, perfazendo um percentual de 67,6%. Por sua vez, no Jequitinhonha tem-se 15 áreas inaptas em um universo de 42 (35,7%).

Na Tabela 1 tem-se a distribuição destas áreas por tipologia de disposição final. Observa-se que quase todos os aterros sanitários do Triângulo foram classificados como inaptos.

Na avaliação sobre os tipos de critérios restritivos que condicionaram estas inaptidões tem-se o resultado da Figura 2. Pode-se notar que as Áreas de Segurança Aeroportuária (ASA) - áreas com raio de 20 km no entorno de aeródromos, nas quais alguns "uso e ocupação estão sujeitos a restrições especiais em função da natureza atrativa de fauna", segundo definição da Lei Federal nº 12.725/2012 - foram o critério mais recorrentemente descumprido, sendo pelo menos uma das causas de inadequação em 32 casos dentre as 38 áreas inaptas.

Tabela 4. Classificação dos locais de disposição final por tipologia e mesorregião

Tipo e classificação	Jequitinhonha	Triângulo Mineiro	Total
Aterros sanitários	**-**	**10**	**10**
Inapta	-	10	10
AS pequeno porte	**1**	**7**	**8**
Apta		6	6
Inapta	1	1	2
Lixões	**41**	**17**	**58**
Apta	30	4	34
Inapta	11	13	24
Total Geral	**42**	**34**	**76**

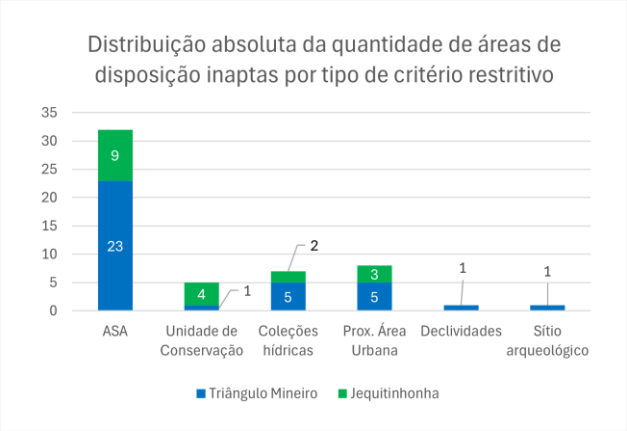


Figura 29. Distribuição absoluta das áreas inaptas por tipo de critério restritivo

Já na avaliação das áreas classificadas como aptas, tem-se nos resultados da Tabela 2. A média de nota por tipologia aponta pequena superioridade dos aterros de pequeno porte em relação aos lixões. De modo geral, as notas médias de todos os locais de disposição final é de 3,633 (em uma escala que vai até 5).

Tabela 5. Média de notas das áreas "aptas" por mesorregião e tipo

Tipo	Jequitinhonha	Triângulo Mineiro	Total Geral
AS de pequeno porte	-	3,769	3,769
Lixões	3,579	3,760	3,608
Total Geral	**3,579**	**3,765**	**3,633**

Observa-se dos resultados que o Triângulo Mineiro possui um percentual elevado de locais de disposição final que foram classificados como inaptos. Do gráfico da Figura 2, pode-se notar que grande parte dessas áreas foram assim classificadas por estarem inseridas em Áreas de Segurança Aeroportuárias (ASA). Os locais de disposição final de resíduos enquadram-se nesta definição, especialmente considerando a atração de urubus.

Sobre este resultado, o fato de o Triângulo Mineiro ser uma porção do estado de Minas Gerias com grande pujança do setor agropecuário (Oliveira, 2017) implica em grande quantidade de aeródromos privados em fazendas (utilizados para aplicação aérea de fertilizantes). A influência deles é tamanha que, caso fossem considerados apenas os aeródromos de uso público, o percentual do território da mesorregião classificado como inapto em função de ASA seria reduzido de 49,85% para 12,65%.

Quanto aos demais critérios restritivos, poucas áreas foram classificadas como inaptas em função deles. Conforme pode-se notar da comparação entre a Figura 1 e a Figura 2, de todos os 10 critérios restritos utilizados, 6 foram descumpridos em algum dos locais de disposição final.

A avaliação por tipologia (dados da Tabela 1) demonstra que, percentualmente, os lixões possuem tendência maior a estarem em áreas inaptas (41,3%) do que os aterros sanitários de pequeno porte (apenas 25%). Estes resultados estão em conformidade com as expectativas iniciais e podem ser explicados pelo maior cuidado técnico envolvido na alocação de aterros.

Como excepcionalidade, tem-se os 10 aterros sanitários do Triângulo que foram classificados todos como inaptos, especialmente em função do critério de ASA. Apesar disso, foram encontradas evidências de pareceres de licenciamento ambiental de aterros de Minas Gerais que têm suas licenças deferidas mesmo que inseridos em ASA, mediante justificativas (ex.: baixa frequência de voos do aeródromo, adoção de técnicas par a minimizar atração de pássaros).

Já no tocante às áreas classificadas como aptas, pode-se notar da Tabela 2 que, de modo geral, as médias estão em patamares que indicam uma adequação moderada, com notas médias de 3,579 no Jequitinhonha e 3,765 no Triângulo.

Conclusão

Portanto, pode-se apontar que um quantitativo expressivo dos locais de disposição final das áreas de estudo está em áreas inaptas – principalmente em função das ASA. Cabe destacar, no entanto, que a despeito de a Lei Federal 12.725/2012 definir estas áreas como um buffer de 20 km no entorno dos aeródromos, foram encontrados durante as pesquisas evidências de pareceres de licenciamento ambiental de aterros mineiros que são deferidos mesmo com a área ocupada estando inserida em ASA, mediante justificativas.

De modo geral, os lixões possuem tendência maior a estarem em áreas inaptas do que os aterros sanitários de pequeno porte. Já os aterros de grande porte nas áreas de estudo foram todos classificados como inaptos, especialmente por serem todos do Triângulo Mineiro, mesorregião em que há grande número de ASA de aeródromos privados.

Já no tocante às notas associadas aos locais de disposição final aptos (isto é, com nota diferente de zero), observa-se que os aterros sanitários de pequeno porte possuem nota levemente superior que os dos lixões. A nota média geral de ambas as mesorregiões denota um panorama de adequação moderadamente satisfatório.

Como principal fragilidade das análises realizadas, destaca-se o fato de a metodologia não conseguir contemplar um aspecto temporal importante a ser considerado nas avaliações de aptidão. Isto é, em alguns empreendimentos de disposição final categorizados como inaptos neste trabalho é possível que a instalação seja anterior à existência de aeródromos ou do

espalhamento da mancha urbana para as proximidades do local de disposição final, por exemplo.

Neste caso, a localização do empreendimento de disposição final pode ter sido feita de forma correta, considerando a situação existente no momento de sua instalação. O fato de novos critérios restritivos terem se movido para a parcela do território ocupada pelo empreendimento indicaria uma falha no gerenciamento do uso e ocupação do solo e do planejamento urbano, haja vista que benefício coletivo de um aterro sanitário deve ser priorizado frente às demandas de instalação de novos aeródromos.

Referências bibliográficas

AQUINO, J. N. (2018). *Uso de técnicas de modelagem e análise espacial na seleção de áreas ideais para construção de aterros sanitários em regiões metropolitanas densamente povoadas*. Tese de mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais – Instituto de Geociências da UFMG, 74 p.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1984). ABNT NBR 8.419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos urbanos. Rio de Janeiro.

ABREMA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (2023). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2023*. 54 p.

BRASIL (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF.

BRASIL (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF.

BRASIL (2000). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF.

Felicori, T. C.; Marques, E. A. G.; Silva T. Q.; Porto, B. B.; Bravin, T. C.; Santos, K. M. C. (2016). Identificação de áreas adequadas para a construção de aterros sanitários e usinas de triagem e compostagem na mesorregião da Zona da Mata, Minas Gerais. *Rev. Eng. Sanitária e Ambiental*, **21**(3).

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (2018). Termo de Referência para elaboração de Plano Municipal de Saneamento Básico. Brasília, DF. 192 p.

MINAS GERAIS (2022). Deliberação Normativa COPAM nº 244, de 27 de janeiro de 2022. Dispõe sobre os critérios para implantação e operação de aterros sanitários em Minas Gerais e dá outras providências. Belo Horizonte, MG.

Neves, S. J. R.; Almeida, T. T. S. (2022). *Identificação da aptidão de áreas à instalação de aterro sanitário no município de Prainha-PA utilizando avaliação multicritério e geotecnologias*. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental e Sanitária – Universidade Federal do Pará. Tucuruí, PA, 101p.

Oliveira, A. S. (2017). Produto Interno Bruto na Mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba - TMAP. In: Corrêa, V. P. (Org.). *Dinâmica Socioeconômica da Mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba*. Uberlândia: CEPES/IEUFU, V. 3, 61 p.

Saaty, T. L. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. *Int. J. Services Sciences*, **1**(1).

Saboia, m. A. X.; Sousa, b. N.; Martins, v. R. A.; Portela, f. A. B.; Silva, T. F. (2023). Utilização de Sistemas de Informações Geográficas para Implantação de um Aterro Sanitário no Município de Cratéus/CE. *XIV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, Natal/RN.

Samizava, T.M.; Kaida, R.H.; Imai, N.N.; Nunes, J.O.R. (2008). SIG aplicado à escolha de áreas potenciais para instalação de aterros sanitários no município de Presidente Prudente - SP. *Revista Brasileira de Cartografia*, **60**(1), p.43-55.

SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (2023). *Panorama Resíduos Sólidos Urbanos em Minas Gerais: ano base 2022*. Belo Horizonte, MG, 77 p.

Wang, Y.; Li, J.; An, D.; Xi, B.; Tang, J.; Wang, Y.; Yang, Y. (2018). Site selection for municipal solid waste landfill considering environmental health risks. *Resources, Conservation and Recycling*, **138**, p. 40-46.

Weber, E.; Hasenack, H. (2000). Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análises em SIG com classificação contínua dos dados. *Congresso e Feira para Usuários de Geoprocessamento da América Latina*, 6. Anais [...]. Salvador, BA.

ID 180. FACTIBILIDAD DE UN CENTRO TECNOLÓGICO DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS PARA EL TERRITORIO NORTE

Luis Diego Mora

Palabras clave: Gestión de residuos, economía circular, sostenibilidad territorial, articulación institucional.

Abstract

This paper presents the feasibility analysis of a Technological Center for Integrated Solid Waste Management in the "North-North" territory of Costa Rica, covering the municipalities of Guatuso, Upala, and Los Chiles. The project seeks to transform current waste management through a regional, environmentally sustainable, and economically viable model based on circular economy principles. The study highlights the collaborative planning process, technical design, and institutional coordination required to establish a transfer, recovery, and composting center that will benefit more than 110,000 residents. The results demonstrate the project's potential to improve waste collection coverage, reduce treatment costs, generate local employment, and serve as a model for territorial sustainability.

Introducción

La gestión inadecuada de los residuos sólidos representa uno de los mayores retos sanitarios, ambientales y logísticos para los gobiernos locales del Territorio Norte-Norte de Costa Rica, conformado por los cantones de Guatuso, Upala y Los Chiles. Con una cobertura de recolección de apenas el 35% y una disposición final en rellenos sanitarios ubicados a grandes distancias, el manejo actual genera altos costos operativos, incrementa la huella de carbono y afecta la salud pública de la población. Ante esta realidad, surge la propuesta de construir un Centro Tecnológico de Gestión Integral de Residuos Sólidos que permita realizar la transferencia, valorización y compostaje de residuos bajo un enfoque de economía circular, sostenibilidad financiera y articulación institucional.

El proyecto tiene un carácter territorial y busca beneficiar a toda la población de los tres cantones, estimada en 110 378 habitantes. Para su desarrollo, se destina un terreno de 5,4 hectáreas, propiedad de la Municipalidad de Guatuso, estratégicamente ubicado en el distrito de Buena Vista (Figura 1), con fácil acceso a la red vial regional. Este terreno permitirá reducir costos logísticos y facilitar el tránsito de los camiones recolectores de los tres municipios. El sitio fue seleccionado por contar con condiciones óptimas de uso de suelo y por evitar gastos adicionales en adquisición de terrenos.

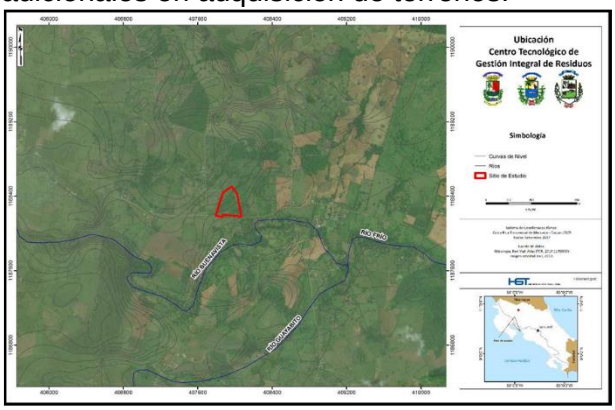


Figura 1. Localización del proyecto. Fuente: Hidrogeotecnia LTDA-SETECOOP R.L, 2020.

A pesar del esfuerzo de las municipalidades por ampliar la cobertura de recolección, la limitada capacidad técnica y financiera ha impedido alcanzar una gestión integral. Como resultado, gran parte de los residuos no recolectados son enterrados, quemados o dispuestos de forma

inadecuada en ríos y lotes baldíos, generando riesgos ambientales y sanitarios. Además, el modelo actual de transporte de residuos hacia rellenos sanitarios en San Carlos, Miramar o Nicoya no solo encarece el tratamiento, sino que también limita la eficiencia del sistema de recolección.

El proyecto plantea una solución viable y sostenible, con apoyo de actores clave como IFAM, INDER, MIDEPLAN y la cooperación internacional, quienes han acompañado el proceso de estudios de preinversión y factibilidad desde 2017. La propuesta permitirá mejorar la calidad de vida de las comunidades, dinamizar la economía local mediante empleos verdes, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y fortalecer una nueva cultura de educación ambiental. Asimismo, tiene el potencial de convertirse en un modelo replicable en otros territorios rurales del país y la región.

OBJETIVOS:

1. Determinar la viabilidad técnica, legal y financiera del Centro Tecnológico.
2. Identificar beneficios ambientales, económicos y sociales para los tres cantones.
3. Proponer un modelo replicable de gestión regionalizada de residuos.

Metodología

Se aplicó una metodología mixta basada en revisión documental, análisis espacial para selección del sitio, entrevistas a actores clave y evaluación técnica-financiera de tres etapas del proyecto: transferencia, valorización y compostaje. Se incorporaron lineamientos de la Ley 8839, el PNGIRS y buenas prácticas internacionales.

Resultados y discusión

El proyecto es técnicamente viable y responde a una necesidad urgente de los municipios del Territorio Norte-Norte. La ubicación propuesta en Buena Vista de Guatuso permite conectividad regional y reducción de costos operativos. Se estiman beneficios directos para más de 110,000 personas, con potencial para mejorar la cobertura, reducir la huella de carbono y fortalecer la economía circular mediante empleos verdes y educación ambiental. La articulación entre gobiernos locales, MIDEPLAN, IFAM, Inder, y cooperación internacional ha sido clave para la formulación del proyecto, el cual se presenta como un modelo piloto replicable para otras regiones rurales de América Latina.

Con el fin de que el Centro Tecnológico de Gestión Integral de Residuos Sólidos tuviera un diseño acorde a las necesidades del territorio, se realizó un estudio de capacidad de recepción de residuos sólidos ordinarios, con el objetivo de definir el tipo y dimensión del centro de transferencia. indica que para el año 2017, la zona de estudio reportó un total de 4 947 toneladas recolectadas, distribuidas en 2 550 toneladas para el cantón de Upala, 1 267 toneladas para el cantón de Los Chiles y 1 130 toneladas para el cantón de Guatuso.

La tasa de generación de residuos, así como su respectiva caracterización, determinó que en 2017 la tasa era de 0.38 kg/hab/día, con una población total estimada de 102 017 personas, lo cual representa una producción total de 13 955 toneladas. Por tanto, la recolección actual representaba un 35% del total estimado (Hidrogeotecnia Ltda-Setecoop R.L., 2018, pág. 8).

Es importante señalar que la tasa de generación de residuos es un factor dinámico, influenciado por cambios socioeconómicos en la población. Por ejemplo, un aumento en el poder adquisitivo podría incrementar la generación, mientras que una mayor educación ambiental o legislación más estricta en torno al uso de materiales no reciclables podría reducirla. En este contexto, el estudio estableció un escenario con una tasa de crecimiento per cápita anual del 1.5%, lo cual permite prever la evolución futura del sistema y diseñar la infraestructura con criterios de resiliencia y sostenibilidad.

Año	2017	2020	2030	2040	20250
Población	102017	106980	123103	136992	148533

Tasa de generación (kg/persona-día)					
Escenario 3	0.380	0.397	0.461	0.535	0.621
Generación diaria (toneladas)					
Escenario 3	39	43	57	73	92
Generación mensual toneladas					
Escenario 3	**1163**	**1275**	**1703**	**2199**	**2768**
Generación anual toneladas					
Escenario 3	**13956**	**15303**	**20437**	**26394**	**33211**

Tabla 1. Crecimiento de la generación de residuos para la zona de estudio. Fuente: Mora, 2025 con información del Informe 2: Cálculo para la capacidad del Centro de Transferencia, 2018.

Con base en el crecimiento de generación de residuos para la zona de estudio, se definió un centro de transferencia tipo estaciones directas, sin compactación previa, debido a que no requiere equipo hidráulico, minimiza el manejo de los residuos, los costos de construcción son mínimos, fácil de operación y mantenimiento y más carga transportada que un camión recolector (Hidrogeotecnia Ltda-Setecoop R.L., 2018, pág. 13).

La siguiente tabla muestra las edificaciones de la primera etapa y el área por cada una de ellas del Centro Tecnológico:

N°	Edificación	Área (m^2)
1	Pórtico y caseta	139,1893
2	Báscula	70,3625
3	Área de lavado de llantas	202,4
4	Área de lavado total	70,0453
5	Centro de transferencia	1790,7093
6	Zona de descarga Etapa #1	171,5
7	Tanque de recolección de agua pluvial	10
8	Aceras	1597,2275
9	Circulación vehicular	7806,7987
10	Tanque contra incendios	37797,7066
11	Planta de tratamiento	

A nivel ambiental la ejecución de este proyecto traerá grandes beneficios ambientales en el tema de transporte a la disposición final. La situación actual genera 212,04 toneladas CO^2 equivalente por año entre los tres municipios, y la puesta en marcha del proyecto generará 117,27 toneladas de CO^2 equivalente por año, representando una reducción de un 127%. De igual manera, para cada municipalidad le traerá beneficios desde su huella de carbono por el tema de transporte de los residuos sólidos. En la siguiente figura se visualiza de forma gráfica estas reducciones que tendría el proyecto en el tema de emisiones de gases de efecto invernadero por el sector transporte (Hidrogeotecnia Ltda-Setecoop R.L., 2020, pág. 30).

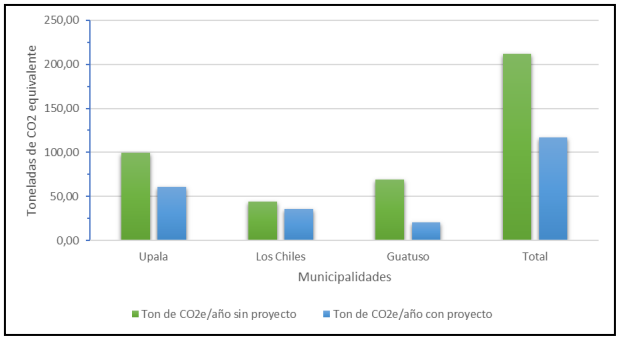


Figura 2. Generación de emisiones con o sin proyecto. Fuente: Entregable 11. Informe final, 2020.

En cuanto a la idea de que el Centro Tecnológico de Gestión Integral de Residuos Sólidos será beneficioso para las comunidades hay una imagen positiva en los encuestados en los tres cantones. En promedio un 98% de las personas consultadas lo consideran con un proyecto beneficioso; detallando más estos datos el 100% de las personas que participaron en los cantones de Guatuso y Los Chiles lo suponen como un avance positivo para la zona, mientras que en Upala este número de personas alcanza el 95% de personas preguntadas, como se aprecia en la siguiente figura que representa gráficamente esta información. Cabe destacar también que el 100% de las personas coinciden en que el Centro Tecnológico debe obtener la viabilidad ambiental de SETENA (Hidrogeotecnia Ltda-Setecoop, 2017, pág. 83).

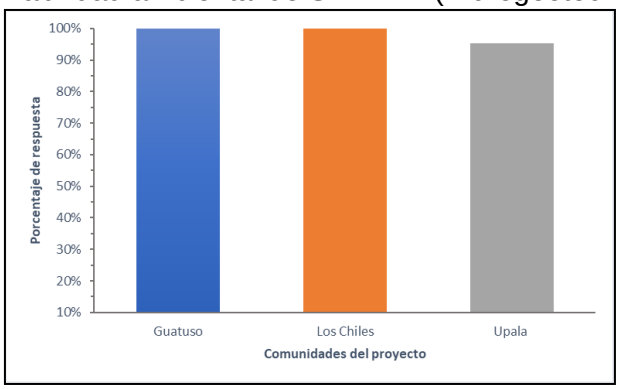


Figura 3. Aprobación del proyecto. Fuente: Informe 1. Diagnóstico, 2017.

El proyecto del Centro Tecnológico de Gestión Integral de Residuos Sólidos se encuentra alineado con la legislación nacional vigente. Cumple con la Ley Nº 8839 para la Gestión Integral de Residuos, que establece la responsabilidad municipal en la recolección, tratamiento y disposición adecuada de residuos, y promueve el principio de economía circular. Asimismo, acata el Reglamento sobre Rellenos Sanitarios Nº 38928-S y la Ley General de Salud en cuanto a normativas para la disposición final y el cierre técnico de vertederos.

El terreno asignado cuenta con viabilidad ambiental aprobada por la SETENA, permisos constructivos del CFIA, aval del Cuerpo de Bomberos y autorización sanitaria del Ministerio de Salud. Además, se adhiere al Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos, al Plan Nacional de Compostaje 2020-2025, y al Plan Nacional de Descarbonización 2018-2050. El proyecto se ajusta también al Decreto Nº 36499-MINAET-S sobre programas de gestión ambiental institucional en el sector público.

La inversión requerida para la creación del centro tecnológico fue estimada en el año 2020 según se reportó en el anexo 13 del estudio anterior- Presupuesto, y corresponde a ₡3 382 630 883, los cuales se componen de 3 etapas. Según análisis realizados La búsqueda de soluciones para la Gestión Integral de Residuos de los 3 cantones debe incluir varios parámetros para determinar la viabilidad económica del centro tecnológico como fase 1 de la propuesta. Entre los parámetros principales para estudiar la viabilidad se debe tomar en cuenta

el costo de construcción, el costo de operación, así como los costos de propiedad que incluye el mantenimiento. Otros parámetros importantes son los costos incrementales de traslado de los residuos en camiones recolectores por una distancia dada por tonelada transportada y poder contrastar este parámetro con el supuesto costo de realizar este trayecto en camiones de carga que reduzcan los costos por tonelada trasladada, con una reducción potencial de viajes por el tipo de vehículo a usar.

conclusiones

El estudio de factibilidad confirma que el Centro Tecnológico de Gestión Integral de Residuos es una solución viable, sostenible e innovadora para los cantones de Guatuso, Upala y Los Chiles. No obstante, la puesta en marcha de un proyecto de esta envergadura en un contexto intermunicipal presenta retos complejos. La coordinación entre tres gobiernos locales con diferentes capacidades institucionales, prioridades políticas y realidades económicas ha requerido un esfuerzo constante de articulación, diálogo y construcción de confianza.

Uno de los mayores desafíos ha sido consolidar una visión común entre las autoridades municipales, superando intereses particulares y ciclos políticos que frecuentemente afectan la continuidad de los procesos. La rotación de autoridades, los cambios de enfoque político y las limitaciones presupuestarias han puesto en riesgo la sostenibilidad del proyecto. Asimismo, existen sectores de la población que aún no creen en la viabilidad del proyecto, lo cual demanda fortalecer los procesos de comunicación, sensibilización y participación ciudadana.

El financiamiento es otro de los obstáculos más significativos, ya que el desarrollo del centro requiere inversiones sustanciales. La obtención de recursos no reembolsables y la colaboración interinstitucional han sido fundamentales, pero se requiere asegurar compromisos a largo plazo. La sostenibilidad financiera del proyecto dependerá también de la eficiencia operativa, la recuperación de materiales y el compromiso institucional para garantizar su continuidad.

En este contexto, el Centro Tecnológico no solo representa una infraestructura clave para mejorar la gestión de residuos en el Territorio Norte-Norte, sino también un ejemplo de gobernanza colaborativa. Su éxito dependerá de la capacidad de las partes involucradas para mantener el diálogo, el liderazgo político y la visión compartida, así como de su habilidad para adaptarse a los cambios sociales, económicos y ambientales del entorno.

Referencias bibliográficas

- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (2010). *Ley para la Gestión Integral de Residuos N.º 8839*.
- Ministerio de Salud. (2022). *Informe de generación y disposición de residuos sólidos ordinarios*. Gobierno de Costa Rica.
- Hidrogeotecnia Ltda. & Setecoop R.L. (2018). *Estudios de factibilidad para el Centro Tecnológico de Gestión Integral de Residuos Sólidos del Territorio Norte-Norte*.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). (2022). *Estadísticas de población y vivienda*.
- Banco Mundial. (2020). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*.

ID 182. PROGRAMA DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS PELIGROSOS EN UNA INSTITUCIÓN PÚBLICA DE EDUCACIÓN SUPERIOR DEL NORESTE MEXICANO.

Ramírez Castillo Aldo Isaac.[1]*, Carrillo Ibarra Carmen C.[1], Hernández Ramos Juan M.[2], López Chuken Ulrico J.[3], Maldonado Muñiz Maribel[4].

1. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas, Departamento de Medio Ambiente y Seguridad, Ave. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza N.L. México, C.P. 66455.
2. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas, Departamento de Planeación y Operaciones, Ave. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza N.L. México, C.P. 66455.
3. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas, Centro de Investigación en Biotecnología y Nanotecnología, Parque de Investigación e Innovación Tecnológica, Km 10 Autopista al Aeropuerto Mariano Escobedo, Apodaca, Nuevo León, C.P. 66629.
4. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología, Ave. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza N.L. México, C.P. 66455.

* Departamento de Medio Ambiente y Seguridad, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Av. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, C.P. 66455, México, correo electrónico: *aldo.ramirezcst@uanl.edu.mx/aldo14castillo@gmail.com

Abstact

The Facultad de Ciencias Quimicas (FCQ) at the Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) is a higher education institution (HEI) that offers the largest educational programs in the northeast of Mexico. the FCQ provides several theoretical and practical training programs related to chemistry, engineering, and management. in the academic programs, the institution operates laboratories that serve both industry and the public, making FCQ a hazardous waste (HW) generator subject to legal and social environmental responsibilities, supported by its integrated hazardous waste management program (IHWMP). The HW classification includes infectious biological wastes, chemical mixtures, reagents (including expired chemicals), and waste from laboratory practices. the objective of the plan is to foster an environmental culture and promote resource conservation to achieve the sustainability goals set by UANL in its vision 2040.

The IHWMP classifies HW in specific groups and incompatibilities according to Mexican environmental regulations, and integrates collection, intermediate storage, and final disposal processes with authorized companies to ensure proper management. This study retrospectively analyzed the type and quantity of HW generated at FCQ from 2023 to 2024. The global average generation was 9.6 tons year^{-1}, equating to 1.295 kg per capita. Additionally, the average generation resulted in a total of 7.45 tons year^{-1} for chemical waste and 2.15 tons year^{-1} for infectious biological wastes.

Keywords: generation, environmental program, hazardous waste, sustainability.

PROGRAMA DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS PELIGROSOS EN UNA INSTITUCIÓN PUBLICA DE EDUCACIÓN SUPERIOR DEL NORESTE MEXICANO.

Resumen

La Facultad de Ciencias Químicas (FCQ), es una dependencia de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), ubicada en el estado de Nuevo León, México, es la Institución de Educación Superior (IES) con mayor oferta educativa en el noreste del país. La FCQ oferta programas educativos teórico-prácticos relacionados a la química, ingeniería y administración. Se cuenta con laboratorios que brindan servicios educativos, a la industria y público en general, lo que convierte a la FCQ en una fuente generadora de residuos peligrosos (RP) que la obliga a cumplir aspectos legales y de responsabilidad socio ambiental, lo cual realiza apoyándose de su programa de gestión integral de RP (PGIRP) generados en sus diferentes laboratorios. Los RP clasificados integran a residuos biológicos infecciosos, mezclas químicas, reactivos (algunos de estos caducos) y excedentes de prácticas de laboratorio. El objetivo del PGIRP es lograr generar una cultura ambiental y de preservación de recursos, logrando estar acorde a los objetivos de sostenibilidad que la UANL tiene proyectados dentro de su visión 2040. El PGIRP clasifica a los RP por grupos e incompatibilidades observando la normatividad ambiental mexicana, posteriormente integra procesos de recolección, almacenamiento temporal y disposición final ante gestores ambientales autorizados para realizar una correcta gestión.

En este trabajo se realizó un análisis retrospectivo considerando el tipo y la cantidad de RP generados en la FCQ durante el periodo 2023 al 2024, obteniendo una generación promedio global de 9.6 Ton año^{-1} y una per cápita promedio de 1.295 kg per^{-}

[1], se logró cuantificar la generación para RP de origen químico y biológico infeccioso, obteniendo una cantidad promedio total de 7.45 Ton año^{-1} y de 2.15 Ton año^{-1}.

Palabras clave: generación, programa ambiental, residuo peligroso, sostenibilidad.

Introducción

La generación de Residuos Peligrosos (RP) ha sido un hecho relacionado a factores antropogénicos desde sus orígenes, lo anterior debido a la explotación de los recursos naturales, lo cual ha causado cambios significativos en nuestro entorno (Hakan E, 2009). El enfoque en cuanto a lo concerniente al desarrollo tecnológico a nivel mundial, tanto de países desarrollados como en vías de desarrollo, ha considerado al entorno medioambiental como una fuente de recursos ilimitada para lograr objetivos económicos y productivos, minimizando los impactos ambientales generados a lo largo de los años. La gestión integral de los RP es al día de hoy, un tema preocupante, no solo en México, sino que también a nivel mundial, dado que históricamente ha representado una serie de problemas en cuanto a contaminación ambiental. La generación hoy en día de RP no solo ha sido relacionada al sector industrial y de servicios, sino que es atribuible también a las Instituciones de Educación Superior (IES), ya que, derivado de sus diversas actividades, llegan a ser consideradas responsables de la generación de este tipo de residuos. En México los generadores de RP, como es el caso de la FCQ, se ven obligados a cumplir con la normatividad ambiental vigente (LGEEPA, 2024; LGPGIR, 2023; LFRA, 2021]. Legalmente se considera a un residuo como peligroso si cumple al menos con una de las características CRETIB (Corrosivo, Reactivo, Explosivo, Toxico, Inflamable o Biológico-Infeccioso) (NOM-052-SEMARNAT-2005).

Dentro del entorno internacional, algunas universidades han reportado avances con relación a programas de gestión integral de residuos, en donde se considera a los RP, aunque mayoritariamente se centran en la sensibilización sobre la situación de la generación de residuos sólidos, su gestión, caracterización, clasificación y métodos de disposición final (Armijo de Vega *et al.*, 2008; Espinosa *et al*., 2008; Smyth *et al*., 2010; Gallardo *et al.*, 2016). Debido a que numerosos materiales y productos utilizados dentro de las instalaciones universitarias, especialmente en las facultades de química, tienen la posibilidad latente de convertirse en RP, se necesitan prácticas adecuadas de clasificación, gestión y eliminación debido a la posible corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad o inflamabilidad de estos materiales, requiriendo la elaboración de planes de gestión para minimizar, prevenir y gestionar los RP (Ramirez *et al*., 2017). De esta manera, resulta importante el considerar e integrar actividades de minimización como prioridad, optimizando los procesos, modelos de consumo y contemplando la sustitución y reusó de materiales en las instituciones (LaGrega *et al.*, 2010; Ramm *et al.*, 2018).

Aunque el tema de sostenibilidad ha llegado a ser un tema muy importante durante los últimos años (Gallego-Álvarez *et al*., 2014), actualmente no hay reportados programas integrales consolidados, que estén siendo aplicados de manera estructurada en las IES en México o a nivel internacional, solo se reportan casos aislados y, consecuentemente, no hay amplios estudios en cuanto a la caracterización e identificación de los RP en el sector relacionado a la educación. La falta de atención relacionada a este tema, ha generado una problemática en materia ambiental, salud, social y económico en el mundo, no solo en el sector educativo, sino que a nivel de otros sectores como el industrial y de servicios.

A nivel nacional, podemos considerar que el desarrollo e implementación de programas integrales para la gestión ambiental adecuada en instituciones educativas, es de gran importancia y utilidad, ya que en estos recintos se encuentran los futuros profesionistas, lo que resulta una importante vía para promover la cultura del cuidado del medio ambiente, responsabilidad social y promoción del desarrollo sostenible dentro de su entorno. Para lograr fomentar la adopción generalizada de actividades sustentables, el sistema educacional en México necesita comenzar a ser proactivo y desarrollar una serie de programas para estudiantes en todos los niveles (Armijo *et al*., 2002; Ramirez *et al.*, 2017), es importante el lograr promover una transición hacia el desarrollo sostenible en el país, que permita frenar los procesos de deterioro ambiental y de agotamiento de los recursos, lo que guarda congruencia con lo considerado en la Declaración Mundial en París sobre la Educación Superior en el Siglo XXI en 1998 por la UNESCO. En toda Institución de Educación Superior (IES) se llegan a generan diversos tipos de residuos como, por ejemplo: sólidos urbanos, manejo especial y peligrosos en grandes cantidades, respecto a estos últimos pueden ser clasificados en dos grupos:

• Aquellos donde se consumen algunos materiales y productos que al desecharse se convierten en RP por contener sustancias corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas o inflamables, en pequeñas cantidades.

• Los que además de lo anterior, se generan en prácticas de laboratorio o proyectos de investigación en donde son utilizados reactivos químicos con características de peligrosidad, los cuales se convierten posteriormente en RP al ser desechados, por lo que requieren formular un plan de gestión integral para prevención de su generación, almacenamiento temporal seguro, manejo, valorización o disposición final.

Uno de los objetivos principales de las IES debe ser el formar profesionistas comprometidos con el cuidado del medioambiente, que les permita contribuir con el desarrollo sostenible como se considera en la visión 2030 de la Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior (ANUIES); la cual considera como parte de sus objetivos, el generar un compromiso hacia el interior de las IES en cuanto a la generación de programas que fomenten el cuidado al medioambiente, los cuales logren impactar de una manera directa hacia el interior de sus dependencias, para así lograr cumplir los objetivos que los

encaminen a lograr el estatus de desarrollo sostenible que contribuya al beneficio de la sociedad ya que como prestadoras de servicios educativos, es responsabilidad de toda IES contribuir al desarrollo integral tanto al interior como hacia el exterior de sus dependencias (ANUIES, 2025; Clavero *et al*., 2011).

En función de lo antes descrito, surge la necesidad de lograr atender la problemática relacionada a la deficiente gestión de los RP generados en todas las instituciones educativas y, es en este sentido que la Facultad de Ciencias Químicas (FCQ) de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) ha trabajado desde el 2010 en el diseño del denominado programa de gestión integral de RP (PGIRP), tanto de origen químico y biológico generados en sus laboratorios tanto de enseñanza, investigación y de servicio a externos, es importante resaltar que el programa ambiental cumple con los estatutos establecidos por la dependencia federal en México responsable de la gestión medioambiental, que es la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y que representa actualmente una opción viable y real para proteger el entorno medioambiental, promoviendo así, el desarrollo sostenible, logrando generar una educación ambiental en los estudiantes, profesores y personal administrativo de esta IES.

La FCQ actualmente está integrada por una división de posgrado y otra de estudios de licenciatura en donde se alberga tanto a profesores, alumnos, personal técnico y administrativo. Es importante resaltar que desde el año 2005 se creó el Departamento de Medio Ambiente y Seguridad (DMAyS), que es el responsable de llevar a cabo las actividades de gestión y manejo de cada residuo generado en la institución producto de sus diversas actividades, así como de dar un oportuno cumplimiento a los aspectos legales en materia de seguridad e higiene en la institución, lo anterior con un estricto apego a las leyes, reglamentos y normas vigentes en México. Es importante mencionar que la FCQ de la UANL es la IES que ofrece la mayor oferta educativa de tipo pública en el noreste mexicano desde 1933, mostrando su alto compromiso para con su entorno social y académico, por lo que la implementación de este tipo de programas se vuelve una necesidad y responsabilidad para la IES.

El objetivo de este estudio de investigación, fue determinar el impacto que ha representado la implementación del PGIRP dentro de la comunidad académica universitaria en la FCQ, lo anterior durante el periodo de 2023 a 2024; Adicionalmente, se muestran los resultados de la gestión integral de los RP generados tanto de origen químico como biológico infeccioso, lo anterior desde del contexto de la responsabilidad socio-legal y de educación ambiental de la institución. Este caso de experiencia, podría ser de utilidad para otras IES principalmente del entorno educativo relacionado a la química, tanto a nivel regional, nacional e internacional, en donde se busquen alternativas viables en relación a la gestión segura para los RP generados en sus laboratorios o instalaciones, que les permita lograr evitar impactos negativos a nivel social y ambiental.

Material y Métodos

El estudio consideró los laboratorios ubicados en las instalaciones del campus de ciudad universitaria, mientras que el campus de posgrado no fue incluido, dado que es una ubicación con datos independientes que bien podrían ser útiles para otro estudio posterior. Los datos analizados, fueron obtenidos durante el período de generación comprendido de 2023 a 2024. Para ello, los RP fueron identificados, clasificados y colectados en contenedores especiales acorde a requerimientos normativos vigentes, esto para lograr una adecuada disposición y así evitar incompatibilidades entre ellos (ver figura 1), estos contenedores se encuentran ubicados en los 45 laboratorios generadores de los cuales 28 de pertenecen a prácticas de enseñanza, 10 de investigación, 6 de servicio y 1 almacén de mantenimiento.

La clasificación de los RP químicos y biológico infecciosos fue establecida de acuerdo con la normativa mexicana aplicable (NOM-052-SEMARNAT-2005; NOM-054-SEMARNAT-1993; NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002). Posteriormente, se analizó la trazabilidad en cuanto a la gestión interna de cada RP, lo anterior a efecto de verificar un correcto manejo de los procesos de identificación, clasificación, recolección, almacenamiento temporal en almacén (ATRP) y disposición final. Finalmente, se realizó un estudio de los RP utilizando estadística descriptiva, en donde se compararon las cantidades de RP generadas por año, así como de manera individual durante cada periodo analizado.

Resultados y discusiones

En la Figura 1 se muestran los colectores utilizados para realizar la correcta disposición de cada RP generado en los laboratorios de enseñanza, investigación y de servicios a externos (empresas, sociedad), los cuales cumplen con las especificaciones normativas en materia de seguridad y ambiental (RLGPGIR, 2014; NOM-007-SCT2/2010) y que es importante por cumplimento legal y de seguridad, que solo contengan aquellos residuos que sean compatibles ente si, ya sea como sustancia química o de mezclas, esto considerado para los RP que son de origen químico, mientras que para los biológico infecciosos se debe de observar la (NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002), en donde se observa lo pertinente al manejo y gestión de cada residuo que posea propiedades infectocontagiosas.

Es importante mencionar que cada área de generación posee un número de identificación interna emitido por el DMAyS, lo cual permite ubicar de manera oportuna la procedencia y cantidad de RP en cada laboratorio o área generadora, esto resulta importante ya que permite trazar de manera correcta en caso de que se presente alguna situación de incompatibilidades por malas disposiciones de los RP, lo cual asegura que se lleve a cabo una correcta implementación del PGIRP.

Figura 1. Contenedores de RP ubicados en los laboratorios de la FCQ, UANL.

En la Figura 2 podemos observar el comportamiento en relación a la generación anual total de RP (químicos y biológicos infecciosos), la cual es expresada en Ton año^{-1} para el periodo de análisis considerado en el presente estudio de investigación. A manera de lograr determinar la magnitud de generación de cada RP, se elaboró un registro histórico global anual, obteniendo las siguientes cantidades expresadas en Ton año^{-1} generadas en los diversos laboratorios de la FCQ; en el 2023 fueron generadas 8.0 Ton año^{-1}, siendo el año dentro del periodo de análisis que presentó una mayor generación de RP, destacando que durante ese periodo de tiempo, las actividades fluyeron de manera ininterrumpida en las instalaciones, dando por finiquitado las afectaciones sufridas por la pandemia en años anteriores, aunque refleja una ligera similitud en cuanto a comportamiento de generación del año 2022 (datos no publicados en este estudio), mientras que para el año del 2024, la cantidad fue de 6.9 Ton año^{-1}, lo que contrasta con el año anterior y que es atribuible a la baja significativa en la matricula durante este año (261 estudiantes menos), lo que impacto de manera directa en la generación de RP. Uno de los objetivos considerados dentro del PGIRP es el uso pertinente de los recursos, en este caso de cada reactivo químico o mezcla química utilizada en los laboratorios, al igual que el enfoque hacia la realización de prácticas o actividades de ensayos químicos enfocados a la micro-escala, sobre todo en el área de docencia, en donde se puede concientizar a los alumnos, particularmente a los que recién inician su carrera profesional a que contribuyan a la minimización de la generación de RP en la FCQ. Es importante mencionar que no hay que dejar de lado que las cantidades de alumnos también impacta directamente en la generación de RP, aunque no es algo que busca como objetivo dentro de los programas educativos, la idea es proyectar una menor generación per cápita y a su vez facilitar el acceso a cada persona a la educación superior en la UANL.

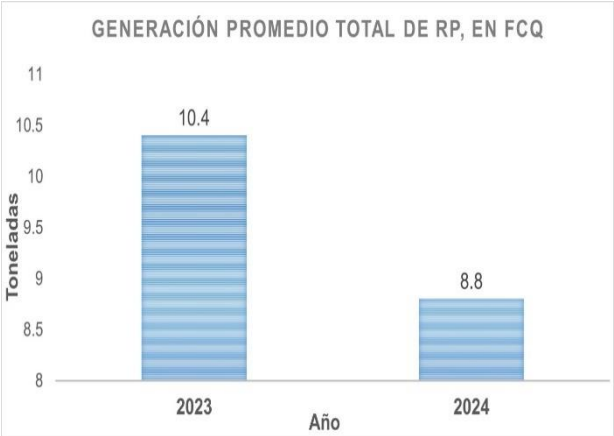


Figura 2. Generación promedio global de RP en FCQ, UANL.

En la Figura 3, se muestra la generación para los 2 tipos de RP por origen gestionados, como lo son los biológico infecciosos y los químicos, donde se puede observar que hay una tendencia de mayor generación para los químicos respecto a los biológicos, lo que se justifica mediante la cantidad de áreas generadoras, ya que los RP de origen biológico infeccioso solo son generados por 15 laboratorios, mientras que los químicos prácticamente se generan en los 45 laboratorios y almacenes de mantenimiento de la institución.

Es importante mencionar que los RP caracterizados como biológico infecciosos, cuentan con una clasificación de 5 tipos de residuos considerados en la normatividad ambiental correspondiente y que son definidos como no anatómico, cultivos y cepas,

punzocortantes, sangre y patológicos. En relación a la clasificación de los RP de origen químico, esta depende de las características tipo CRETI que deben de ser identificadas de manera interna por el generador mediante un estudio de incompatibilidades conforme a normatividad vigente, conocimiento empírico haciendo uso de la información científica disponible o bien, mediante análisis químico, a efecto de determinar las características de peligrosidad de aquellos residuos considerados con posible potencial de peligrosidad, que en el caso de la FCQ, han sido caracterizados adecuadamente un total de 17 tipos de RP y posteriormente registrados ante la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), que es la instancia competente en materia ambiental. En la figura 3, se puede observar la tenencia a la baja de 2023 respecto al 2024, lo anterior debido principalmente a la baja de la matrícula, pero también justificado por las actividades implementadas por la institución en relación a la mejora en la compras verdes o racionadas de insumos como reactivos químicos, materiales de uso clínico y microbiológico, adicional al enfoque de prácticas o análisis de laboratorio enfocados a la micro escala y adicional a lo anterior, se ha buscado el trabajar con el cambio de mentalidad y generación de compromiso ambiental y de responsabilidad por parte de los alumnos de la FCQ, con un enfoque principal hacia las generaciones más jóvenes, al igual que la responsabilidad compartida por parte de los profesores que imparten clase o son responsables de los laboratorios de enseñanza, investigación y servicios externos. La generación en 2023 que fue de 8.0 y 2.0 Ton año^{-1} para químicos y biológicos-infecciosos, mientras que para el 2024 fue de 6.9 y 1.9 Ton año^{-1} respectivamente.

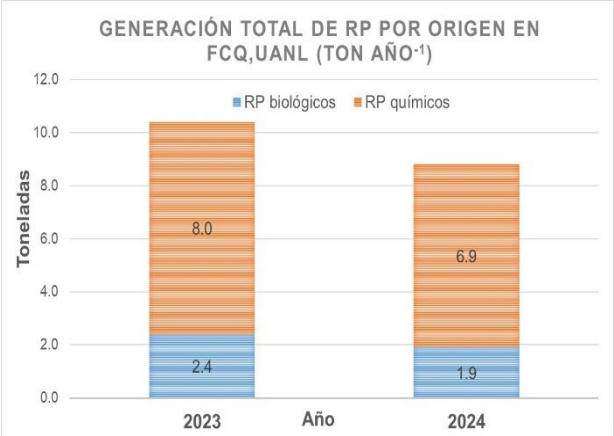


Figura 3. Generación total de RP por origen en FCQ, UANL (Ton año^{-1}).

En la figura 4, se muestra la generación en toneladas de RP con características tóxico-corrosivas, generadas por año, donde se puede observar que el RP con la mayor generación en los años analizados, fue el clasificado como residuos ácidos, con un promedio de 3.1 Ton año^{-1} y una desviación estándar de 0.44, siendo el año 2023 el de mayor generación con 3.4 toneladas respecto al 2024 que presento una menor generación con 2.8 toneladas, lo que se correlaciona con la situación particular de la tendencia a la baja de la matrícula. El RP de menor generación con un promedio anual de 0.17 toneladas fue el de sales de metales preciosos, esto debido al alto costo de los reactivos que son incluidos en este tipo de residuo, en conjunto con la cantidad reducida de prácticas o ensayos en los laboratorios en donde son utilizados, los cuales contienen metales muy costosos como oro (Au), plata (Ag) y platino (Pt); para este tipo de residuo, el año de menor generación fue en 2024 con 0.1 toneladas, lo que presenta una relación similar en cuanto a la tendencia de generación a la baja como fue el caso de los residuos ácidos.

De manera general, la comparativa de tendencia en cuanto a la generación referente a cada tipo de RP caracterizado como toxico-corrosivos en el periodo de análisis seria de la siguiente manera, los residuos ácidos (A) > sustancias toxicas inorgánicas (Ei) > soluciones oxidantes (H) > sales de metales preciosos (F). De manera particular, se puede determinar que la generación está influenciada por diversos factores como los antes mencionados, considerando como principales a la cantidad de alumnos y la generación de prácticas cada vez más enfocadas a la micro escala, lo cual se confirma con la tendencia de la generación anual total para este tipo de RP categorizados como tóxicos-corrosivos en donde se cuantificaron 4.7 toneladas en 2023, mientras que para el 2024 fue de 3.7 toneladas respectivamente.

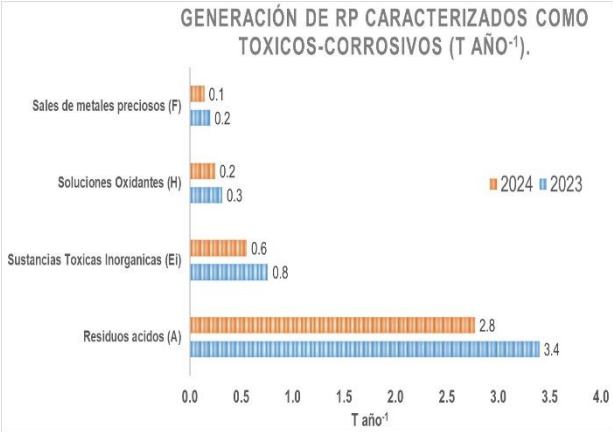


Figura 4. Toneladas anuales de RP caracterizados como toxico-corrosivos (Ton año^{-1}).

En relación a los RP con características tóxico-inflamables, la figura 5 muestra que la mayor generación fue atribuida a los solventes no halogenados, presentando un valor promedio de 0.7 Ton año^{-1} y una DS de 0.07 para los años analizados en el estudio. En 2023 la generación para este tipo de residuos fue de 0.65 toneladas, y de 0.75 toneladas para el 2024, siendo este el año de mayor generación, lo anterior justificado por la gran cantidad de actividades prácticas como destilaciones o síntesis en donde son utilizados diversos solventes o mezclas que posteriormente se convierten en RP una vez que fueron utilizados y desechados. El tipo de RP categorizado como toxico-inflamable que presento la menor generación, fue el de residuos de cianuro, con una cantidad de 0.004 toneladas, siendo el 2023 el año en que más se generó y de 0.003 toneladas para el 2024, lo que representa una importante reducción, considerando que dentro de los objetivos de sostenibilidad de la FCQ, está el eliminar por completo la generación de este tipo de RP en el corto plazo, esto a través de la reducción o cancelación total de las actividades prácticas o ensayos en donde son utilizados los reactivos que derivan en la generación de este tipo de residuo que es considerado como muy toxico para la salud y el medioambiente.

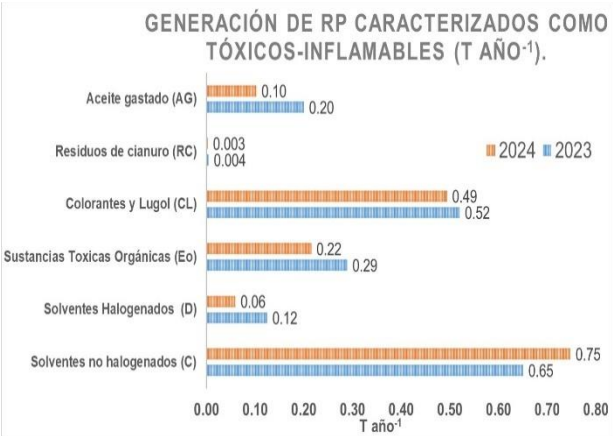


Figura 5. Toneladas anuales de RP caracterizados como toxico-inflamables (Ton año^{-1}).

La figura 6 muestra los datos de generación para los residuos caracterizados como tóxicos en estado sólido, siendo la basura industrial y el vidrio impregnado con sustancias peligrosas, con una media de 0.72 y 0.3 Ton año^{-1} los RP que presentaron la mayor generación durante los años de estudio. Los RP clasificados como sólidos inorgánicos y orgánicos presentaron la menor generación con un promedio de 0.05 y 0.06 Ton año^{-1} respectivamente. Observando la generación promedio anual para cada tipo de RP, se puede establecer la jerarquía de generación donde la Basura industrial (I) > Vidrio impregnado (V) > Plástico impregnado (P) > Aceite gastado (AG) > Porrones vacíos (Pr) > lámparas (L) > Solidos orgánicos (G) > Solidos inorgánicos (B). Analizados los datos para este tipo de residuos, el año 2023 se obtuvieron las menores generaciones para los residuos clasificados como Porrones vacíos (0.07 Ton año^{-1}), Lámparas (0.04 Ton año^{-1}) y Vidrio impregnado (0.36 Ton año^{-1}) respectivamente. Con relación a la comparativa con el año 2024 las generaciones menores fueron correspondientes a los RP clasificados como Aceite gastado (0.001 Ton año^{-1}), Plástico impregnado (0.18 Ton año^{-1}), Basura industrial (0.7 Ton año^{-1}), Solidos orgánicos (0.027 Ton año^{-1}) y Solidos inorgánicos (0.03 Ton año^{-1}). Lo que se destaca del comportamiento en cuanto a la comparativa de generación de los años analizados, ya que en 2024 se obtuvo una generación reducida en cuanto a los tipos de RP que suelen ser generados de manera histórica en mayor cantidad, como lo son la Basura industrial (I), el Plástico impregnado con sustancias peligrosas (P) y el Aceite gastado (AG) lo que representa un resultado positivo para el PGIRP de la FCQ.

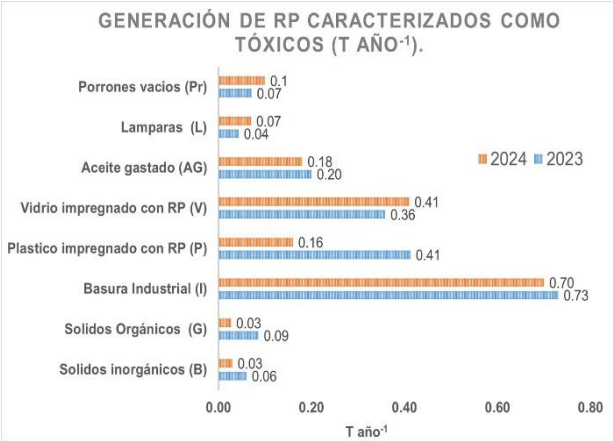


Figura 6. Toneladas anuales de RP caracterizados como tóxicos (Ton año^{-1}).

Los RP categorizados como biológico infecciosos considerados en base a los preceptos de la NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2022, son los siguientes: no anatómicos, cultivos y cepas, patológicos, punzocortantes y sangre. La figura 7 muestra la generación promedio total, donde se logra observar que el tipo de residuo de mayor generación fue el de cultivos y cepas, con un promedio de 1.7 Ton año^{-1}, mientras que el de menor generación fue el RP sangre, con un promedio de 0.15 Ton año^{-1}. En orden decreciente de generación se obtuvo que los cultivos y cepas > no anatómicos > punzocortante > sangre > patológico. Se puede observar que la generación de cultivos y cepas muestra una tasa mayor respecto a los otros residuos biológico infecciosos durante los años de estudio, lo que pudo deberse a que los laboratorios de toxicología de alimentos y microbiología medica brindan un constante servicio a distintas empresas en ese periodo, lo que impactó en la generación total en la FCQ. Este tipo de residuos son generados en primera instancia de actividades medico asistenciales en hospitales, clínicas y laboratorios de análisis clínicos, en el caso de la FCQ, se cuenta con laboratorios de servicio a externos en donde brindan análisis clínicos y microbiológicos que requieren toma de muestras biológicas, a su vez, se realizan diversas pruebas microbiológicas en alimentos.

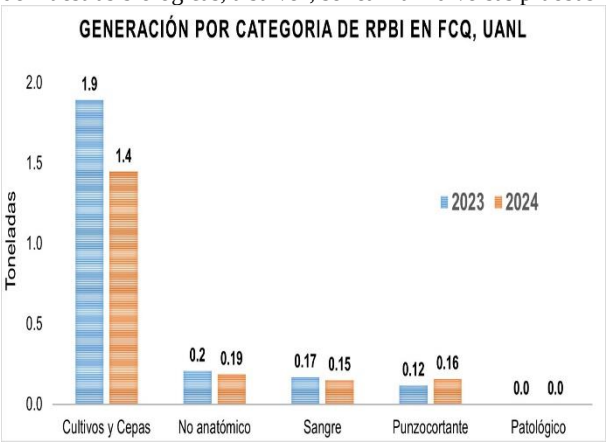


Figura 7. Generación anual por tipo de RP biológico infeccioso en FCQ, UANL.

Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que la generación de RP del año 2024 respecto al 2023 disminuye significativamente, lo cual se atribuye principalmente a la baja de estudiantes, ya que las actividades en los laboratorios de docencia e investigación se redujeron en consecuencia a este comportamiento de la matrícula, lo que derivó en la reducción de las cantidades de RP generados en la FCQ. En función de lo antes descrito, se concluye que la tendencia en cuanto a la generación total anual de RP (Ton año^{-1}) contribuye a una prevención de la generación total de RP, particularmente en el 2024, aunque no por los términos que busca cumplir la FCQ, sino más por una cuestión de reducción en la matrícula y no por acciones tomadas como las compras verdes, consumo consciente de insumos, reactivos químicos o ajustes en los procedimientos de las prácticas, enfocándose a la micro-escala, si bien, influyeron estas actividades, no fue el factor determinante para el comportamiento observado en el estudio. De igual forma, se resalta el trabajo realizado por la alta dirección, administrativos, profesores y el DMAyS, dada la correcta gestión ambiental realizada en la FCQ, UANL y, que, dentro de sus múltiples actividades, está el fomentar la prevención in situ de la generación de RP, lo anterior por medio de conferencias y cursos de capacitación a estudiantes, docentes, técnicos y administrativos. Las acciones realizadas por el DMAyS han contribuido al éxito del PGIRP en donde se denota el compromiso tanto de alumnos, profesores y personal técnico al momento ejecutar buenas prácticas en los laboratorios, en donde además de disponer adecuadamente los RP, también promueven la minimización de estos a través de la implementación de un enfoque

micro-escala en sus prácticas, que al mismo tiempo influye en el ajuste de la cantidad de reactivos químicos utilizados. Es importante señalar que este programa es único en su tipo en el norte del país y que cuenta con 7 recertificaciones en materia de calidad ambiental otorgadas por la Procuraduría Federal de Protección al Medio Ambiente (PROFEPA).

Sin duda, la implementación y monitoreo del PGIRP en la institución ha permitido proyectar mejoras significativas en relación al manejo y gestión de los RP generados, pero aún más importante, ha permitido generar un enfoque de prevención de la generación, minimización del uso de reactivos químicos en los laboratorios, modificación de prácticas con enfoque más sostenible y lo más importante, se ha desarrollado un sentido de responsabilidad ambiental y compromiso social por parte de profesores, administrativos, técnicos y estudiantes que realizan actividades diarias dentro de la institución. Al igual que otros programas desarrollados por IES a nivel nacional e internacional, el objetivo principal ha sido lograr sentar las bases en el diseño e implementación de programas de gestión de residuos, así como la generación de una cultura de sostenibilidad por parte de las instituciones y de todos sus integrantes.

Referencias bibliográficas

ANUIES, Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior (2018). *Visión y acción 2030 Propuesta de la ANUIES para renovar la educación superior en México.* https://visionyaccion2030.anuies.mx/Vision_accion2030.pdf

Armijo de Vega C., Ojeda B. S., Ramirez B. Ma E. "Mexican educational institutions and waste management programmes: a university case study". Mexicali, Baja California, México, 2002.

Armijo de Vega, C., Ojeda Benítez, S., Ramirez Barreto, M. E. (2008). Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. *Waste Management*, 28 (Suppl. 1).

Clavero S. J. Mª., Ysern C. P., GÁLLEGO P. B., Travesa A. F., Gadea C. E., Guardino S. X., "NTP 480: la Gestión de los residuos peligrosos en los laboratorios Universitarios y de Investigación". Instituto de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. España, 2011.

Espinosa, R. M., Turpin, S., Polanco, G., De la Torre, a., Delfín, I., & Raygoza, I. (2008). Integral urban solid waste management program in a Mexican university. *Waste Management*, *28*(SUPPL. 1), 27–32. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.023

Gallego-Álvarez, I., Galindo-Villardón, M. P., & Rodríguez-Rosa, M. (2014). Analysis of the Sustainable Society Index Worldwide: A Study from the Biplot Perspective. *Social Indicators Research*, 1–37. https://doi.org/10.1007/s11205-014-0579-9

Goh, H. Y., Wong, W. W. C., & Ong, Y. Y. (2019). A Study to Reduce Chemical Waste Generated in Chemistry Teaching Laboratories. *Journal of Chemical Education*, 87–96. https://doi.org/10.1021/acs.jchemed.9b00632

Hakan E., "hazardous waste management in the world and turkey: a comparative analysis", Turkey, 2009.

LaGrega, MD., Buckingham, PL., Evans, JC. (2010). Hazardous Waste Management. Long Grove IL, USA. Waveland Press Inc, Second Edition. ISBN 978-1-57766-693-6.

Orit Ben-Zvi A., Sigalit D., "University Science Graduates, Environmental Perceptions Regarding Industry" Sheva, Israel, 2009.

Ramm, J. G., Dorscheid, G. L., Passos, C. G., & Sirtori, C. (2018). Development of a Waste Management Program in Technical Chemistry Teaching. *Journal of Chemical Education*, *95*(4), 570–576. https://doi.org/10.1021/acs.jchemed.7b00590

Ramírez Lara, E., De la Rosa, J. R., Ramírez Castillo, A. I., Cerino-Córdova, F. de J., López Chuken, U. J., Fernández Delgadillo, S. S., & Rivas-García, P. (2017). A comprehensive hazardous waste management program in a Chemistry School at a Mexican university. *Journal of Cleaner Production*, *142*, 1486–1491. http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.158

SEMARNAT, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2005). *Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.* Diario Oficial de la Federación, Friday, junio 23, 2006.

SEMARNAT, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2003). *Norma Oficial Mexicana NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002, Protección ambiental-salud, ambiental-residuos peligrosos biológico-infecciosos-clasificación y especificaciones de manejo.* Diario Oficial de la Federación, enero 20, 2003.

SEMARNAT, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (1993). *Norma Oficial Mexicana NOM-054-SEMARNAT-1993, Que establece el procedimiento para determinar la incompatibilidad entre dos o más de los residuos considerados como peligrosos.* Diario Oficial de la Federación, octubre 22, 1993.

SCT, Secretaria de Comunicaciones y Transportes (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-007-SCT2/2010, Marcado de envases y embalajes destinados al transporte de substancias y residuos peligrosos.* Diario Oficial de la Federación, agosto 24, 2010.

Smyth, D. P., Fredeen, A. L., Booth, A. L. (2010). Reducing solid waste in higher education: The first step toward "greening" to the university campus. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), 1007-1016.

http ://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.02.008

H. Congreso de la Union de los Estados Unidos Mexicanos (2024). LGEEPA, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Diario Oficial de la Federación, Abril 4, 2024.

H. Congreso de la Union de los Estados Unidos Mexicanos (2024). LFRA, Ley Federal de Responsabilidad Ambiental, Diario Oficial de la Federación, Mayo 20, 2021.

H. Congreso de la Union de los Estados Unidos Mexicanos (2023). LGPGIR, Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Diario Oficial de la Federación, Mayo 8, 2023.

H. Congreso de la Union de los Estados Unidos Mexicanos (2006). LGPGIR, Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Diario Oficial de la Federación, Noviembre 30, 2006.

ID 183. EVALUACION DEL POTENCIAL DE GENERACION DE BIOMETANO A PARTIR DE LA FRACCION ORGANICA DE LOS RESIDUOS SOLIDOS URBANOS DEL AREA METROPOLITANA DE ASUNCIÓN Y SUS ALREDEDORES A TRAVES DE LA DIGESTION ANAEROBICA

Jean-Claude Pulfer, Diógenes Sartorio, Walter Haasler
Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Asunción, Campus UNA, San Lorenzo, Paraguay
jcpulfer@ing.una.py, dsartorio@ing.una.py, whaasler@ing.una.py

Palabras clave: residuos sólidos urbanos, fracción orgánica, digestión anaeróbica, biometano

Abstract:
In the Metropolitan Area of Asunción, the capital of Paraguay and its immediate surrounding live approximately 40% of Paraguay's population, generating each year around 740 000 t of solid waste, which are almost entirely deposited on the landfill of Remansito, located at the north of the area. 60% of this waste are organic. The present study had the aim to assess the potential of biomethane generation through anaerobic digestion in biodigestors from the organic fraction of this amount of solid waste after having been separated from the inorganic fraction, plus the ruminal content of cattle coming from the slaughterhouses of the area, which actually are also deposited on the same landfill. The biomethane plants are suggested to be installed in 3 different sites distributed over the studied area, one of them at the above mentioned landfill. These plants would also separate all other valuable parts of the solid waste, such as plastics, metals, glass, cardboard, etc. Around 36 million Nm^3 of biomethane could be generated annually this way. It also was estimated the approximate price of the biomethane for consumers. Per GJ of energy content this cost is around 12.57 US$. In comparison, diesel fuel has in Paraguay a price of 27.02 US$ per GJ, what is more than the double. Compressed biomethane can be used as fuel for vehicles, which have been previously modified or are manufactured specially for this purpose.

Introducción

Paraguay es un país mediterráneo en el centro de América del Sur con una superficie de 406 752 km² y una población en 2022 de 6.1 millones de habitantes (INE, 2024a). Su economía es dominada por el sector de los servicios, pero los principales rubros de exportación provienen del sector agropecuario, dominados por la soja y sus derivados, así como por la carne vacuna. El Area Metropolitana de Asunción (AMA) es la mayor aglomeración urbana del Paraguay. Según la definición tradicional utilizada por las instituciones estatales (STP et al., 2021) está compuesta por la capital del país Asunción y los 10 distritos más poblados del Departamento Central y más cercanos a Asunción. Dicha zona es altamente urbanizada con una población total de 1.9 millones de habitantes representando el 31% de la población total del país (INE, 2024a). En sus alrededores existe una serie de otros distritos menos urbanizados, pero con elevado crecimiento poblacional, que tienen una relación socioeconómica estrecha con el AMA. La población urbana de esos distritos suman más de 500 000 habitantes llegando así junto con el AMA al 40% de la población total del Paraguay (INE, 2024a). Toda esa zona tuvo en los últimos 20 años un crecimiento poblacional de 24% y su población urbana creció incluso un 34%, lo que generó un crecimiento similar de la cantidad de residuos sólidos urbanos (RSU). Actualmente, se llevan a un sólo sitio para su disposición final. Se trata del relleno sanitario ubicado en la localidad de Remansito de la ciudad de Villa Hayes, manejado por la empresa privada El Farol S.A. (ver figura 1). Lo está operando desde el año 2009 y constituye uno de las pocas instalaciones de disposición final de RSU del país que cumple mayormente con la legislación ambiental y las normas técnicas internacionales en la materia.

De acuerdo a un estudio de caracterización de los RSU realizado en los años 2019 a 2020 en la ciudad de Asunción (Municipalidad de Asunción et al. 2022) contienen un porcentaje orgánico de cerca del 60%. Los RSU de toda la zona son recolectados prácticamente sin segregación y al llegar al relleno sanitario tampoco existe una segregación organizada. La única excepción se encuentra en la ciudad de Asunción. En el predio del antiguo vertedero de Cateura (ver figura 1) clausurado en el año 2021 funciona una planta de transferencia y se realiza aún de forma precaria una segregación parcial que consiste en la extracción de las partes valuables (aproximadamente el 5% del total) por recicladores informales que viven en los alrededores. Una planta de segregación se encuentra en construcción. Lo restante de los RSU incluyendo la fracción orgánica es luego transportada en camiones de gran porte al relleno sanitario de Remansito. Además, es común que en las ciudades recicladores informales extraen de las bolsas de basura depositadas en la calle residuos valuables, como botellas de PET, latas de aluminio, cartón, etc. Lo mismo ocurre en el propio relleno sanitario de Remansito por parte de un centenar de recicladores informales, tolerados por la empresa operadora por una cuestión social.

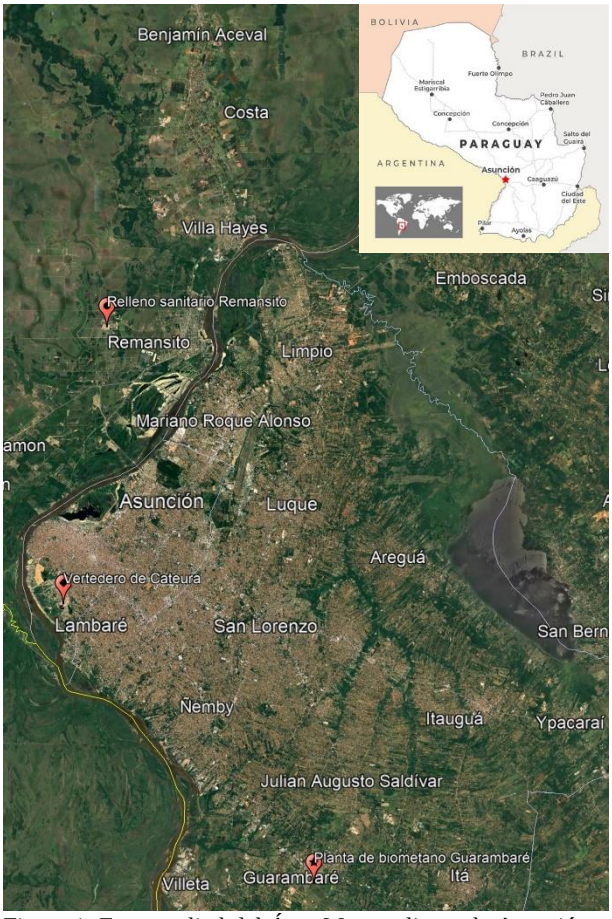


Figura 1. Foto satelital del Área Metropolitana de Asunción y sus alrededores, con ubicación de plantas de tratamiento de RSU. Fuente: Google Earth

La fracción orgánica (FO) de esos residuos una vez incorporados en el cuerpo del relleno sanitario comienzan a descomponerse de modo anaeróbico generando un gas compuesto principalmente por metano y por dióxido de carbono, ambos gases de efecto invernadero (GEI). Por esta razón en la Cuarta Comunicación Nacional del Paraguay a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático 2023 (MADES et al., 2023) se recomienda como una de las medidas de mitigación en el sector de los residuos entre otras la "Incorporación de mecanismos de ventilación para la captación de metano y la combustión in situ en Relleno Sanitario operativo correspondiente al Departamento Central", que son justamente los rellenos sanitarios de Remansito y de Cateura. Otras medidas propuestas hacen referencia a la segregación de restos de alimentos de las distintas fuentes para destinarlos al compostaje y de este modo reducir significativamente la cantidad de residuos que ingresan al relleno sanitario.

Sin embargo, cabe mencionar que el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Paraguay (MADES, 2024) indica para el sector "Residuos" solamente 3.40% del total de las emisiones contabilizadas en equivalentes CO_2 para el año 2019, por lo que esas medidas tendrían un efecto muy pequeño sobre el total de las emisiones del país. Esas son dominadas por el sector "Uso de la Tierra y los Cambios en el Uso de la Tierra y Silvicultura" (41.26%), el sector "Agricultura y Ganadería" (39.98%), y el sector "Energía" (13.30%). Las emisiones de GEI del sector Energía provienen principalmente de la quema de combustibles fósiles líquidos y gaseosos, que ambos son 100% importados. Los combustibles líquidos se utilizan principalmente en el sector transporte (gasolina, diésel, queroseno de aviación) y los gaseosos en forma de gas licuado de petróleo sobre todo para la cocción de los alimentos y algunos procesos industriales.

Si bien la quema del metano emitido constantemente por los rellenos sanitarios reduciría la emisión de GEI en equivalentes CO_2, se desaprovecharía un potencial energético importante. Pero, la idea del presente estudio no es solamente evaluar dicho potencial, sino paralelamente ir más allá realizando un tratamiento industrial de la FO de los RSU (FORSU) recién recolectados en biodigestores a través de la digestión anaeróbica (DA) y la posterior purificación del biogás obtenido. De este proceso saldría no solamente biometano casi puro como fuente renovable de energía, sino también otros subproductos con valor económico, como ser el digestato que sirve como fertilizante para la agricultura y dióxido de carbono de origen biológico en forma comprimida, que tiene uso por ejemplo en la industria de bebidas y en la horticultura en invernaderos (Zupancic M. et al., 2022). Este tipo de aprovechamiento de la FORSU tiene todavía relativamente poca difusión en el mundo, salvo en algunos países de Europa y Asia oriental. En cambio, el compostaje sin previa DA por su menor complejidad y costo es más frecuente, proceso en el cual no se genera ningún gas combustible (Rapport J. et al., 2008). Es más frecuente la generación de biometano a partir del estiércol de animales de granja, de lodos de las plantas de depuración de aguas residuales y del cultivo de maíz destinado a la generación de biometano (IEA, 2025). En Paraguay existen actualmente muy pocos sistemas de DA de residuos. La mayoría se utilizan en industrias del sector alimenticio (cervecería, frigoríficos, fábricas de almidón de mandioca) para el tratamiento de sus efluentes aprovechando el biogás como combustible en sus propias calderas.

El presente estudio se incierta en la Línea de Acción LA7 del "Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos" (Pineda G. et Lima R., 2020), dentro de la cual se recomienda la Actividad "Contratación de una consultoría para la elaboración de un estudio de factibilidad económica, social y ambiental respecto a la implementación de tratamiento de los residuos orgánicos con la tecnología del compostaje". Para facilitar este aprovechamiento sería por supuesto recomendable que la separación de los residuos se realice en origen, por lo menos entre las fracciones orgánica e inorgánica. Sin embargo, su implementación en el contexto cultural del Paraguay va llevar bastante tiempo, sobre todo a nivel domiciliario. Pero se supone que a nivel de los grandes generadores de residuos orgánicos, como supermercados, mercados de abasto y municipales, centros comerciales, restaurantes, etc. esta separación se podría implementar con mayor facilidad mediante medidas de concienciación e incentivos económicos.

Objetivos

El principal objetivo del presente trabajo de investigación es determinar el potencial que existe actualmente para generar biometano y otros subproductos comercializables a partir de la FORSU provenientes del AMA y sus alrededores con los fines por un lado de quitar el mayor provecho posible de los RSU a través del reciclaje y por otro lado de reducir la emisión de GEI a la atmósfera a través de la generación de una fuente de

energía renovable. Para ello se calcula el potencial de generación de biometano mediante la DA industrial de la FORSU recolectados a diario. De este modo solamente las partes no valuables de los RSU se deberían depositar en el relleno sanitario actualmente en operación. Además, se realiza el diseño conceptual del conjunto de la infraestructura industrial necesaria incluyendo una estimación del costo de producción del biometano y comparándolo con el costo del combustible diésel.

Metodología

Si bien se conoce la cantidad media aproximada de RSU que llegan por día al relleno sanitario de Remansito (unas 2300 t/d, MADES, 2022), se realiza un cálculo distrito por distrito utilizando datos de población urbana y de cobertura de la recolección de residuos sólidos provenientes del Censo Nacional de Población y Viviendas 2022 (INE, 2024a, 2024b). Para el cálculo de las cantidades de RSU generados se utilizan por falta de datos específicos confiables para cada distrito los índices de generación (IG) de RSU para Paraguay provenientes de Tello P. et al. (2011), cuyos valores varían en función del tamaño de la población urbana de cada distrito. La ciudad de Asunción, la cual como capital y centro económico del país recibe a diario cientos de miles de personas que viven en los distritos vecinos para realizar sus actividades laborales y de esparcimiento, es considerado como un caso especial. Sus valores de IG se basan en los que figuran en Municipalidad de Asunción et al. (2022). En contrapartida, para tomar en cuenta esa migración diaria desde los distritos vecinos de Asunción a la capital, lo que lógicamente genera una reducción de generación de residuos en los alrededores de Asunción se clasificó cada distrito del área de estudio como la siguiente más pequeña en población urbana obteniendo de este modo valores de IG menores. Como excepción de esta regla se consideraron las capitales departamentales Areguá y Villa Hayes, así como las ciudades que constituyen centros económicos importantes (Luque. San Lorenzo, Villeta), para los cuales se mantuvo el valor de IG correspondiente al número de su población urbana. Además, para todos los distritos se consideró el porcentaje de cobertura de recolección de residuos que figuran en INE (2024b). El porcentaje de la FO es considerada para todos los distritos como 60%, valor que se tiene en Asunción (Municipalidad de Asunción et al., 2022), ya que no se consiguieron datos específicos actuales para los demás distritos. Se evalúa también el potencial de procesamiento de FORSU que se podría lograr adicionalmente considerando que la cobertura de recolección en los diferentes centros urbanos se eleve al 100%. Dado que los barrios que hoy en día no se benefician de la recolección de RSU son mayormente habitados por familias de escasos recursos, se considera para esta franja de la población un IG único correspondiente a las ciudades de menor población.

Tabla 1. Valores del índice de generación de RSU (IG), fuente: Tello P. et al. (2011) y elaboración propia

Población urbana	IG (kg/hab/d)
Asunción	1.43
Grande (>300 000)	1.28
Mediana (50 001 – 300 000)	1.02
Pequeña (15 001 – 50 000)	0.86
Micro (<15 000)	0.72

El relleno sanitario de Remansito no recibe solamente RSU de la zona de estudio, sino también residuos industriales no peligrosos. De esos son de particular interés para el presente estudio el contenido rumial de los bovinos faenados en los frigoríficos y mataderos, que representa un residuo 100% orgánico. Los demás residuos de la faena de bovinos, como sangre, huesos, grasa, cuernos y cuero, son procesados para su comercialización. La cantidad de contenido rumial varía entre 8% y 16% del peso vivo. Como valor medio se considera el 12%. Los datos de la cantidad de animales faenados en el año 2022 y su peso total provienen de la Secretaría Nacional de Sanidad Animal SENASA obtenido por consulta directa.

En cuanto al potencial de generación de biometano a partir de la FORSU se utilizaron valores de referencia de Rapport J. et al. (2008) teniendo de este modo un rango de 50 a 105 Nm^3/kg de materia húmeda, según la tecnología de DA utilizada y las condiciones de operación de las plantas de DA.

El diseño conceptual de la infraestructura industrial necesaria para la obtención del biometano y de los demás subproductos se realiza acorde a ejemplos de plantas de procesamiento ya realizadas en otros países del mundo. Sus costos de inversión y de operación pueden ser estimados utilizando como base lo publicado en IEA (2025).

Resultados y discusión

La tabla 2 contiene las cantidades anuales calculadas de la FORSU por distrito en orden alfabético aplicando la metodología descrita arriba y la planta de tratamiento asignada para cada distrito. Dada la gran extensión del territorio de estudio (unos 80 km en dirección norte-sur y unos 35 km en dirección este-oeste) y la excentricidad de la ubicación del relleno sanitario de Remansito se plantea la creación de 3 plantas de tratamiento (ver figura 1) distribuidas por el territorio, una en el propio relleno sanitario de Remansito en donde hoy en día se depositan los RSU de toda la zona de estudio, una en al clausurado vertedero de Cateura donde funciona actualmente el centro de transferencia para los RSU de Asunción y una en el distrito de Guarambaré en el sur de la zona de estudio, en donde hoy por hoy no existe ninguna infraestructura relacionada con los RSU. De este modo el radio de la zona de cobertura de cada planta no supera 30 km, lo que en Pineda G. et Lima R. (2020) es considerado como una distancia máxima razonable de punto de vista del costo de recolección y transporte de los RSU. La cantidad total anual de FORSU se eleva a 412 362 t, de las cuales la planta de Remansito recibiría por año 134 594 t de FORSU, la de Cateura 184 969 t y la de Guarambaré 92 799 t.

Cabe mencionar que al sumar la totalidad de los RSU calculados de los diferentes distritos que actualmente entregan sus residuos al relleno sanitario de Remansito se llega a 687 270 t/año. En promedio por día considerando 300 días laborales al año el valor es de 2291 t, lo que es prácticamente el mismo valor que los 2300 t que figura en un informe del MADES como entrada diaria media (MADES, 2022).

Al considerar un porcentaje de cobertura de la recolección de los RSU en todos los centros urbanos de la zona se podría aumentar la cantidad anual de FORSU en 73 448 t, lo que representaría un incremento del 17.8%.

Tabla 2. Distritos de la zona de estudio con cantidades anuales calculadas de FORSU y planta de tratamiento asignada

Distrito	FORSU (t/a)	Planta
Areguá	8 028	Remansito

Asunción	130 106	Cateura
Benjamín Aceval	1 365	Remansito
Capiatá	33 832	Guarambaré
Emboscada	957	Remansito
Fernando de la Mora	19 998	Cateura
Guarambaré	2 492	Guarambaré
Itá	3 638	Guarambaré
Itauguá	8 656	Guarambaré
José Falcón	366	Remansito
Juan Augusto Saldívar	5 964	Guarambaré
Lambaré	22 616	Cateura
Limpio	16 255	Remansito
Luque	43 674	Remansito
Mariano Roque Alonso	14 032	Remansito
Nanawa	381	Remansito
Nueva Asunción	5	Remansito
Nueva Italia	669	Guarambaré
Ñemby	18 190	Guarambaré
San Antonio	8 785	Guarambaré
San Lorenzo	45 634	Remansito
Villa Elisa	12 248	Cateura
Villa Hayes	3 898	Remansito
Villeta	2 791	Guarambaré
Ypacaraí	1 691	Guarambaré
Ypané	6 092	Guarambaré
Total global	**412 362**	
Total Remansito	**134 594**	
Total Cateura	**184 969**	
Total Guarambaré	**92 799**	

En el Area Metropolitano de Asunción y alrededores existen 7 frigoríficos (3 en Asunción, 2 en Limpio, 1 en San Antonio y 1 en Villa Hayes) y 12 mataderos para bovinos. En el año 2022 se faenaron en los frigoríficos 781 781 animales y en los mataderos 133 716 animales con un peso medio en pie en ambos casos de unos 400 kg. Considerando un porcentaje del peso vivo del 12%, el contenido rumial representa en total por año 31 133 t, lo que corresponde al 7.5% de la cantidad de FORSU actualmente recolectado. Las 3 plantas de producción de biometano tendrán un diseño técnico similar, pero con capacidad de procesamiento diferentes (ver tabla 2). La principal diferencia entre la de Remansito y las otras dos que esas últimas serán al mismo tiempo centros de transferencia, es decir todos los residuos no valuables que quedan al final del tratamiento serán transportados al relleno sanitario de Remansito. Cada una de las plantas tendrá las etapas de procesamiento de los RSU ilustrados en la figura 2. Sería conveniente que cada planta tenga varias líneas de producción en paralelo, de modo a que se puedan realizar trabajos de mantenimiento por una de las líneas sin que se tenga que parar totalmente el proceso. Esto tendría también la ventaja que se pueda realizar la inversión en etapas, por ejemplo una línea cada un o dos años hasta completar la capacidad necesaria. Podrían ser por ejemplo módulos de 50 000 t/año, por lo que en la planta de Remansito se necesitarían 3 módulos, en la de Cateura 4 y en la de Guarambaré 2.

La empresa El Farol S.A. cobra por cada tonelada de RSU recibida un monto de 14 US$. Entonces, cada tonelada que puede ser reciclado y comercializado representa un ahorro de este mismo monto. El costo nivelado de producción de biometano para grandes plantas de procesamiento durante su vida útil (LCOE) según IEA (2025) puede ser considerado en 15 US$/GJ, lo que equivale a 0.494 US$/m³. Como ya mencionado, se puede generar por cada tonelada de FORSU entre 50 y 105 m³ de biometano o en promedio unos 80 m³. La cantidad de biometano que se podría generar a partir de los FORSU sería entonces en promedio de unos 33 millones de Nm^3. Incluyendo el contenido rumial de los bovinos faenados con un rendimiento medio de 95 Nm^3/t la cantidad de biometano aumentaría por año en unos 3 millones de Nm^3. El costo de producción del biometano por tonelada de FORSU sería de 39.42 US$. Al restar el ahorro de 14 US$/t en la disposición final queda un saldo de 25.42 US$/t o 35.5% menos. De este modo el costo neto del biometano quedaría en 9.67 US$/GJ. Comparando con el precio actual en las estaciones de servicio del combustible más utilizado en Paraguay en el sector transporte (diesel tipo III) de 0.94 US$/l o el equivalente de 27.02 US$/GJ. el biometano costaría una tercera parte del diésel tipo III. Obviamente, no se pueden comparar de esta manera estos costos, ya que él del biometano es un costo de producción en planta sin contar el costo de distribución, ni el margen de ganancia del gas y él del diésel es el precio minorista. Considerando un incremento del 30% al costo del biometano para equiparar los tipos de costo éste costaría aproximadamente la mitad del diésel por unidad energética (12.57 US$/GJ versus 27.02 US$/GJ). En esos cálculos no se tomó todavía en cuenta los ingresos por la comercialización de los subproductos de la DA, es decir el digestato, que al pasar luego por un proceso de compostaje constituye un excelente fertilizante para la agricultura, y el dióxido de carbono comprimido que es utilizado en diferentes industrias (bebidas, horticultura en invernaderos, producción de biocombustibles, etc.). Eso reduciría aún más el ahorro que se podría lograr con el biometano en comparación con el diésel.

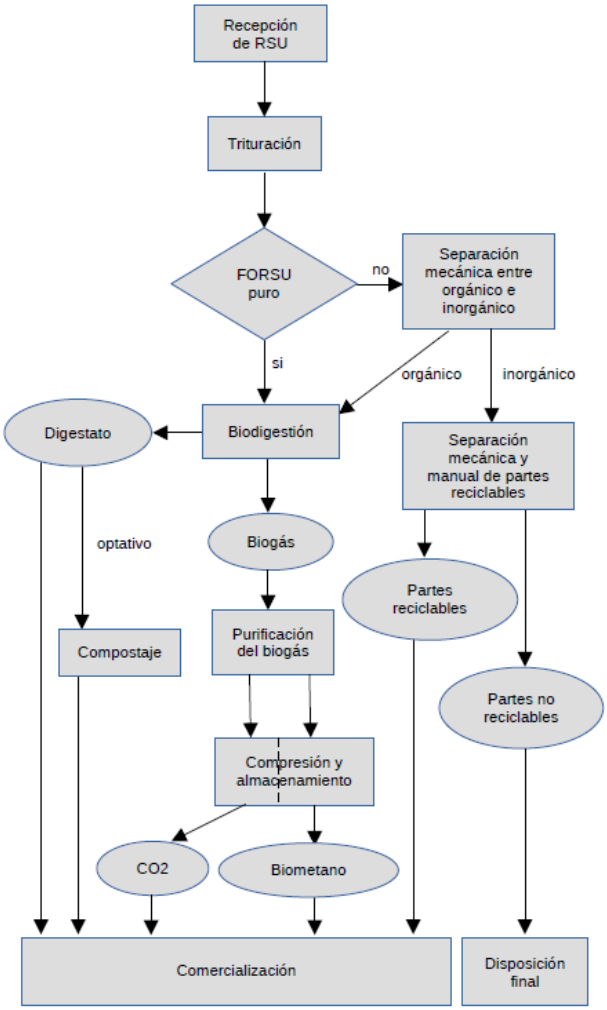


Figura 2. Flujograma de plantas de generación de biometano, fuente: elaboración propia

Para que los vehículos con motores convencionales, tanto de ciclo Otto, como de ciclo Diésel pueden utilizar biometano comprimido como combustible, es necesario realizar una modificación relativamente simple en el motor y en el sistema de almacenamiento del combustible. El uso de biometano en vez de combustibles fósiles tiene múltiples beneficios ambientales, ya que se trata de un combustible renovable y el metano se quema de forma mucho más limpia en los motores (Ammerberg J. & Murphy J., 2021).

Conclusiones

En este estudio se ha determinado para cada distrito por separado la cantidad de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos que anualmente se generan en el Area Metropolitano de Asunción y sus alrededores, residuos que actualmente se depositan en el relleno sanitario de Remansito. Son más de 400 000 t/año. A esa cantidad se suman unas 30 000 t/año de contenido rumial proveniente de los frigoríficos y mataderos de la zona. El potencial de generación de biometano a partir de esos residuos orgánicos sólidos se estima en unos 36 millones de Nm^3/año. Se propone la creación de 3 plantas de producción de biometano distribuidos de forma adecuada por el área de estudio. El precio al cual se podría comercializar al público el biometano sería por unidad energética aproximadamente la mitad del precio del combustible diésel. A parte del biometano se producirían en esas 3 plantas otros productos, como ser el digestato que luego de ser compostado constituye un fertilizante de elevada calidad para la agricultura, y dióxido de carbono, que se utiliza entre otros en la industria de las bebidas y en la horticultura en invernaderos.

Referencias bibliográficas

(i) Ammerberg J. & Murphy J. (2021). Perspectives on biomethane as a transport fuel within a circular economy, energy and environmental system, IEA Bioenergy: Task 37

(ii) IEA (2025). Outlook for Biogas and Biomethane

(iii) INE (2024a). Resultados finales, Estructura de la población por edad y sexo

(iv) INE (2024b). Resultados finales, Caracterización de las viviendas y los hogares

(v) MADES (2024). Informe del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Paraguay, Serie temporal 1990 – 2019

(vi) MADES (2022): Visita técnica a la planta de tratamiento y gestión integral de residuos sólidos EL FAROL S.A. https://www.mades.gov.py/2022/05/27/visita-tecnica-a-la-planta-de-tratamiento-y-gestion-integral-de-residuos-solidos-el-farol-s-a/ (consultado por última vez 29.06.2025)

(vii) MADES/PNUD/FMAM (2023). Cuarta Comunicación Nacional de Paraguay a la CMNUCC

(viii) Municipalidad de Asunción/MADES/PNUD/FMAM (2022). Clasificando los Residuos de Asunción, Actualización del estudio de caracterización de residuos sólidos urbanos para la ciudad de Asunción

(ix) Pineda G. et Lima R. (2020). Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos

(x) Rapport J. et al. (2008). Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste

(xi) STP/MADES/PNUD/FMAM (2021). Atlas del Area Metropolitana de Asunción

(xii) Tello P. et al. (2011). Informe de la Evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe 2010

(xiii) Zupancic M. et al. (2022). Current Status and Review of Waste-to-Biogas Conversion for Selected European Countries and Worldwide

ID 184. COMPÓSITOS PARA A CONSTRUÇÃO CIVIL À BASE DE BIOMASSA VEGETAL

Maita dos Santos Rosa[1], Romildo Dias Toledo Filho[2], Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk[3]
[1 e 3] Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro RJ, Brasil; [2] Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, (PEC/COPPE/UFRJ), Rio de Janeiro RJ, Brasil
E-mail: maitarosa@outlook.com; anaghislane@eng.uerj.br; toledo@coc.ufrj.br

Palavras Chaves: Bioconcreto, Bioagregado, Aproveitamento de Resíduos, Construção Civil.

Abstract

The construction industry is a significant consumer of natural resources, with sand being a primary example. This material is extensively utilized as an aggregate in the production of concrete and mortar. One of the materials that has been the focus of research for use as a replacement for this non-renewable natural aggregate is plant biomass. Agro-industrial activities generate waste that can be regarded as by-products with potential for use in civil construction. Several authors have been involved in the development and evaluation of composites produced with binders, such as cement and lime, and a high fraction of aggregates produced from plant biomass. The objective of this article is to present the advantages, existing challenges, recurring solutions and main properties of bioconcrete. A review of the extant literature revealed that the bioconcretes under scrutiny were found to have low density and exhibited favorable thermal insulation properties. The compressive strength of these materials was found to vary depending primarily on the bioaggregate content applied, and it was determined that further investigation was necessary to ascertain their long-term durability.

Introdução

A construção civil está relacionada a quatro principais impactos ambientais: emissão de gases de efeito estufa, consumo de energia, consumo de recursos naturais e produção de resíduos (Amziane, 2016).

Estima-se que o setor da construção civil é responsável pelo consumo de 40% de todo o recurso natural disponível no planeta (Bošković; Radivojević, 2023). O segundo material natural mais demandado no mundo depois da água é a areia, e aproximadamente 85% dessa demanda provém da indústria da construção civil (Lam et al., 2019).

Por outro lado, as atividades agroindustriais geram grande quantidade de resíduos e muitas vezes esses resíduos não recebem destinação final adequada (Brasileiro; Vieira; Barreto, 2013). Esses resíduos podem ser matéria-prima propícia ao desenvolvimento de componentes construtivos (Savastano Junior, 2000).

O uso de biomassa vegetal na produção de materiais de construção é uma técnica antiga. Há relatos, por exemplo, de uso de fibras de madeira e palha na Grécia Antiga para aumento da estabilidade das estruturas (Dittenber; Gangarao, 2012; Bhattacharyya; Subasinghe; Kim, 2015). Porém, com o passar do tempo, as fibras naturais foram sendo substituídas por materiais artificiais como aço, vidro e propileno (Nawab et al., 2023).

Com o advento da necessidade de materiais alternativos que contribuam para que a indústria da construção civil cause menos impactos negativos ao meio ambiente, o estudo da aplicação de biomassa vegetal no desenvolvimento de materiais de construção tornou-se de suma importância.

Ao longo dos anos diversos autores investigaram o uso de fibras vegetais como reforço em compósitos, como Toledo Filho, England e Ghavami (1997), Lima (2004) e Asim et al. (2020). Porém, existe uma categoria de material alternativo produzido com aplicação de fração volumétrica de biomassa mais elevada em compósitos: o "bioconcreto". Nesse caso, a biomassa é beneficiada para ser aplicada como agregado, sendo chamada então de "bioagregado".

Objetivos

O presente artigo tem como objetivo apresentar um panorama sobre os bioconcretos. A partir da literatura, foram identificados vantagens, desafios existentes, soluções recorrentes, e principais propriedades do produto final. Dessa maneira, este artigo visa contribuir para o avanço do desenvolvimento de bioconcretos a partir das informações apresentadas e da identificação de lacunas que demandem novas investigações.

Metodologia

A metodologia utilizada para o desenvolvimento desse trabalho é de natureza básica, pois visa aprofundar o entendimento sobre os bioconcretos, por meio de uma pesquisa bibliográfica e uma abordagem qualitativa.

A pesquisa bibliográfica foi realizada utilizando-se as bases de dados: Google Acadêmico (https://scholar.google.com.br/) e Science Direct (https://www.sciencedirect.com). As principais palavras-chave usadas foram:

- bio-concretes;
- bio-based building materials.

Resultados e Discussões

Bioagregados e suas vantagens

Diversos trabalhos têm aprofundado os estudos a respeito da aplicação de diferentes tipos de biomassa vegetal no desenvolvimento de materiais para a construção civil, conforme os exemplos citados no Quadro 1. A biomassa pode ser usada como reforço de, por exemplo, argamassas e concretos, como geralmente é o caso das fibras (Toledo Filho, England, Ghavami, 1997; Asim Et Al, 2020). Mas também em maiores quantidades, constituindo o próprio agregado de compósitos (Da Gloria et al., 2021; Sá, 2022).

Bioagregados têm a vantagem de serem produzidos a partir de matéria-prima renovável, geralmente disponível em grande quantidade. Além disso, resíduos agroindustriais, como cascas de arroz e de coco, bem como sobras do processamento de colmos de bambu, podem ser usados como bioagregados (Brasileiro et al., 2013; Silveira et al., 2018; Toledo Filho; Da Gloria; Andreola, 2019)

Caldas et al. (2017) ressaltam o potencial que os bioconcretos possuem de reduzir a "pegada de carbono" das construções, se for considerado o carbono biogênico da biomassa usada. Além disso, de acordo com SÁ (2022), os bioagregados possuem boas propriedades térmicas e higroscópicas, que fazem com que os bioconcretos possuam

potencial para contribuir com a regulação de temperatura e umidade de ambientes internos, proporcionando conforto ao usuário e melhorando a eficiência energética de edificações.

Técnicas de produção e propriedades dos bioconcretos

Diferentes regiões podem ter predominâncias de biomassas distintas, e isso certamente influencia a escolha da biomassa a ser usada no bioconcreto. Mas é importante que se leve em consideração que as propriedades dos bioconcretos estão relacionadas às propriedades físicas, químicas, mecânicas e anatômicas da biomassa usada, além da fração volumétrica aplicada (Teixeira et al., 2020).

Frações volumétricas elevadas de bioagregado tendem a resultar em bioconcretos mais leves e com melhores desempenhos em relação ao isolamento térmico. Isso ocorre devido ao aumento da porosidade e consequente redução da densidade aparente e da condutividade térmica (AGOPYAN et al., 2005). Frações volumétricas elevadas de bioagregado, no entanto, tendem a reduzir a resistência mecânica e a comprometer a trabalhabilidade, propriedade relacionada à consistência dos bioconcretos (LERTWATTANARUK; SUNTIJITTO, 2015).

O material aglomerante também influencia em propriedades do bioconcreto, como a durabilidade, resistência ao fogo e a microorganismos, propriedades termo-hígricas, acústicas e mecânicas (Sáez-Perez et al., 2020).

Bioconcretos produzidos com cal hidráulica apresentam baixa densidade e, consequentemente, baixa condutividade térmica (Sáez-Perez et al., 2020). Porém, tendem a atingir valores de resistência mecânica baixos, enquanto bioconcretos produzidos com cimento tendem a atingir valores de resistência mecânica elevados (Sá, 2022). Dessa maneira, o aglomerante para bioconcretos pode ser definido em função das principais propriedades que se deseja obter, de acordo com o uso pretendido, o local onde será aplicado, o processo de produção, e/ou considerações financeiras e ambientais (Amziane; Sonebi, 2016).

Sá (2022) propôs classes de resistência para bioconcretos baseadas nas referências IPT (2009) e NBR 6136 (2016), agrupando-os em aplicações semelhantes, de acordo com a fração volumétrica de biomassa e o aglomerante usado, como pode ser observado no Quadro 2.

Um dos desafios existentes na produção de bioconcretos é a incompatibilidade química entre a biomassa vegetal (bioagregado) e o cimento. Isso ocorre porque os extrativos e a hemicelulose presentes na biomassa se dissolvem na água durante a mistura e formam membranas ao redor dos grãos de cimento não hidratados, dificultando o acesso da água a esses grãos, fazendo com que haja inibição ou retardo das reações de hidratação do cimento (Da Gloria; Toledo Filho, 2021). Por conta disso, foram desenvolvidos estudos a respeito de tratamentos físicos e químicos para os bioagregados, com o objetivo de promover melhora na compatibilidade entre a biomassa usada e a matriz cimentícia.

Iwakiri et al. (2012) comparou os resultados dos ensaios mecânicos de bioconcretos de bioagregado de madeira que receberam diferentes tratamentos: imersão em água fria por 24 h, imersão em água quente por 6 h e imersão em solução diluída a 1% de hidróxido de sódio. Os autores constataram que os melhores resultados foram obtidos para os bioconcretos cujo bioagregado foi tratado por imersão em água quente. Iwakiri et al. (2015) investigaram o tratamento do bioagregado com hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$) e constaram maior eficácia em relação aos tratamentos anteriores.

A produção do cimento está fortemente associada a impactos negativos ao meio ambiente, como a elevada emissão de dióxido de carbono na atmosfera. Com o intuito de reduzir o consumo de cimento, Andreola et al. (2019) substituíram parcialmente o cimento por cinzas volantes e metacaulinita na produção de bioconcretos com fração volumétrica de bioagregado de bambu em 40%, que

Quadro 1 – Tipos de biomassa aplicadas no desenvolvimento de materiais para a construção civil em diversos trabalhos

Biomassa	**Autores**
Bambu	● Sudin, Swamy, 2006 ● Da Gloria et al., 2021 ● Sá, 2022
Cânhamo	● Sassoni et al., 2014 ● Mazhoud et al., 2021
Cascas de arroz	● Chabi et al., 2018 ● Santos, 2020
Endocarpo do coco	● Gunaskaran et al., 2011 ● Liu; Li; Ni, 2022 ● Pichaipili et al., 2023
Fibras do mesocarpo do coco	● Toledo Filho, England, Ghavami, 1997 ● Asim et al., 2020 ● Quiñones-Bolaños et al., 2021

Madeira	● Aguiar, 2020. ● Da Gloria, 2020.
Medula do coco	● Brasileiro; Vieira; Barreto, 2013 ● Konakova, et al., 2015) ● Suazo et al., 2020
Sisal	● Lima, 2004. ● Melo Filho, 2012.
Talo de girassol	● Mati-Baouche et al., 2014 ● Gomez-Campos et al., 2023

Fonte: Os autores, 2025

apresentaram resistência à compressão de 60% a 90% do valor de referência. (bioconcreto produzido apenas com cimento). Os valores médios de resistência à compressão aos 28 dias variaram de 8 MPa a 15 MPa.

Quadro 2 – Classes de resistência à compressão para bioconcretos

Fração volumétrica de biomassa	**Matriz**	**Aplicação**	**Resistência à compressão mínima aos 28 dias (MPa)**
Elevada	Cal e argila; cimento.	Forros, paredes de vedação. Isolantes térmicos e acústicos. Necessário o uso de estrutura auxiliar.	Inferior à 1,0 MPa
Elevada	Cimento	Paredes de vedação. Isolantes térmicos e acústicos. Uso não estrutural	1,0 MPa
Media	Cimento	Blocos de alvenaria estrutural.	4,0 MPa
Baixa	Cimento	Painel.	10,0 MPa

Fonte: Os autores com base em Sá, 2022 e Rosa, 2024

Sá (2022) produziu bioconcretos de bambu substituindo os materiais cimentícios em 10%, 15% e 20% por solo. Houve redução na resistência mecânica do bioconcreto com o aumento do teor do solo, mas o autor destaca que os bioconcretos cumpriram a função de serem autoportantes e resistentes para determinadas aplicações. Destaca também que além de contribuir para a redução do consumo de cimento, a adição de solo contribuiu com as propriedades termo-hígricas do bioconcreto.

Outro desafio existente na produção de bioconcretos é o de minimizar os efeitos da elevada absorção de água que ocorre nos bioagregados, geralmente acima de 90%, devida à porosidade que as biomassas apresentam (Souza, 2006). Por conta dessa característica, costumam-se empregar os bioagregados em condição saturada ou realizar a compensação de água na produção dos bioconcretos.

Da Gloria (2020) verificou a quantidade de água de compensação necessária ao aferir o quanto o bioagregado absorvia de água no misturador durante o tempo usual de mistura para um bioconcreto. O autor relata que esse procedimento possibilitou a produção de bioconcretos trabalháveis sem a necessidade de pré-saturação da serragem de madeira, que foi o bioagregado usado.

A relação água/cimento (A/C) também é um fator que muito se relaciona às propriedades do bioconcreto. De acordo com Toledo Filho, Da Gloria e Andreola (2019) a alta absorção de água dos bioagregados exige maior quantidade de água para se alcançar uma boa trabalhabilidade no estado fresco, porém no estado endurecido o excesso de água é liberado pela troca de umidade, o que leva a ocorrência de perda de massa simultânea e retração por secagem dos bioconcretos.

Da Gloria et al. (2021) obervaram em seu estudo que havia proporcionalidade inversa entre a relação A/C e a resistência mecânica de bioconcretos de madeira, bambu e cascas de arroz.

Andreola (2017) constatou em sua pesquisa que tanto a resistência à compressão uniaxial quanto o módulo de elasticidade foram menores para menores volumes de cimento, maiores volumes de partículas de bioagregado de bambu e maiores relações de água/cimento.

Silveira et al. (2018) produziram bioconcretos com biomassa de cacto. A biomassa foi usada nos volumes de 45% a 58%. A densidade dos compósitos variou de 870 kg/m³ a 1450 kg/m³. E a resistência à compressão uniaxial variou de 1,72 MPa a 10,51 MPa. Os autores também relataram que os maiores valores de resistência foram obtidos com as misturas produzidas com menor quantidade de água para compensação e menores proporções de bioagregado.

Conclusões

Os bioconcretos possuem como vantagem o uso de agregados oriundos de matéria-prima renovável e resíduos agroindustriais. Além disso, possuem baixa densidade e potencial para contribuir com a regulação de temperatura e umidade de ambientes.

Deve ser bem averiguada o tipo de aplicação que se deseja ao bioconcreto para que seja determinada a sua composição. Quanto maior a fração volumétrica do bioagregado, mais leves e com melhores desempenhos em relação ao isolamento térmico são os bioconcretos, porém absorvem mais água e tendem a ser menos resistentes. Ao se fazer a substituição parcial do cimento por metacaulinita, cinzas volantes ou solo, para se evitar um alto consumo de cimento, ou usar a cal como aglomerante, também pode ocorrer redução da resistência mecânica.

Alguns desafios existentes para a produção de bioconcretos são a elevada absorção de água pelos bioagregados e a incompatibilidade química entre a biomassa vegetal e a matriz cimentícia. A elevada absorção de água exige um acréscimo de água que pode ser aplicado no procedimento de mistura do bioconcreto. A incompatibilidade química exige tratamentos do bioagregado que podem ser físicos ou químicos. Se destacam o tratamento com ciclos de lavagem em água quente a 80ºC e a imersão em solução alcalina, como solução hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$).

Referências

Agopyan, V.; Savastano Junior, H; John, V. M; Cincotto, M. A. Developments on vegetable fibre-cement based materials in São Paulo, Brazil: Anoverview.Cement andConcreteComposites,v. 27, n.5, maio.2005.

Aguiar, A. L. D. Estabilidade térmica e reação ao fogo do bioconcreto de madeira. 2020. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Amziane, S.; Sonebi, M. Overview on Biobased Building Material made with plant aggregate. Rilem Technical Letters, v. 1, jun. 2016.

Andreola, V. M. Caracterização física, mecânica e ambiental de bioconcretos de bambu. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRJ, Rio de Janeiro, 2017.

Andreola, V. M.; Da Gloria, M. Y. R.; Santos, D. O. J.; Toledo Filho, R.D. Partial replacement of cement by combination of fly ash and metakaolin inbamboo bioconcretes. Academic Journal of Civil Engineering, v. 37, n. 2,jun. 2019

Asim, M. et al. Comparative experimental investigation of natural fibers reinforced light weight concrete as thermally efficient building materials. *Journal of Building Engineering*, v. 31, 1 set. 2020.

Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR 13276: Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos - Determinação do índice de consistência. Rio de Janeiro, 2016.

Bhattacharyya D., Subasinghe A., Kim N.K. Natural fibers: Their composites and flammability characterizations, 2015.

Bošković, I.; Radivojević, A. Life cycle greenhouse gas emissions of hemp-lime concrete wall constructions in Serbia: The impact of carbon sequestration, transport, waste production and end of life biogenic carbon emission. Journal of building engineering, v. 66, n. 105908, maio 2023.

Brasileiro, G. A. M.; Vieira, J. A. R.; Barreto, L. S. Use of coir pith particles in composites with Portland cement. *Journal of Environmental Management*, v. 131, p. 228–238, 15 dez. 2013.

Caldas, L. R.; Da Gloria, M. Y. R., Santos, D. O. J.; Andreola, V. M.;Pepe, M.; Toledo Filho, R. D. Carbon footprint of bamboo particles, rice husk and wood shavings-cement composites. Academic Journal of Civil Engineering, v. 35, n. 2, jun. 2017.

Chabi, E.; Lecomte, A.; Adjovi, E. C.; Dieye, A.; Merlin, A. Mix design method for plant aggregates concrete: Example of the rice husk. Construction and Building Materials, v. 174, jun. 2018.

Da Gloria, M. Y. R. Comportamento experimental e numérico de bioconcretos de madeira e de painéis sanduíches com faces em laminados reforçados com fibras longas de sisal. Tese de Doutorado, Programa de Pós graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Da Gloria, M. Y. R.; Andreola, V. M.; Santos, D. O. J. dos; Pepe, M.; Toledo Filho, R. D. A comprehensive approach for designing workable bio-based cementitious composites. *Journal of Building Engineering*, v. 34, 2021.

Da Gloria, M. Y. R.; Toledo Filho, R. D. Innovative sandwich panels made of wood bio-concrete and sisal fiber reinforced cement composites. Construction andBuilding Materials, v. 272, fev. 2021

Dittenber, D. B.; Gangarao, H. V. S. Critical review of recent publications on use of natural composites in infrastructure. Composites. Part A, Applied science and manufacturing, v. 43, n. 8, ago. 2012.

Gomez-Campos, A.; Sablayrolles, C.; Hamelin, L.; Rouilly, A.; Evon, P.; Vialle, C. Towards fossil-carbon free buildings: Production and environmental performance of innovative sound absorbing panels made from sunflower straw. Journal of Cleaner Production, v. 400, maio 2023.

Gunasekaran, K.; Kumar, P. S.; Lakshmipathy, M. Mechanical and bond properties of coconut shell concrete. Construction and building materials, v. 25, n. 1, jan. 2011.

Iwakiri, S.; Trianoski, R; Cunha, A. B.; Prata, J. G.; Hara, M.; Bila, N. F.; Luis, R.C.G.; Araújo, R. D. Technological properties of cement-wood panels produced with eucalypt particles. Revista de Ciências Agroveterinárias, v. 14, n. 3, dez. 2015.

Koňáková, D.; Vejmelková, E.; Čáchová, M.; Siddique, J. A. Treated Coconut Coir Pith as Component of Cementitious Materials. Advances in Materials Science and Engineering, v. 2015, 2015

Lam, P.T.I., Yu, A.T.W., Wu, Z., et al., Methodology for upstream estimation of construction waste for new building projects, Journal of Cleaner Production, v. 230, pp. 1003–1012, Sep. 2019.

Lertwattanaruk, P.; Suntijitto, A. Properties of natural fiber cement materials containing coconut coir and oil palm fibers for

residential building applications. Construction and Building Materials, v. 94, jul. 2015.
Lima, P. R. L. Análise teórica e experimental de compósitos reforçados com fibras de sisal. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRJ, Rio de Janeiro, 2004.
Liu, H.; LI, Q.; NI, S. Assessment of the engineering properties of biomass recycled aggregate concrete developed from coconut shells. Construction and Building Materials, v. 342, ago. 2022.
Mazhoud, B.; Collet, F.; Prétot, S.; Lanos, C. Effect of hemp content and clay stabilization on hygric and thermal properties of hemp-clay composites. Construction and building materials, v. 300, n. 123878, set. 2021.
Mati-Baouche, N.; De Baynast, H.; Lebert, A.; Sun, S.; Lopez-Mingo, C.
J. S.; Leclaire, P.; Michaud, P. Mechanical, thermal and acousticalcharacterizations of an insulating bio-based composite made from sunflower stalks particles and chitosan. Industrial Crops and Products, v. 58, jul. 2014.
Melo Filho, J. A. Durabilidade química e térmica e comportamento mecânico de compósitos de alto desempenho reforçados com fibras de sisal. 2012. 161 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
Nawab, M. S.; Ali, T.; Qureshi, M. Z.; Zaid, O.; Kahla, N. B.; Sun, Y.; Anwar, N.; Ajwad, A. A study on improving the performance of cement-based mortar with silica fume, metakaolin, and coconut fibers. Case studies in construction materials, v. 19, n. e02480, dez. 2023.
Pichaipillai, S.; Nithyanandam, M.; Kaliyannan, S. K.; Gopalakrishnan, D.; Padmanaban, P. Strength attributes of clay and coconut shell as a partial substitute for cement and coarse aggregate in concrete. AIP Conf. Proc, v. 2782, n.1, jun. 2023.
Quiñones-Bolaños, E.; Gómez-Oviedo, M.; Mouthon-Bello, J.; Sierravitola, L.; Berardi, U.; Bustillo-Lecompte, C. Potential use of coconut fibremodified mortars to enhance thermal comfort in low-income housing. Journal of Environmental Management, v. 277, jan. 2021.
Sá, T. S. W. Efeito da adição de solo nas propriedades mecânicas e termo-hígricas do bioconcreto de bambu. 2022. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.
Sáez-Pérez, M. P.; Brümmer, M.; Durán-Suárez, J. A. A review of the factorsaffecting the properties and performance of hemp aggregate concretes.Journal ofBuilding Engineering,v.31,set.2020.
Sassoni, E.; Manzi, S.; Motori, A.; Montecchi, M.; Canti, M. Novel sustainable hemp-based composites for application in the building industry: Physical, thermal and mechanical characterization. Energy and Buildings, 77:2019-226, 2014.
Savastano Junior, H., 2000, Materiais à base de cimento reforçado com fibra vegetal: reciclagem de resíduos para a construção de baixo custo. Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia de Construção Civil – Universidade de São Paulo.

Silveira, M. N. L.; Menali, L. O.; Da Gloria, M. Y. R.; , R. D.; Ferreira, S. R.Use of cactus wood cereus jamacaru as aggregate in lightweightbioconcreteproduction. In:Brazilian Conference on Composite Materials, 4.,. 2018Anais...ABECPublicações, 2018

Sudin, R.; Swamy, N. Bamboo and wood fibre cement composites for sustainable infrastructure regeneration. Journal of Materials Science, v. 41, n. 21, p. 6917-6924, nov. 2006. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10853-006-0224-3. Acesso em: nov. 2023.
Santos, D. O. J. Desenvolvimento de painéis sanduíche leves com faces em compósitos cimentícios reforçados com fibras curtas de sisal e núcleo em bioconcreto de casca de arroz. 2020. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) -76 Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.
Souza, A. A. C. Utilização de resíduos da indústria madeireira para fabricação dechapas cimento-madeira.2006. 165 f.Dissertação(Mestradoem Engenharia Civil)-Programa de Pós graduação emEngenharia Civil, Universidade Federal do Pará, 2006.
Suazo, F. J. A.; Carregosa, J. D. C.; Oliveira, R. M. P. B.; Acchar, W.Mechanical performance and healing process improvement of cement-coir pith particle composites by accelerated carbonation. Revista Materia, v. 25, n. 2, p. 1–16, 2020.
Teixeira, J. N.; Silva, D. W.; Vilela, A. P.; Savastano Junior, H.; Vaz, L. E.V. S. B.; Mendes, R. F.Lignocellulosic Materials for Fiber Cement Production.Waste and Biomass Valorization,v. 11,dez.2020.
Toledo Filho, R. D.; England, G. L.; Ghavami, K. Comportamento em compressão de argamassas reforçadas com fibras naturais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 1, p. 79-88, 1997. Disponível em < https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/HhNxThpc9MDhvTXVKVDRz4d/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: jan. jan 2024.
Toledo, r. D.; Da Gloria, m. Y. R.; Andreola, V. M. *3 rd International Conference on Bio-Based Building Materials Durability of Bio-Based Building Materials*. 2019[s.l: s.n.].

ID 187. Acompanhamento de Dados Qualiquantitativos de um Sistema de Vermicompostagem Local

DARCI BARNECH CAMPANI[1]
REJANE MARIA CANDIOTA TUBINO[1]
PAULO ROBINSON DA SILVA SAMUEL[2]

[1] Professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS
[2]. Engenheiro Civil. Doutor em Engenharia pelo PPG3M da UFRGS

Introdução

A Lei 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, determina que todo o resíduo sólido que não possa ser evitada a sua geração, que seja recuperado, através da reutilização, da reciclagem ou do devido tratamento, preferencialmente nesta ordem, e que apenas os rejeitos, ou seja, aquele material que não tem como ser reaproveitado, somente estes poderão ser destinados aos aterros sanitários.

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos estudada ao longo de anos no Brasil, sempre tem apresentado uma composição de aproximadamente 50% de matéria orgânica (ÁVILA, 2020), matéria esta que é perfeitamente tratável através de métodos biológicos, entre eles a chamada vermicompostagem, realizada por minhocas, que permite o reaproveitamento, principalmente pelos nutrientes que possuem, sendo totalmente reaproveitada, portanto não se adequando a este material o conceito de rejeito, portanto não poderiam ser destinados a aterros sanitários.

A realização deste tipo de tratamento pode ser realizada na proximidade do ponto de geração, podendo ser inclusive realizada nas residências ou em locais coletivos, como em hortas comunitárias. Tal ação representaria milhões de reais economizados pelas prefeituras, pois que deixariam de gastar nas operações de coleta, transbordo e aterramento de 50% de seus resíduos domiciliares, podendo com alguma parcela deste recurso, desenvolverem programas municipais de incentivo a compostagem local.

A vermicompostagem tem sido uma das metodologias utilizadas, principalmente para projetos comunitários, pois que de fácil operação, necessita de caixas plásticas para o seu desenvolvimento, o que já deixa a operação condicionada em caixas que evitam o contato com o ambiente, não ocasionando a poluição do solo e entregando material orgânico em bom grau de estabilidade para o uso no solo.

Nesta perspectiva a Universidade iniciou, a mais de 10 anos, a instalação e operação de caixas de vermicompostagem, já tendo feito estudos sobre a qualidade do composto gerado, além de vir mantendo a operação das vermicomposteiras, também mantêm o monitoramento sobre a qualidade do material produzido, que é o objetivo deste trabalho, manter estes dados atualizados e também procurando pesquisar novos parâmetros que sejam importantes na análise da qualidade dos mesmos.

Metodologia

O estudo apresenta o resultado de análises químicas de vermicompostos, produzidos na

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), bem como algumas particulares, análises realizadas no Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS.
A Metodologia das análises são as determinadas pelos métodos apregoados formalmente, pois o Laboratório é credenciado e referência internacional em análise de solos.
Os parâmetros analisados são os considerados como análise completa pelo Laboratório, incluindo pH, umidade, Carbono, Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Enxofre, Cobre, Zinco, Ferro e Manganês.
As vermicomposteiras estão distribuídas dentro da UFRGS, mas também duas que estão em domicílios (Casa e Xangri-lá), para servir de testemunha quanto a possibilidade de contaminações ou diferenças relativas a composição da matéria prima disponível na Universidade, como por exemplo, uma das composteiras está vinculada a uma cafeteria (Economia Solidária) e outras duas amostras são de um ambiente de laboratório, o GPFAI, com amostras de materiais recém decompostos e outra com material disponível a alguns meses.

Resultados e Discussões

O vermicomposto coletado nas Unidades da Universidade, analisados pelo Laboratório de Solos, confirmaram os dados já encontrados por Ávila (2020) quanto aos teores de nutrientes, bem como pH e demais parâmetros, o material já está no Laboratório com resultados marcados para os próximos dias. Os teores de 30% de Carbono Orgânico, 3% de Nitrogênio TKN, obtendo uma relação Carbono/Nitrogênio de 10:1, atendendo com uma margem bem elevada a determinação da IN 25 do Ministério da Agricultura (BRASIL, 2009), representando que o material está bastante estável, característica química importante para a disponibilização dos nutrientes para as plantas, sem causar contaminação do solo e do lençol freático.
A elevada umidade encontrada é resultante da matéria de origem, como a presença de frutas características deste período, bem como pela elevada umidade do ar da região, que muitas vezes está próxima ou mesmo passando dos 80%. O vermicomposto oriundo da Economia Solidária e do GPFAI, como recebe mais resíduos de café e chimarrão, apresenta naturalmente um teor menor de umidade.
Os demais resultados constam da tabela 1.

Amostra	pH	Umidade	C	N	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Zn	Mn	Fe
		% (m m^{-1})	% (m m^{-1})	% (m m^{-1})	% (m m^{-1})	% (m m^{-1})	% (m m^{-1})	% (m m^{-1})	% (m m^{-1})	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-}
Casa	6,5	80,45	30,97	3,84	0,57	0,53	4,94	0,38	0,58	42	106	202	0,19
Xangri-lá	7,2	75,28	17,36	1,82	0,50	0,82	8,38	0,45	0,46	22	57	94	257
Economia solidária	6,8	55,87	40,36	4,94	0,45	2,02	0,92	0,54	0,47	67	80	438	367
Gpfai antigo	5,6	49,79	16,20	1,19	0,18	0,75	0,54	0,75	0,52	31	84	470	3,04
Gpfai novo	5,5	62,05	28,74	3,40	0,44	1,64	5,01	0,72	0,68	42	96	650	0,59

Tabela 1 – Composição do Composto produzido por minhocas.

Conclusões e Recomendações

A composição dos vermicompostos pesquisados, em termos de elementos químicos, podem agregar fertilidade aos solos agrícolas, conforme Ávila (2020), desde a correção de pH, pois tem apresentado valores superiores 8, bem como nitrogênio, fósforo e potássio, podem ser utilizados como corretores do solo, variando apenas os quantitativos, mediante análise do solo no qual será aplicado, podendo em grande parte necessitar de suplementação química, mas podendo significar uma fonte alternativa destes nutrientes, diminuindo a dependência do país de importação dos mesmos e servindo, ainda mais, como uma destinação adequada, ao determinado pela Lei 12.305/10, que determina o aproveitamento de todo o que se classifica como resíduo sólido, só podendo ser destinado a aterros sanitários os rejeitos, da qual certamente a fração orgânica não faz parte.

A relação Carbono/Nitrogênio, próxima de 10, que tem sido encontrada constantemente representa um elevado grau de mineralização dos nutrientes, o que agrega qualidade no efeito do vermicomposto aplicado no solo, pois que libera os mesmo de forma lenta, além da matéria orgânica que agrega vida ao solo, ativando propriedades físicas também responsáveis pela agregação do solo.

Também ao atender os quesitos da IN 25 do Ministério da Agricultura (BRASIL, 2009), consequentemente podendo ser comercializado como adubo orgânico, devendo apenas sofrer algum processo de desidratação, principalmente se o uso for longe do local de produção, visando a diminuição do custo de transporte, para evitar custos com o transporte de umidade.

Recomenda-se a criação de um Programa Nacional de Compostagem Local, como o existente em outros países, de forma que a matéria orgânica deixe de representar um custo elevado, pelo seu transporte a centrais de tratamento, podendo ser tratada e utilizada junto as comunidades geradoras, principalmente pela criação de hortas comunitárias.

Referências Bibliográficas

Ávila, Gabriel Cardoso; Samuel, Paulo Robinson da Silva; Campani, Darci Barnech; Tubino, Rejane Maria Candiota. Análises Físico-Químicas de Compostos Orgânicos de Processos de Vermicompostagem em Diferentes Ambientes da Sociedade. 3ºCongresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, Gramado, 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA n.25, de 23 de julho de 2009. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Publicado no D.O.U. de 24 julho de 2009.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA n.07, de 12 de abril de 2016. Altera os anexos IV e V da IN SDA n.27, de 05 de junho de 2006. Publicado no D.O.U. de 13 abril de 2016.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA n.17, de 18 de junho de 2014. Estabelece o Regulamento Técnico para os Sistemas Orgânicos de Produção, bem como as listas de substâncias e práticas permitidas para uso nos Sistemas Orgânicos de Produção. Publicado no D.O.U. de 20 junho de 2014.

WASKOW, RÉGIS PEREIRA. **ASTM D5231 aplicada à caracterização da composição gravimétrica**

dos resíduos sólidos urbanos: estudo de caso: Novo Hamburgo, RS. Dissertação, Mestrado em Engenhria. 2015. Disponível em:< https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/115271>. Acesso em 30 ago. 2024.

ID 189. POTABILIDADE DA ÁGUA E ASPECTOS CONSTRUTIVOS DE POÇOS DE ABASTECIMENTO À LUZ DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM MUNICÍPIO DA REGIÃO DAS MISSÕES - RS

Clarice Cardozo de Avila[1], Alessandro Nascimento do Nascimento[2], Gabriela Giusmin Dejavitte[3], Aline Raquel Müller Tones[4], Alcione Aparecida de Almeida Alves[5]

[1] Engenheira Ambiental e Sanitarista, UFFS, Cerro Largo/RS. E-mail: clarice.avila@estudante.uffs.edu.br
[2] Discente, PPGDPP, UFFS, Cerro Largo/RS. E-mail: agenteann82@gmail.com
[3] Discente, PPGATS, UFFS, Cerro Largo/RS. E-mail: gabriela.dejavitte@estudante.uffs.edu.br
[4] Professora Doutora, Docente do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS); Docente do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Políticas Públicas da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Cerro Largo/RS. E-mail: aline.tones@uffs.edu.br
[5]Professora Doutora, Docente do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS); Docente do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Políticas Públicas da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Cerro Largo/RS. E-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br

ABSTRACT

This study evaluated the potability of water from 19 public wells in the Missões Region, Rio Grande do Sul, according to Ordinance No. 888/2021, and the construction aspects according to ABNT NBR 12.212:2017, relating them to the National Solid Waste Policy (NSWP), Federal Law No. 12.305/2010. The physicochemical parameters analyzed, such as apparent color, pH, and turbidity, were mostly within permitted values. However, total coliforms, hardness, and the absence of free residual chlorine indicated non-compliance in several wells. Deficiencies in construction criteria and a lack of sanitary protection were also observed. The proximity of rudimentary cesspits within 10 m poses a risk of groundwater contamination by liquid waste, in violation of the NSWP. The results highlight the need for integration between sanitary planning, waste management, and the protection of groundwater sources, especially in rural areas.

Keywords: groundwater; potability; solid waste; National Solid Waste Policy.

Introdução

A Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua (PNAD Contínua), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023), evidenciou que apenas 32,3% dos domicílios localizados em áreas rurais do Brasil possuem abastecimento por meio da rede pública de distribuição de água, enquanto esse número atinge 93,4% nas áreas urbanas. Isso indica que 67,7% das residências rurais dependem de fontes alternativas de captação, como poços profundos ou artesianos (29,8%) e poços rasos, freáticos ou cacimbas (12,8%). Considera-se, portanto, que poços profundos, artesianos, rasos e freáticos representam uma solução estratégica para garantir o acesso à água potável em regiões com infraestrutura deficiente de rede pública, apresentando como principal vantagem o menor risco de contaminação das águas subterrâneas, em comparação com fontes superficiais (Santos et al., 2021; Pereira et al., 2021).

Atualmente, os padrões de potabilidade e os critérios de controle da qualidade da água são definidos pelas Portarias nº 5/2017 e nº 888/2021, enquanto os parâmetros técnicos para a construção de poços tubulares destinados ao abastecimento

público são estabelecidos pela norma técnica ABNT NBR 12.212:2017. No entanto, o abastecimento público de água a partir de fontes subterrâneas exige rígido controle técnico e sanitário, a fim de prevenir contaminações decorrentes de efluentes líquidos ou resíduos sólidos (Verhougstraete et al., 2020). A manutenção da potabilidade da água pode estar diretamente relacionada a aspectos como o sistema de proteção sanitária e a profundidade da captação (Pooi; Ng, 2018), os quais, quando negligenciados,

favorecem a entrada de contaminantes mesmo em águas que, à primeira vista, apresentam boa aparência físico-química (Schultz et al., 2025).

Adicionalmente, a qualidade da água explotada pode ser influenciada pela localização geográfica e geológica do poço, especialmente quando estes se encontram em áreas rurais próximas a locais de disposição irregular de resíduos sólidos urbanos ou agroindustriais. Para Soares et al. (2024), resíduos sólidos dispostos inadequadamente em áreas próximas a poços de abastecimento público podem originar chorume, o qual infiltra contaminantes no solo e, dependendo das características físico-químicas do resíduo e da permeabilidade do solo, pode alcançar os aquíferos, comprometendo a qualidade da água subterrânea.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída por meio da Lei Federal nº 12.305/2010, estabeleceu que é dever dos municípios elaborar e implementar planos de gestão integrada de resíduos sólidos, com vistas a prevenir contaminações e proteger a saúde pública e o meio ambiente (Brasil, 2010). Portanto, a interface entre o gerenciamento de resíduos, o planejamento do uso e ocupação do solo, e os parâmetros técnicos aplicados à construção de poços tubulares constitui uma lacuna relevante de pesquisa, uma vez que esses fatores, quando considerados de forma isolada, podem resultar na poluição das águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público. Isso reforça a necessidade de um planejamento territorial integrado e de um sistema de monitoramento ambiental intersetorial, com foco na prevenção da contaminação dos mananciais subterrâneos.

Objetivo

Este estudo teve como objetivo avaliar a potabilidade da água de poços públicos de um município da região das Missões, conforme os critérios estabelecidos na Portaria nº 888/2021, analisar seus aspectos construtivos de acordo com a ABNT NBR nº 12.212:2017, e verificar possíveis influências do manejo de resíduos sólidos no entorno dos poços, à luz das diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010).

Metodologia

Esta pesquisa foi realizada na Região das Missões, que está localizado no Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (RS). O município em questão tem o seu abastecimento público exclusivamente por águas subterrâneas, a maior concentração demográfica do município está na zona rural, correspondendo, aproximadamente 72% da população da área territorial total do município (IBGE, 2022). Na Figura 1 é apresentado o mapa de localização da área de estudo.

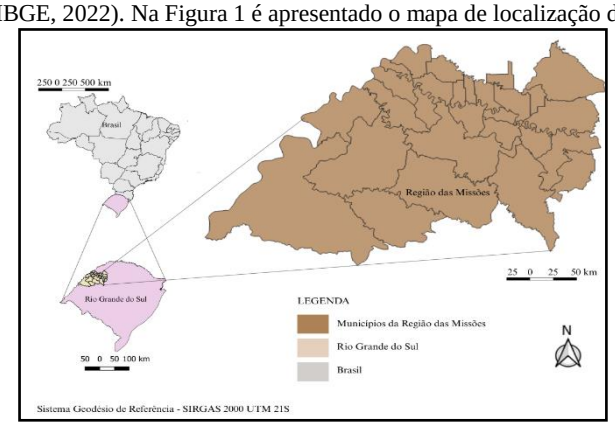


Figura 1. Mapa dos Municípios da Região das Missões. Fonte: Autores (2025).

A água de estudo foi proveniente de fonte subterrânea, ao total são 19 poços, sendo 18 poços em área rural e apenas 1 em área urbana.

Para realização das análises físico-químicas e microbiológicas, in situ e ex situ, foram seguidas as metodologias estabelecidas pela American Public Health Association (Apha, 2005). Tais análises corresponderam a Cor aparente, pH, Turbidez, Coliformes totais, Escherichia coli, Cloro livre e Dureza, sendo comparadas aos valores definidos nas Portarias n° 5/2017 e n° 888/2021 do Ministério da Saúde, sempre que inferido valores aos parâmetros analisados.

Nos 19 poços foram analisados aspectos construtivos e do entorno, sendo estes: laje sanitária, tampa, área de proteção e selo sanitário e; sequencialmente comparados a norma ABNT Nº 12.212:2017 e a luz da PNRS em caso de identificação de área de disposição de resíduos sólidos e agroindustriais próximos aos poços de abastecimento de água.

Resultados e Discussões

Potabilidade da água em termos de parâmetros físico-químicos e microbiológicos

Os resultados dos parâmetros físico-químicos cor aparente, pH, turbidez, temperatura, condutividade elétrica, dureza e alcalinidade analisados neste estudo estão elencados na Figura 2.

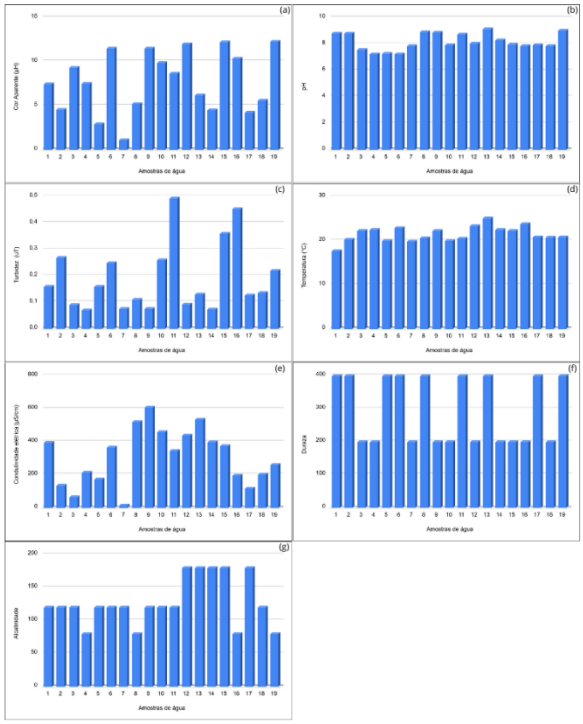


Figura 2. Gráficos das análises físico-químicas dos poços de abastecimento público da Região das Missões – RS. Fonte: Autores (2025).

Os resultados dos 19 poços avaliados indicaram que a cor aparente variou entre 1,13 µH e 12,3 µH, permanecendoabaixo do VMP de 15 µH, conforme as Portarias nº 5/2017 e nº 888/2021, assim como observado por Barbosa e Maffessoni (2023). Os valores de pH variaram entre 7,23 e 9,14, mantendo-se dentro do intervalo permitido de 6 a 9,5, com perfis neutros e alcalinos, em conformidade com Mendonça et al. (2019).

A turbidez apresentou-se entre 0,07 uT e 0,453 uT, valores significativamente abaixo do limite de 5 uT, reforçando a conformidade com os padrões normativos. A temperatura variou de 17,7 °C a 25,13 °C, não possuindo VMP estabelecido, mas manteve-se próxima dos dados de Peixoto et al. (2019). A condutividade elétrica oscilou entre 15,51 µS cm^{-1} e 608,23 µS cm^{-1}, também sem VMP normativo, porém abaixo da faixa usual de 650 a 1200 µS cm^{-1}, conforme Mansiya (2015).

Para a dureza, os valores ficaram entre 200 mg L^{-1} e 400 mg L^{-1}. De acordo com a Portaria nº 888/2021 (VMP = 300 mg L^{-1}), apenas 10 dos 19 poços estão em conformidade, sendo que os valores são semelhantes aos encontrados por Lima et al. (2023). A alcalinidade variou de 80 mg L^{-1} a 180 mg L^{-1}, sem VMP definido, mas compatível com os resultados de Mendonça et al. (2019).

Por fim, todos os poços apresentaram cloro residual livre igual a 0,00 mg L^{-1}, valor inferior ao mínimo exigido de 0,2 mg L^{-1}, evidenciando inadequação em todos os poços avaliados, resultado que também foi observado por Cardoso e Fermino (2018) em estudo similar.

No que tange aos parâmetros microbiológicos, os poços denominados P6, P7, P10, P15, P17 e P18 indicaram a presença de coliformes totais (presença/ausência) em 100 mL de água, em relação a Escherichia Coli, este parâmetro não foi identificado em nenhum ponto de amostragem. De acordo com as Portarias N° 05/2017 e N° 888/2021 o VMP é ausência em 100 mL, sendo assim esse parâmetro para os referidos poços se encontram-se em desconformidade. Tais resultados corroboram com o estudo de Patias et al. (2016) realizado em Jaguari/RS em que analisou 15 poços de águas subterrâneas utilizadas no abastecimento de zonas rurais, onde 13 amostras apresentaram contaminação por coliformes totais.

Aspectos construtivos e de entorno dos poços de abastecimento

Na Figura 3 é apresentado a imagem dos 19 poços analisados neste estudo, para cada um dos poços é apresentado a imagem do poço, o local onde ocorreu a coleta da água, a análise de aspectos construtivos e do entorno do poço para fins de identificação da presença de área de disposição de resíduos sólidos.

Figura 3. Aspectos construtivos e de entorno dos 19 poços de abastecimento público. Nota: Nota: (A) Imagem do poço; (B) Local de coleta da amostra; (C) Entorno do poço. Fonte: Autores (2025).

As imagens apresentadas na Figura 3 retratam os aspectos construtivos dos poços P1 a P19, localizados em áreas rurais e um em área urbana. Observou-se que todos os poços eram artesianos, com tubulação de ferro, sendo a maioria bem vedada e em bom estado externo, embora diversos apresentassem sinais de corrosão (P15 a P19).

A maioria dos poços não apresentava parede acima do solo, não possuía cercamento específico nem área de proteção sanitária, com exceções pontuais (P11, P13, P14 e P19).

Com relação à coleta de amostras, muitos poços não dispunham de torneira, sendo necessário realizar a coleta em locais alternativos como caixas d'água, residências, igrejas ou escolas próximas, a distâncias que variaram de 10 m a 500 m. A presença de lavouras, criação de animais, fossas rudimentares e possibilidade de escoamento superficial no entorno dos poços foi frequente, o que pode representar risco potencial à qualidade da água.

Destacam-se os poços P1, P5, P7, P10, P12, P16 e P17, localizados próximos a áreas agrícolas ou com proximidade de fossas rudimentares, além da declividade do terreno, o que favorece o escoamento superficial. Apenas o poço P19, localizado na área urbana, apresentava área de proteção adequada, parede elevada e outorga, embora também exibisse sinais de ferrugem.

A análise dos aspectos construtivos e do entorno dos poços foi realizada considerando um raio de até 1.000 metros a partir da localização de cada poço. Dentro desse perímetro, foram identificadas fossas rudimentares em diferentes distâncias, sendo que a mais próxima foi registrada a apenas 10 metros do poço P12, enquanto a mais distante foi localizada a 500 metros do poço P1. Essas distâncias são relevantes, pois a proximidade de sistemas de esgotamento rudimentar representa um fator crítico para a vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas, especialmente em locais sem vedação sanitária adequada ou com potencial de escoamento superficial.

Assim, para além dos aspectos construtivos dos poços, a presença de fossas rudimentares próximas às captações configura uma prática de destinação inadequada de resíduos domésticos, em desacordo com os princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº 12.305/2010). A legislação determina que os resíduos, inclusive os de origem líquida, devem ter destinação final ambientalmente adequada, definida no art. 3º, inciso VII, como "disposição de resíduos sólidos que atende a normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos" (BRASIL, 2010). A infiltração de efluentes oriundos de fossas mal construídas ou localizadas em áreas sensíveis pode comprometer a potabilidade da água subterrânea, principalmente em regiões sem infraestrutura sanitária adequada. Essa realidade reforça a necessidade de uma integração entre gestão de resíduos, planejamento territorial, proteção sanitária de poços e monitoramento ambiental contínuo, especialmente em zonas rurais.

Considerações Finais

Considerando os objetivos propostos e os principais resultados obtidos, conclui-se que os parâmetros de cor aparente, pH, turbidez, Escherichia coli, estão de acordo com o preconizado pelas Portarias Nº 5/2017 e N° 888/2021, nos 19 poços de abastecimento.

Os parâmetros que apresentaram valores diferentes do VMP, estando em discordância com o preconizado por ambas Portarias citadas anteriormente foram: coliformes totais para os poços P6, P7, P10, P15, P17 e P18, dureza para P1, P2, P5, P6, P8, P11, P13, P17, P19 e, cloro residual livre para P1 ao P19.

No que tange as características construtivas e de entorno dos poços, apenas 6 poços possuem laje sanitária de acordo com o disposto na ABNT NBR 12.212:2017, em relação à tampa, os 19 poços possuem, estando 100% de acordo com a referida Norma. Em relação à área de proteção (cercamento) apenas 5 poços possuem, estando de acordo com ABNT NBR 12.212:2017, porém em relação ao selo sanitário os 19 poços não possuem, estando 100% em discordância com a referida Norma.

Adicionalmente, este estudo reforça a relevância da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305/2010, como ferramenta essencial para a prevenção da contaminação das águas subterrâneas. A Lei, em seu artigo 3º, inciso XVI, define como resíduos sólidos também os líquidos cujas particularidades inviabilizem seu lançamento na rede de esgoto ou em corpos hídricos. Muitas das fossas rudimentares identificadas nos entornos dos poços se enquadram nesse critério, representando riscos ambientais e sanitários. Assim, a destinação inadequada desses resíduos contraria os princípios da PNRS, especialmente no que tange à proteção da saúde pública e ao controle da poluição difusa em áreas rurais, como observado na Região das Missões.

Por fim, os resultados obtidos neste estudo evidenciam uma parcela da realidade nacional em termos de qualidade e características dos poços de abastecimento público, sendo um desafio enfrentado no Brasil em termos de potabilidade da água, a atendimento às normas regulamentadoras e a PNRS.

Referências Bibliográficas

ABNT. NBR 12.212:2017. *Poços tubulares para captação de água subterrânea – Projeto, construção e desenvolvimento*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2017.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21. ed. Washington: APHA, 2005.

Barbosa, C.; Maffessoni, A. Avaliação da qualidade da água de poços em áreas rurais do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 28, n. 2, p. 1-12, 2023.

Brasil. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

Cardoso, M.; Fermino, L. Qualidade da água em comunidades rurais com abastecimento alternativo. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 13, n. 4, p. 1-10, 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua: características gerais dos domicílios e dos moradores 2022. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/. Acesso em: 15 jul. 2025.

Lima, J. et al. Análise físico-química de águas subterrâneas no semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, São Paulo, v. 58, n. 1, p. 45-57, 2023.

Mansiya, R. Assessment of groundwater quality using electrical conductivity and other parameters in rural areas of South Asia. *Environmental Earth Sciences*, Berlin, v. 74, n. 9, p. 6553-6565, 2015.

Mendonça, C. et al. Qualidade da água subterrânea utilizada para consumo humano no interior do Rio Grande do Sul. *Revista Saúde e Meio Ambiente*, Pelotas, v. 15, n. 2, p. 88-96, 2019.

Patias, J. et al. Avaliação microbiológica de poços artesianos em zona rural do município de Jaguari/RS. *Revista Monografias Ambientais*, Santa Maria, v. 15, n. 4, p. 121-130, 2016.

Peixoto, M. et al. Variações térmicas e de condutividade em águas subterrâneas do Nordeste brasileiro. *Revista Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v. 16, n. 3, p. 98-105, 2019.

Pereira, T. et al. Fontes alternativas de abastecimento hídrico e a potabilidade da água: estudo de caso em comunidades rurais. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 37, n. 5, p. e00127620, 2021.

Pooi, C.; Ng, H. Drinking water quality and health risk analysis in rural areas of Malaysia. *Environmental Science and Pollution Research*, Heidelberg, v. 25, p. 2952-2961, 2018.

Santos, L. et al. Acesso à água potável em áreas rurais do Brasil: desafios e perspectivas. *Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, n. 1, p. 43-54, 2021.

Schultz, A. et al. Contaminação microbiológica em poços artesianos de uso coletivo: implicações para a saúde pública. *Revista de Saúde Rural*, Belo Horizonte, v. 12, n. 1, p. 55-66, 2025.

Soares, D. et al. Riscos ambientais associados à disposição de resíduos sólidos próximos a captações subterrâneas. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 149-162, 2024.

Verhougstraete, M. et al. Private well water systems: an overlooked pathway for pathogen exposure and public health risk. *Environmental Health Perspectives*, Washington, v. 128, n. 9, p. 095001, 2020.

ID 190. CARACTERIZAÇÃO DE BIOCHAR MODIFICADO COM BASE OBTIDO A PARTIR DA BIOMASSA DO COCO VERDE

Márcio Araújo de Souza[1], Ronei De Almeida[1], Daniella Regina Mulinari[1], Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk[1]

[1] Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro RJ, Brasil

E-mail: marcimaraujodesouza@gmail.com; ronei.almeida@eng.uerj.br; daniella.mulinari@fat.uerj.br; anaghislane@eng.uerj.br

Palavras-Chave: Valorização de resíduos do coco, Biocarvão do coco verde, Aproveitamento de Resíduos, Reciclagem.

Abstract

This study aimed to produce and characterize modified biochar derived from green coconut husks, using prior alkaline activation with sodium hydroxide (NaOH) followed by carbonization in a muffle furnace. Green coconut, widely consumed in Brazil, generates large volumes of waste, and its improper disposal poses environmental challenges. Producing biochar from this biomass aligns with circular economy principles and offers potential for environmental applications, such as pollutant adsorption. The methodology involved washing, drying, grinding, and chemically activating the biomass, followed by pyrolysis at 600 °C for 90 minutes. Sample characterization included morphological (optical microscopy and SEM), structural (XRD), chemical (FTIR), particle size distribution, and moisture content analyses. Results indicated that NaOH activation caused significant fragmentation of the biomass, reducing particle size and increasing surface roughness and porosity. The resulting biochar showed higher stability (moisture content < 7%) and the presence of oxygenated functional groups with adsorption potential. XRD analysis revealed a moderately ordered semicrystalline structure, with a crystallinity index higher than that of the raw biomass.It was concluded that alkaline activation followed by carbonization produced biochar with promising morphological and chemical properties for use as an adsorbent in environmental treatment processes. This approach demonstrates a technically viable alternative for the valorization of urban lignocellulosic waste.

Introdução

A espécie *Cocos nucifera* com origem atribuída ao Sudeste Asiático (Ighalo et al., 2023), tem produção estimada em cerca de 65 milhões de toneladas em 2023 (FAO, 2024). O coco é responsável pela produção de produtos como óleo e água de coco, cujo consumo tem aumentado globalmente (Ighalo et al., 2023). A Indonésia, Filipinas e Índia foram os maiores produtores globais, com volumes de produção que, somados, representaram aproximadamente 75% da produção mundial (FAO, 2024).

O Brasil, embora não esteja entre os três maiores produtores, mantém posição relevante, com produção anual estimada em cerca de 2,4 milhões de toneladas, das quais aproximadamente 78% concentram-se na região Nordeste (FAO, 2024; Vieira et al., 2024). De acordo com Vieira et al. (2024) cerca de 55% a 80% da massa do coco corresponde a partes não comestíveis, que são transformados em resíduos. Souza & Filho, 2023 destacam que apenas 10% dos resíduos são aproveitados e o restante são descartados, muitas vezes inadequadamente, em locais como encostas, praias e vias públicas. A destinação de resíduos de coco verde desafia os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (James & Yadav, 2021).

Os resíduos de biomassa de coco são divididos em duas categorias: aquele gerado pelas indústrias de produtos de coco, que é classificado como resíduo agrícola, e aquele que é gerado por consumidores que compram coco in natura para o consumo de água de coco em ambiente urbano (Rosa, Toledo Filho e van Elk, 2025). Os resíduos de coco são volumosos e quando depositados em aterros sanitários reduzem a vida útil desses espaços, contribuem para a geração de lixiviado e de gases de efeito estufa (James & Yadav, 2021; Nunes et al., 2020). São resíduos de degradação lenta, podendo ultrapassar uma década até a completa biodegradação (Leite et al., 2024). Esses desafios locais evidenciam a necessidade de soluções que integrem valorização de resíduos por meio da produção de tecnologias ambientalmente adequadas.

Esse cenário reforça a necessidade de soluções tecnológicas que promovam a valorização dessa biomassa convertendo-a em produtos de valor agregado como, por exemplo, o biochar, para adsorção de contaminantes. O Biochar, derivado de resíduos agrícolas, demonstra elevado desempenho na remoção de metais potencialmente tóxicos, contaminantes orgânicos e poluentes de preocupação emergente (Rabiee Abyaneh et al., 2024; Abdel-Shafy et al., 2024; Delgado-Moreno et al., 2021; Dong et al., 2023; El-Sayed et al., 2025). O Biochar é um material carbonáceo obtido pela carbonização de resíduos e tem se destacado por seu potencial de uso na agricultura, remediação ambiental e tratamento de efluentes (Prochnow et al., 2024; Ganesan & Vedagiri, 2024).

Sua produção a partir de biomassas locais, como a casca de coco verde, está alinhada aos princípios da economia circular e da bioeconomia, ao transformar resíduos em insumos úteis (Ajien et al., 2023).

No Brasil, a produção de Biochar ainda é incipiente, mas iniciativas como a da empresa NetZero indicam o início da industrialização dessa tecnologia com uso de resíduos agrícolas (Prochnow et al., 2024). A produção laboratorial do Biochar pode ser realizada por pirólise em forno mufla, sendo influenciada por parâmetros operacionais como temperatura, tempo de residência e tipo de ativação, que afetam diretamente o rendimento, a porosidade e a presença de grupos funcionais (Suman & Gautam, 2017; da Silva et al., 2024; Bento et al., 2025).

Apesar do crescente número de pesquisas sobre a produção e aplicação de Biochar, ainda são escassos os estudos que utilizam especificamente a biomassa da casca de coco verde como precursor. A maioria das investigações concentra-se em outras biomassas, como serragem, casca de arroz e resíduos florestais (Abdel-Shafy et al., 2024; Salami et al., 2024).

Nos estudos existentes sobre o uso do coco verde há uma predominância do aproveitamento dessa biomassa com a síntese de biochar modificado com técnicas de ativação, antes ou durante a pirólise com reatores (Ighalo et al., 2023). Modificações químicas após a carbonização são pouco relatadas na literatura e nenhum estudo foi encontrado, até o momento, com o uso do hidróxido de sódio (NaOH) para análise da modificação na estrutura do biochar utilizando-se da termoconversão com forno mufla.

Objetivos

O presente estudo teve como objetivo sintetizar Biochar a partir da casca de coco verde utilizando um forno mufla, empregando uma metodologia simples e acessível baseada na ativação química prévia à carbonização com hidróxido de sódio (NaOH). A proposta consistiu em avaliar os efeitos dessa etapa de modificação alcalina sobre as características físico-químicas e morfológicas do biochar produzido. Além disso, o material obtido foi comparado diretamente com a biomassa de origem, permitindo analisar as transformações estruturais e funcionais promovidas ao longo do processo e verificar o potencial adsortivo da biomassa tratada em relação ao material carbonizado.

Metodologia

A biomassa utilizada neste estudo foi composta por cascas de coco verde (*Cocos nucifera*), adquiridas e trituradas via loja *online*. Inicialmente, as cascas passaram por um processo de lavagem com água destilada para a remoção de impurezas superficiais. Em seguida, foram secas em estufa a 105 °C por 24 horas, procedimento necessário para reduzir a umidade e facilitar a trituração. Após a secagem, a biomassa foi triturada e peneirada até atingir uma granulometria inferior a 1 mm, etapa essencial para garantir uniformidade durante os tratamentos subsequentes, conforme metodologia adaptada de Da Silva et al. (2024).

A etapa de ativação química da biomassa foi realizada antes da carbonização. Para isso, o material seco foi imerso em uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 $mol \cdot L^{-1}$, na proporção de 1:10 (massa/volume), e mantido sob agitação por 12 horas à temperatura ambiente. Após esse período, o material foi filtrado e lavado com água destilada até atingir pH neutro, sendo novamente seco em estufa a 105 °C por 12 horas, conforme metodologia adaptada de Bento et al. (2025). Essa etapa teve como objetivo promover modificações químicas na superfície da biomassa, favorecendo o desenvolvimento de grupos funcionais com potencial adsortivo.

A biomassa previamente ativada foi submetida à carbonização em forno mufla. O processo ocorreu em atmosfera estática, ou seja, sem fluxo de gás inerte, a uma temperatura de 600 °C por 1,5 h. Essa condição operacional foi definida com base em estudos anteriores que indicam que temperaturas moderadas favorecem a preservação de grupos funcionais oxigenados e proporcionam bom rendimento (Suman & Gautam, 2017; da Silva et al., 2024). Após o resfriamento natural, o biochar obtido foi armazenado em frascos herméticos, ao abrigo da luz e umidade, até sua caracterização.

As amostras da biomassa de coco verde e do Biochar modificado com base foram caracterizadas por diferentes técnicas analíticas. As técnicas de caracterização realizadas nesse estudo foram a determinação do teor de umidade, a análise do tamanho de partículas, as microscopias óptica (MO) e eletrônica de varredura (MEV), análise de grupos funcionais por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) e a difração de raios X (DRX). Essas análises foram fundamentais para demonstrar as mudanças morfológicas estruturais e funcionais e a identificação do índice de cristalinidade das fases minerais formadas nos materiais, conforme protocolo descrito por Dong et al. (2023) e El-Sayed et al. (2025).

Resultados e Discussões

Rendimento do Biochar

Os rendimentos da produção de Biochar foram calculados com base na razão entre a massa do Biochar obtido e a massa seca da biomassa utilizada. O Biochar ativado com NaOH apresentou rendimento de 26,16%, inferior ao obtido com ativação ácida (33,08%). Esse comportamento já era esperado devido a ação mais agressiva da base, que intensifica a degradação da estrutura lignocelulósica e resulta em maior perda de massa volátil durante a carbonização. Valores similares foram reportados por Wardani et al. (2024) e Bento et al. (2025), que observaram rendimentos médios entre 25% e 28% para Biochar ativados com bases fortes.

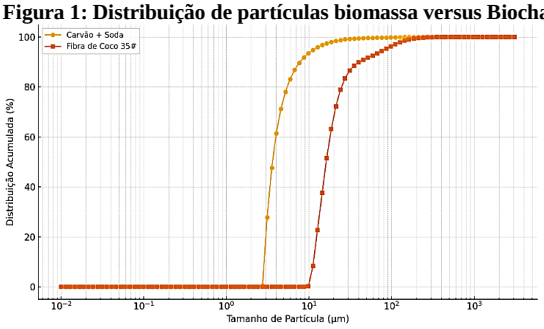
Teor de umidade

Em relação ao teor de umidade, a biomassa in natura apresentou média de 15,07 ± 0,80%, característica comum em resíduos lignocelulósicos. Após o processo de ativação e carbonização, o Biochar resultante apresentou teor médio inferior a 7%, indicando maior estabilidade do material e menor suscetibilidade à degradação microbiológica. Essa redução foi atribuída à remoção de compostos hidrossolúveis e à abertura estrutural promovida pelo NaOH.

Análise do tamanho de partículas

A análise granulométrica é apresentada na Figura 1 com as curvas granulométricas da biomassa e do Biochar do estudo.

Figura 1: Distribuição de partículas biomassa versus Biochar

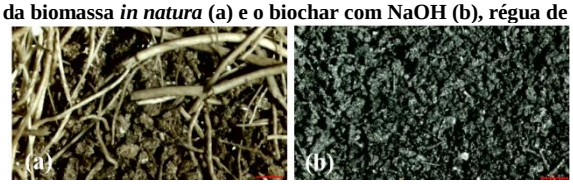


A análise revelou que o Biochar ativado apresentou partículas significativamente menores que a biomassa original. O tamanho médio das partículas do Biochar foi de 5,54 µm (D50 = 3,16 µm), enquanto a fibra de coco in natura apresentou média de 26,73 µm (D50 = 17,78 µm), indicando uma fragmentação acentuada promovida pelo tratamento químico e térmico. Essa redução favorece a área superficial específica e pode melhorar o desempenho adsortivo do material.

Microscopia óptica e eletrônica de varredura por raio X

A microscopia óptica é apresentada na Figura 2 onde foi evidenciado as transformações visuais relevantes.

Figura 2: Microscopia óptica da biomassa *in natura* (a) e o biochar com NaOH (b), régua de 1mm e ampliação de 50 vezes.



Enquanto a biomassa apresentou estrutura fibrosa contínua e homogênea, o Biochar apresentou aspecto fragmentado, com formação de partículas finas e textura superficial mais irregular. A ruptura de feixes e a presença de cavidades indicam a degradação dos constituintes lignocelulósicos e a formação inicial de poros, características associadas ao potencial adsortivo do material

Já as imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) são mostradas nas Figuras 3 e 4.

Figura 3: Imagens obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) da fibra de coco verde in natura nas ampliações de (a) 100x, (b) 500x, (c) 1000x e (d) 5000x.

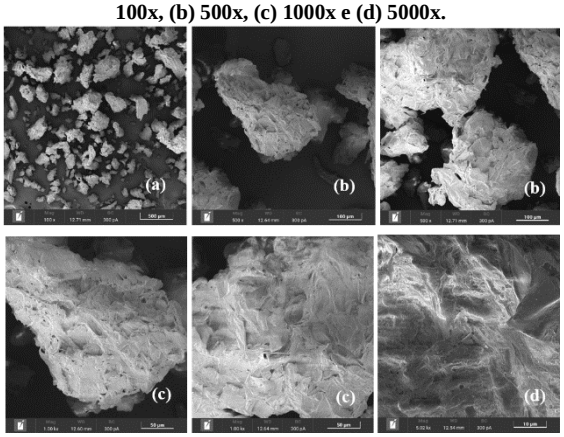
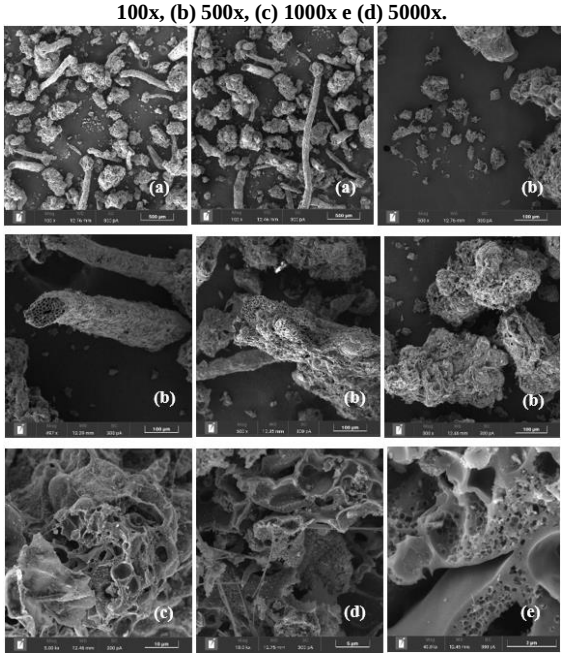


Figura 4: Imagens obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) da fibra de coco verde in natura nas ampliações de (a) 100x, (b) 500x, (c) 1000x e (d) 5000x.



Comparando-se as magnificações entre as Figuras 3 e 4 é possível perceber que houve alterações estruturais. A biomassa apresentou fibras densamente organizadas, com superfície relativamente lisa e compacta. Em contraste, o biochar ativado mostrou colapso da estrutura original, formação de microporos e mesoporos, superfície altamente rugosa e irregular, além de integridade celular degradada. Tais características são compatíveis com materiais com alta reatividade superficial e maior aptidão para adsorção de contaminantes.

A análise revelou também que o agente ativante NaOH desempenha papel fundamental na degradação seletiva da hemicelulose e celulose durante a carbonização favorecendo a abertura de poros e o aumento da rugosidade superficial (Chen et al., 2021) Essa diferença ocorrida pelo agente ativante e carbonização no Biochar também causou um decréscimo no tamanho da partícula. Nas Figuras 3 e 4 essa redução é claramente evidenciada.

A Tabela 1 apresenta um resumo das principais diferenças observadas entre a biomassa e o biochar ativado com NaOH, com base nas imagens de MEV.

Tabela 1: Comparação morfológica por MEV biomassa *in natura* × biochar ativado.

Parâmetro	Biomassa	Biochar
Organização estrutural	Fibras contínuas, feixes compactos	Estrutura colapsada, altamente fragmentada
Porosidade visível	Ausente	Presença de microporos e mesoporos
Rugosidade superficial	Superfície relativamente lisa	Superfície rugosa e irregular
Integridade celular	Preservada	Degradada, com ruptura de partes da estrutura do material
Potencial adsortivo	Baixo (baixa área superficial e acessibilidade)	Elevado (alta área superficial e sítios ativos expostos)

Espectrocopia de Infravermelho (FTIR)

A espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) foi empregada para identificar os principais grupos funcionais presentes na biomassa de coco verde *in natura* e no Biochar de NaOH. Essa técnica é fundamental para detectar ligações químicas específicas, fornecendo informações sobre a composição superficial dos materiais. A presença ou ausência de grupos funcionais está diretamente relacionada à capacidade de interação com contaminantes em meio aquoso, o que é crucial para aplicações como adsorventes em processos ambientais (Fu et al., 2010; Liu et al., 2008; Siengchum et al., 2013). Nas Figuras 5 e 6 são apresentados os grupos funcionais identificados na biomassa e no Biochar.

Figura 5: Espectros vibracionais de FTIR da biomassa peneirada.

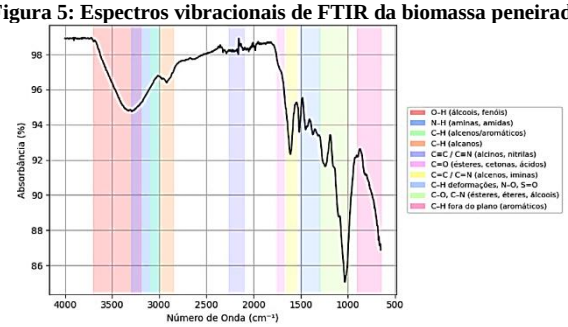
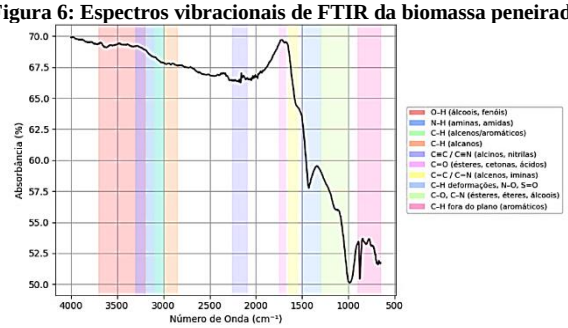


Figura 6: Espectros vibracionais de FTIR da biomassa peneirada.

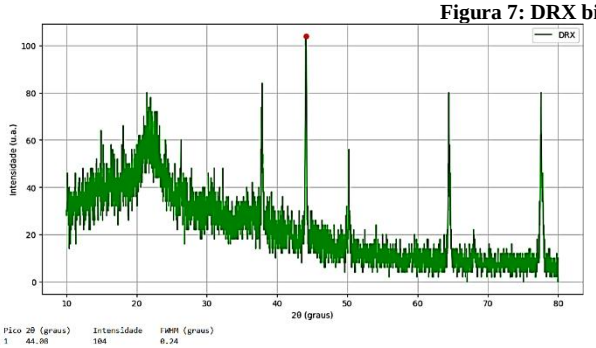


Na análise por espectroscopia no infravermelho (FTIR), a biomassa apresentou bandas características de grupos hidroxilas (~3340 cm^{-1}), ligações C-H (~2920 cm^{-1}) e carbonilas (~1735 cm^{-1}). Após a ativação e carbonização, houve diminuição da intensidade de alguns desses grupos, além da formação de novas bandas associadas a grupos oxigenados como ácidos carboxílicos e fenóis, indicando que o tratamento promoveu oxidação superficial e maior funcionalização química do Biochar

Difratometria de Raios X (DRX)

A Figura 7 mostra o gráfico DRX da biomassa *in natura* onde as intensidades (I) são plotadas em função dos ângulos 2θ, e picos definidos indicam materiais cristalinos, enquanto regiões com padrões largos ou difusos indicam materiais amorfos ou parcialmente cristalinos, como é típico em materiais lignocelulósicos.

Figura 7: DRX biomassa peneirada.



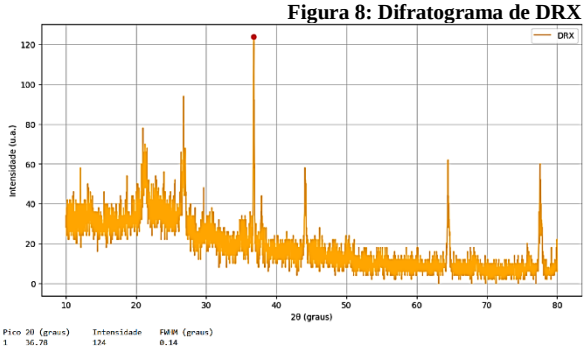
A análise por difratometria de raios X (DRX) da casca de coco verde *in natura* revelou um perfil típico de biomassa lignocelulósica não tratada termicamente. O difratograma apresentou um pico largo entre 15° e 18° (2θ), atribuível à celulose amorfa, evidenciando a presença de regiões desorganizadas da parede celular vegetal. Um segundo pico mais intenso, localizado entre 21° a 23° (2θ), indica a presença da celulose cristalina, incluindo as formas alotrópicas Iα e Iβ, que são responsáveis pela estrutura semicristalina do material. A ausência de picos nítidos próximos de 26° (2θ) demonstra a inexistência de estruturas grafíticas organizadas, como o plano (002) do grafite, o que é coerente com materiais que ainda não

foram submetidos a carbonização térmica. O difratograma de raios X da fibra de coco *in natura* revelou um perfil característico de materiais lignocelulósicos com regiões cristalinas e amorfas. Com base no método de Segal, que utiliza a diferença entre a intensidade máxima do pico cristalino (em torno de 22,5°) e a intensidade do vale amorfo (próximo de 18°), foi calculado o índice de cristalinidade (IC), resultando em aproximadamente 61,5%. Esse valor indica uma estrutura parcialmente ordenada, típica de fibras vegetais naturais, e fornece subsídios importantes para avaliar o potencial da fibra como precursor na produção de biochar com propriedades adsortivas.

O difratograma obtido, apresentado na Figura 8, revelou um padrão típico de materiais amorfos com estrutura parcialmente ordenada. Observa-se a presença de picos largos e de baixa intensidade, principalmente em torno de $2\theta \approx 22°$ e 43°, os quais são característicos da sobreposição dos planos (002) e (100) do carbono turbostrático, respectivamente. Esta morfologia é comum em carvões ativados e Biochar, refletindo a formação de estruturas gráficas incompletas e a coexistência de regiões amorfas.

O pico localizado em aproximadamente 22° (2θ) pode ser associado à distância interplanar dos planos basais (002) do grafite desordenado, indicando a existência de domínios de empilhamento de folhas grafíticas, porém com alto grau de desordem estrutural. Já o sinal em torno de 43° (2θ) corresponde ao plano (100), relacionado à disposição lateral dos átomos de carbono . Com base no difratograma de raios X, o índice de cristalinidade (IC) do biochar de fibra de coco foi calculado a partir dos dados experimentais, obteve-se $I002 \approx 68$ cps e $Iam \approx 22$ cps, resultando em um IC de aproximadamente 67,65%. Esse valor indica que o material apresenta uma estrutura semicristalina com grau moderado de ordenamento, típico de biochars submetidos à carbonização, nos quais ocorrem reorganizações estruturais parciais da matriz carbonácea (Tomaz et al., 1994).

Figura 8: Difratograma de DRX do Biochar de fibra de coco (NaOH).



Esses resultados corroboram o caráter semicristalino do biochar de fibra de coco, resultado esperado devido ao processo de carbonização, que promove a degradação térmica da biomassa e a reestruturação parcial da matriz carbonácea. Portanto, a análise de DRX confirma que o biochar possui uma estrutura predominantemente amorfa, com a presença de pequenas regiões ordenadas.

Conclusões

A pesquisa revelou por meio das análises de rendimento e dos ensaios de caracterização que a ativação prévia da biomassa de coco verde seguida da carbonização resultou em transformações estruturais importantes como: baixo teor de umidade, favorecendo sua estabilidade estrutural de armazenamento do Biochar e que resultou em um aumento da porosidade a criação de sítios de grupos funcionais não oxigenados que podem ser úteis para a para a remoção de poluentes de preocupação emergente em águas residuais.

Além disso, observou que a cristalinidade do Biochar em relação à biomassa do coco verde variou discretamente, mas proporcionou um Biochar de maior heterogeneidade superficial.

Os resultados demonstraram a viabilidade técnica da produção de Biochar a partir da biomassa de coco verde em forno mufla com ativação prévia.

Referências

Abdel-Shafy, H. I., Ibrahim, A. M., Al-Sulaiman, A. M., & Okasha, R. A. (2024). Landfill leachate: Sources, nature, organic composition, and treatment: An environmental overview. *Ain Shams Engineering Journal*, **15**(1). https://doi.org/10.1016/j.asej.2023.102293

Ajien, A., Syamsiro, M., Putri, L. A. P., Abdullah, S. R. S., & Bakar, M. H. A. (2022). Coconut shell and husk biochar: A review of production and activation technology, economic, financial aspect and application. *Waste Management and Research*, **41**(1), 37-51. https://doi.org/10.1177/0734242X221127167

Bento, J. G., Senra, L. F., Maia, L. S., Almeida, L. S., Ferreira, L. M., Faria, M. I. S., ... & Mulinari, D. R. (2025). Prediction of Cr6+ removal on the biosorbent from pine cone residue with machine learning simulations. *Surfaces and Interfaces*, **65**, 106460. https://doi.org/10.1016/j.surfin.2025.106460

Chen, W., Qian, Y., Liu, Y., & Yu, H. (2021). Application of membrane separation technology in the treatment of leachate in China: A review. *Waste Management*, **121**, 127-140. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.002

Da Silva, L. C. A. B., Nogueira, C. M., Oliveira, F. R., & Rocha, J. M. (2024). Coconut shell-based biochars produced by an innovative thermochemical process for obtaining improved lignocellulose-based adsorbents. *International Journal of Biological Macromolecules*, **275**. https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2024.133685

Delgado-Moreno, L., Peña, A., Mingorance, M. D., & González-Pradas, E. (2021). New insights into the efficient removal of emerging contaminants by biochars and hydrochars derived from olive oil wastes. *Science of the Total Environment*, **752**. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141838

Dong, M., Chen, Q., Yang, Y., Zhuang, J., Liu, Q., & Guo, L. (2023). Biochar for the removal of emerging pollutants from aquatic systems: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **20**(3). https://doi.org/10.3390/ijerph20031679

El-Sayed, N. S., Elkady, M. F., El-Maghrabi, H. H., & Ibrahim, S. A. (2025). High-efficiency removal of lead (II) and

methylene blue by MnO_2-decorated oxidized biochar. *Journal of Water Process Engineering*, **72**. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107478

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2024). *Agricultural production statistics 2010-2023*. https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cd3755en

Fu, P., Hu, S., Xiang, J., Sun, L., Su, S., & Wang, J. (2010). FTIR study of pyrolysis products evolving from typical agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **88**(2), 117–123. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2010.03.004

Ighalo, J. O., Adeniyi, A. G., Elehinafe, F. B., & Ajala, M. O. (2023). Biochar from coconut residues: An overview of production, properties, and applications. *Industrial Crops and Products*, **204**, 117300. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2023.117300

James, A., & Yadav, D. (2021). Valorization of coconut waste for facile treatment of contaminated water: A comprehensive review (2010-2021). *Environmental Technology and Innovation*, **24**, 102075. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102075

Leite, L. A., Ueno, A. K., Bianco, A. A. G., Rodrigues, E., Lopes, P. S., Püttker, T., & Silva, V. R. L. (2024). Cocos nucifera L. como esfoliante: Ressignificando resíduos e promovendo o desenvolvimento local. *Observatório de la Economía Latinoamericana*, **22**(1), 577–598. https://doi.org/10.55905/OELV22N1-031

Liu, Q., Wang, S., Zheng, Y., Luo, Z., & Cen, K. (2008). Mechanism study of wood lignin pyrolysis by using TG-FTIR analysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **82**(1), 170-177. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.03.007

Rabiee Abyaneh, M., Nabi Bidhendi, G., & Daryabaeigi Zand, A. (2024). Pb(II), Cd(II), and Mn(II) adsorption onto pruning-derived biochar: Physicochemical characterization, modeling and application in real landfill leachate. *Scientific Reports*, **14**(1), 1-18. https://doi.org/10.1038/s41598-024-54028-6

Rosa, M. S.; Toledo Filho, R.D.; van Elk, A.G.H.P. (2025). Utilizing Coconut Waste in Construction: A sustainable Approach for a Circular Economy. 6th International Conference on Environmental Geotechnology, Recycled Waste Materials, and Sustainable Engineering (EGRWSE-2025). Vigo, Spain. https://egrwse2025.webs.uvigo.es/

Salami, L., Patinvoh, R. J., & Taherzadeh, M. J. (2024). Waste plastic char as adsorbent for removal of pollutants from landfill leachate. A critical review. *Environmental Advances*, **16**, 100522. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100522

Siengchum, T., Isenberg, M., & Chuang, S. S. C. (2013). Fast pyrolysis of coconut biomass - An FTIR study. *Fuel*, **105**, 559-565. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.09.039

Souza, f. S.; filho, S. T. Os impactos da casca do coco verde frente a ODS11. *Portal Sustentabilidade*, 2023. https://portalsustentabilidade.com/2023/08/03/os-impactos-da-casca-do-coco-verde-frente-a-ods11

Suman, S., & Gautam, S. (2017). Pyrolysis of coconut husk biomass: Analysis of its biochar properties. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, **39**(8), 761-767. https://doi.org/10.1080/15567036.2016.1263252

Tomaz, R. M. A. G., Bittencourt, E., Sabino, N. P., & Kondo, J. I. (1994). Determinação dos índices de cristalinidade de fibras celulósicas. *Bragantia*, **53**, 121-126.

Vieira, F., Santana, H. E., Jesus, M., Santos, J., Pires, P., Vaz-Velho, M., ... & Ruzene, D. S. (2024). Coconut waste: discovering sustainable approaches to advance a circular economy. *Sustainability*, **16**(7), 3066. https://doi.org/10.3390/su16073066

Wardani, G. A., Nurhidah, M., Wulandari, W. T., Nofiyanti, E., Syahputra, R. A., & Indra, I. (2024). Activated Charcoal Magnetic Composite from Jengkol Peels as An Efficient Adsorbent for Aquatic Antibiotic Removal: An in Vitro Study. *Molekul*, **19**(3), 429-442.https://doi.org/10.20884/1.JM.2024.19.3.8521

ID 191. RISCOS DA DISPOSIÇÃO DE LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS EM SOLOS

Fiore, F. A [1], Almeida, M. B. G. [2], Silva, J. R. [2], Jesus, A. M. D. [1]

[1] Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado de São Paulo - UNESP, km 137,9 Rodovia Presidente Dutra, São José dos Campos 12247-004, SP, Brasil.

[2] Universidade Estadual de São Paulo Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Campus de Bauru, Av. Eng. Luiz Edmundo C. Coube 14-01, Vargem Limpa, 17033-360 Bauru, SP, Brasil.

ABSTRACT

Water Treatment Plant Sludge (WTPS) has been inappropriately discharged directly into watercourses, leading to environmental impacts, or disposed of in landfills, either sanitary or exclusive. Although studies have demonstrated the technical feasibility of beneficial uses for this material, information on the environmental impacts of such disposal methods remains scarce. This study aimed to assess the risks associated with leachates generated from the disposal of WTPS in sanitary and exclusive landfills, as well as from its use in geotechnical works. To achieve this, an experimental pilot-scale apparatus was constructed and operated, comprising thirteen reactors simulating the disposal of centrifuged, naturally dried, and thermally dried WTPS. Simulated rainfall over the course of one year enabled the generation of leachates, which were collected and analyzed for pH, conductivity, barium, chromium, and lead. Key findings include: pH conditions did not influence the leaching of heavy metals; high conductivity in leachates from WTPS simulations indicates significant mobilization of substances present in the residues due to simulated precipitation; among the metals analyzed, barium concentrations were notable in naturally dried WTPS simulations, and lead concentrations, on average, exceeded the quality limits established in both Brazil and the United States.

Keywords: *solid waste; water treatment plant sludge; final disposal; heavy metals.*

1. INTRODUÇÃO

A expansão da população mundial e dos hábitos de consumo acarretou o aumento da demanda global por água potável (Anggreini *et al.*, 2023). Dessa forma, os processos de purificação da água realizados nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) são etapas indispensáveis para garantir a qualidade da água e proteger a saúde humana (Bougrine *et al*., 2024). A tecnologia mais empregada no tratamento de águas nas ETAs é o processo convencional de ciclo completo, que compreende as seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e correção de pH (Bougrine *et al.*, 2024). De acordo com Godoy *et al*. (2019), o processo de tratamento convencional é aplicado em 69,2% das estações de tratamento de água brasileiras. No entanto, o processo de tratamento físico-químico da água bruta produz uma quantidade significativa de lodo de ETA (LETA), cuja composição varia com a natureza da água captada, dos processos unitários e dos produtos químicos aplicados no tratamento da água (Fiore *et al.*, 2020).

A disposição final de lodos gerados pelas ETAs e seus impactos é uma das temáticas em evidência nas áreas de saneamento e meio ambiente (Almeida *et al.*, 2024). Esses lodos, provenientes principalmente dos decantadores e da lavagem dos filtros no processo de tratamento, é um material composto por substâncias sólidas, orgânicas e inorgânicas, que na maioria das vezes é descartado de forma incorreta, poluindo o meio ambiente (Silva *et al.*, 2025).

A geração diária de LETAs no Brasil é da ordem de 260 a 800 mil m^3 (Brasil, 2020). Estima-se que o estado de São Paulo gere anualmente cerca de 150 mil toneladas de lodos provenientes de ETAs e que os custos associados ao manejo desses resíduos representem de 20 a 60% dos custos operacionais das unidades (Gonçalves e Souza, 2017). Segundo Carvalho e Zhou (2019), na Austrália a produção anual de lodo pode chegar a 43.500 toneladas, enquanto no Reino Unido, a quantidade anual registrada em 2014 foi em torno de 131.000 toneladas. Por outro lado, a China gera em torno de 2,3 milhões de toneladas em um ano, enquanto a Dinamarca é um dos menores geradores do mundo (Zhao *et al*., 2018). Em 2021 foi estimado que a geração diária global de LETAs chegou a 100.000 toneladas, com projeções

indicando que esse volume pode triplicar nas próximas décadas (Pham *et al*., 2021).

A despeito do arcabouço legal, grande parte dos LETAs gerados no mundo são lançados inadequadamente em cursos d'água ou destinados como rejeitos para aterros sanitários (Messa *et al*., 2025). O gerenciamento desses resíduos é um desafio ambiental, não apenas pelo volume gerado, mas também pelos potenciais impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada (Rodgher *et al.*, 2023). O lançamento de lodos de estação de tratamento de água (LETAs) em corpos hídricos e aterros sanitários acarreta impactos ambientais e, por isso, alternativas, preferencialmente contemplando usos benéficos, passaram a ser avaliadas (Chi *et al*., 2025).

Os estudos que avaliam a viabilidade técnica de uso dos LETAs, em geral, ainda não consideram os impactos ambientais associados às aplicações propostas (Messa *et al.*, 2025). Também são incipientes os trabalhos que abordam os impactos ambientais da destinação de LETAs em solos (Wolowiec *et al*., 2019). Porém, em 2022, o estado do Rio Grande do Sul, no Brasil, publicou uma regulamentação sobre a temática, definindo critérios e procedimentos para o uso de LETAs e seus produtos derivados em solos desse Estado. A resolução considera que o uso dos LETAs em solos é uma alternativa que apresenta vantagens econômicas e ambientais quando comparado a outras práticas de destinação final (CONSEMA, 2022). No entanto, no Brasil inexistem instrumentos legais específicos que potencializam a reversão desses resíduos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Identificar os riscos de percolação dos elementos Cromo, Bário e Chumbo em disposição de WTPS em aterros sanitários e exclusivos e do uso desse resíduo em obras geotécnicas.

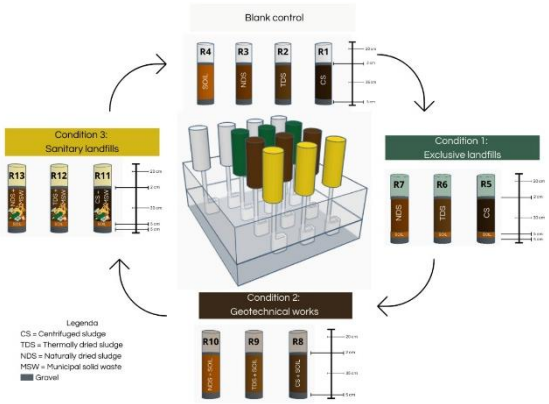
2.2. Objetivos Específicos

- Construir e operar aparato experimental capaz de simular as condições operacionais de aterros sanitários, exclusivos de LETAs e obras geotécnicas;
- Determinar os efeitos de diferentes métodos de secagem dos LETAs na percolação de poluentes;
- Avaliar os efeitos das chuvas para a formação de percolados em áreas de disposição de LETAs.

3. METODOLOGIA

A pesquisa experimental foi realizada a partir das seguintes etapas: revisão bibliográfica, construção do simulador, coleta das amostras e montagem do experimento, operação do simulador, realização dos ensaios laboratoriais e análise dos resultados. O aparato experimental, com treze reatores de 44 cm³, mostrado na Figura 1, permitiu as simulações de aterros exclusivos, obras geotécnicas e aterros sanitários. Cada condição de disposição no solo foi testada para 3 tipos de lodos (LD - Lodo Desidratado, LSS - Lodo Seco em Secador e LSN - Lodo Seco Naturalmente).

Figura 1. Aparato Experimental.



Tipo de Tratamento	Reator	Camada 1 - Brita	Camada 2 - Solo	Camada 3 - Lodo/Solo	Tipo de material	Camada 4 - Brita
Branco	R1	5 cm	-	35 cm	Lodo desidratado	2 cm
	R2		-		Lodo seco em secador	
	R3		-		Lodo seco naturalmente	
	R4		-		Solo	
Aterros exclusivos	R5		5 cm	30 cm	Lodo desidratado	
	R6				Lodo seco em secador	
	R7				Lodo seco naturalmente	
Obras geotécnicas	R8		-	35 cm	Lodo desidratado + Solo	
	R9		-		Lodo seco em secador + Solo	
	R10		-		Lodo seco naturalmente + Solo	
Aterros sanitários	R11		5 cm	30 cm	Lodo desidratado + RSU	
	R12				Lodo seco em secador + RSU	
	R13				Lodo seco naturalmente + RSU	

Foi simulada a precipitação ocorrente na área da ETA onde foram coletadas as amostras de LETAs, com o uso de água destilada, considerados os dados volumétricos reais da série histórica aferidos por estação meteorológica existente no local. Utilizou-se solo argiloso usualmente empregados em aterros e obras geotécnicas para a montagem das simulações. Os resíduos sólidos urbanos provieram da coleta regular municipal ocorrente no território de operação do experimento.

Os volumes mensais de águas foram introduzidos de forma parcial nas colunas, em operações semanais. A simulação da precipitação foi realizada manualmente e buscou-se minimizar a criação de caminhos preferenciais para o percolado. Todo o volume percolado das colunas foi coletado por recipientes individualizados, previamente

dispostos e identificados na base da estrutura do sistema. Para garantir a confiabilidade dos resultados, as análises mensais foram realizadas a partir das amostras homogeneizadas do percolado de cada reator no período. Para a preservação das amostras considerou-se o disposto no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos), da CETESB (2012).

Foram realizados ensaios laboratoriais para a identificação dos parâmetros físico-químicos mostrados na Tabela 1, que também apresenta os métodos empregados em cada análise.

Tabela 1. Parâmetros, fontes e métodos de análise utilizados para análises das amostras de percolados.

Parâmetros	Unidade	Fonte	Métodos
Bário Total	mg/L	SW 846 (2018)	6010 D
Cromo Total			
Chumbo Total			
pH	-	ABNT (2004)	NBR 10.004
Condutividade	us/cm	ABNT (2016)	NBR 14.340

Após a caracterização das variáveis, foram empregadas análises estatísticas descritivas a fim de verificar as diferenças entre as concentrações de metais presentes nos líquidos percolados dos reatores sob diferentes condições. As concentrações aferidas foram equiparadas às normativas vigentes no Brasil (CONAMA 357/2005) e nos Estados Unidos da América (EPA, 2006), para fins de identificação dos potenciais riscos associados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados verificados para os parâmetros pH e condutividade estão mostrados nos gráficos da Figura 2.

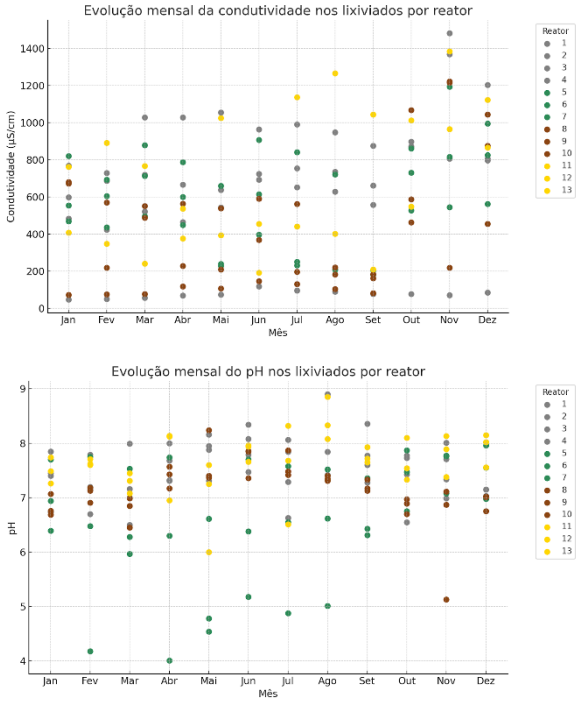
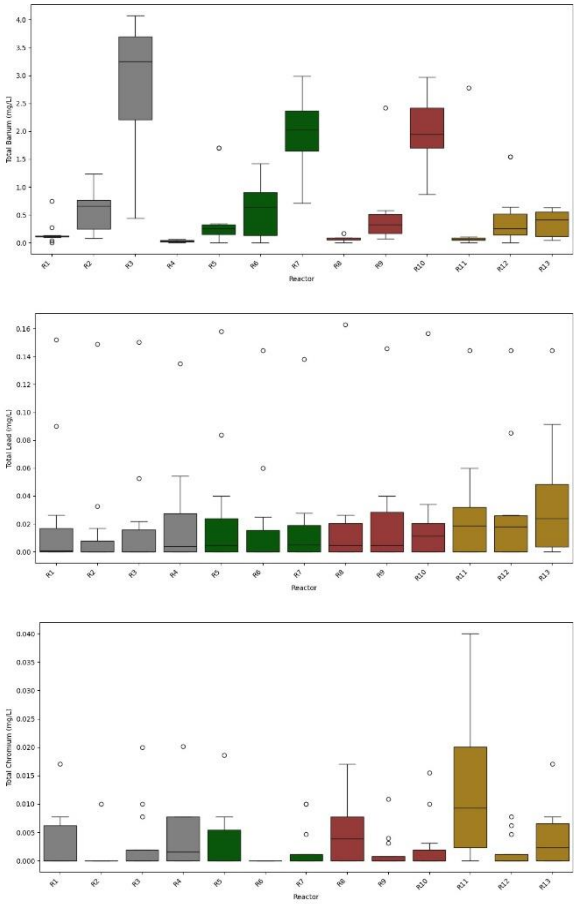


Figura 2: Evolução mensal de pH e condutividade nos lixiviados por reator.

O menor valor médio de pH (5,6) foi verificado no reator 6, que simulou os aterros exclusivos com lodos secos termicamente e o maior valor médio (8,0) corresponde ao lixiviado do reator controle 1, que possuia apenas lodo centrifugado. O reator 6 registrou o menor valor de pH do período amostrado (pH=4,0). Destaca-se que em condições de acidez os metais pesados tendem a se tornar mais solúveis, no entanto, para os metais avaliados as concentrações verificadas nos lixiviados de R6 não foram as maiores observadas para as condições simuladas.

Os elevados valores de condutividade verificados nos lixiviados das simulações evidenciam que a concentração de sólidos dissolvidos era alta e que trata-se de águas potencialmente contaminadas (condutividade > 100 µS/cm) (CETESB, 2018). Apenas os lixiviados do reator 4, que continha apenas solos, apresentou valores de condutividade média abaixo do limite de qualidade (76 µS/cm). Dentre as condições simuladas, as obras geotécnicas com lodos centrifugados foi a que apresentou ser a de menor potencial poluidor, com condutividade de 118,4 µS/cm.

A concentração dos metais pesados: bário, chumbo e cromo, nos lixiviados das simulações estudadas, está mostrada nos gráficos da Figura 3.



Em menos de 25% das amostras dos lixiviados foi possível identificar a presença do elemento cromo. Nenhum dos reatores evidenciou a presença contínua do elemento durante o período avaliado e, em geral, as concentrações esporádicas foram baixas, inferiores a 0,04 mg/L. O reator que simulou o aterramento exclusivo de lodo seco térmicamente foi o único que em seu lixiviado o elemento não esteve presente em nenhuma das amostras mensais.

A presença do cromo no lixiviado do reator que continha apenas solos evidencia que a presença do cromo pode ser atribuída a processos naturais (Georgaki *et al*., 2023). Nos reatores contendo lodos centrifugados o cromo foi lixiviado com maior frequência e tal fato não era previsto, já que a composição elementar do LETA centrifugado evidenciou que nessa condição, a concentração de cromo era a mais baixa, se comparada ao LETA seco naturalmente e térmicamente.

Destaca-se que as concentrações verificadas nos lixiviados são inferiores aos limites estabelecidos pela CONAMA (2005) e USEPA (2009), que estabelecem limites para a concentração de cromo de 0,05 e 0,1mg/L, respectivamente.

Baixas concentrações de chumbo estiveram presentes nos lixiviados de todos os reatores avaliados. A maioria das condições simuladas apresentaram uma média das concentrações de chumbo de 0,02 mg/L nos lixiviados, para o período avaliado. Exceto para as simulações de aterros exclusivos e sanitários com LETAs centrifugados e; dos aterros sanitários com LETAs secos térmicamente cuja concentração de chumbo foi de 0,03 mg/L. Também se excetua a simulação dos aterros sanitários com lodos secos naturalmente cuja concentração média de chumbo nos lixiviados foi de 0,04 mg/L. Cabe destacar que os valores medios das concentrações identificadas são superiores àquelas establecidas como limites pelo CONAMA (2005) e EPA (2009), a saber: 0,010 e 0,015, respectivamente.

A concentração média de bário para cada uma das condições avaliadas está mostrada na Tabela 2.

Condição	Ba*(mg/L)	Condição	Ba*(mg/L)
LETA centrifugado (LC)	0,17	Obra geotécnica de LC	0,07
LETA seco Termicamente (LST)	0,56	Obra geotécnica de LST	0,48
LETA seco naturalmente (LSN)	2,95	Obra geotécnica de LSN	1,98
Solo	0,03	Aterro sanitário de LC	0,28
Aterro exclusivo de LC	0,45	Aterro sanitário de LST	0,47
Aterro exclusivo de LST	0,6	Aterro sanitário de LSN	0,36
Aterro exclusivo de LSN	2,01		

(*)Valor médio das concentrações verificadas nas amostras mensais, durante o período de um ano.

Os dados mostram que os LETAs secos naturalmente acarretam em lixiviações de maiores concentrações de bário, nas simulações do reator controle, das obras geotécnicas e dos aterros exclusivos de LETAs. No entanto, tal fato não era esperado, já que a análise de composição elementar desses lodos evidencia que os lodos secos térmicamente possuem concentração de bário superior aos LETAs secos naturalmente. Uma vez que cada proceso de secagem acarreta em características distintas para os LETAs, infere-se que a granulometría do material pode

influenciar em sua

capacidade de lixiviação do elemento.

Destaca-se que a EPA não possui limite de referência para o elemento bário, mas se considerada a refêrencia brasileira, de 0,7 mg/L, os lixiviados proveniente da simulação controle, aterros exclusivos e obras geotécnicas contendo lodos secos naturalemente podem ser caracterizados como inadequados para interações com águas superficiais com qualidade intermediária. Cosiderados os resultados verificados recomenda-se a realização de ensaios de eco e citotoxicidade com de lixiviados da disposição de LETAs em solos, pois, o bário pode ter efeitos adversos à saúde humana (ATSDR, 2007)

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesse trabalho mostram que a média dos valores de pH nos lixiados das disposições de LETAs em solos, em geral, evidencia condições básicas, exceto para os aterros exclusivos com lodos secos onde se verificam condições ácidas. A elevada condutividade dos lixiviados das simulações com LETAs evidencia a ocorrência de carreamento das substâncias presentes nesses residuos para o meio, em decorrência da precipitação simulada. Tal carreamento não ocorre para a simulação exclusiva do solo argiloso, o que mostra que a potencial contaminação nas disposições simuladas pode ser atribuída aos LETAs.

A despeito da presença de cromo nos lixiviados, as concentrações são baixas e podem ser associadas a fatores naturais. As concentrações de chumbo nos lixiviados de simulações exclusivas com LETAs, com solo e também em grande parte das simulações de disposição evidencia que os riscos de toxicidade associados à presença desse elemento devem ser avaliados, uma vez que os valores identificados ultrapassam os referenciais de qualidade adotados na pesquisa.

A lixiviação de bário nas simulações com LETAs secos naturalmente verificada nessa pesquisa mostra que, para além da composição elementar dos elementos presentes nas disposições, a granulometría dos materiais exerce influencia na concentração dos elementos lixiviados para o meio. Recomenda-se que estudos futuros avaliem a influencia da granulometría das partículas de LETAs na capacidade lixiviação de substâncias.

6. REFERÊNCIAS

Almeida, M. B. G.; Jesus, A. M. D.; Pereira, A. S.; Fiore, F. A. Evaluating centrifuged water treatment plant sludge as an adsorbent for nutrients, microorganisms, and heavy metals removal from wastewater. Journal of Cleaner Production. Vol. 468. 2024. 142975. ISSN 0959-6526. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142975.

Anggreini S, Rosadi MY, Yamada T, Hudori H, Deng Z, Li F. Characteristics of organic matter released from drinking water treatment sludge under different storage conditions: Evaluation based on activated carbon adsorbability. Chemosphere. 2023. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139679.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007. Toxicological Profile for Barium and Compounds (Update). Atlanta, GA: U.S. Department of Public Health and Human Services, Public Health Service. http://www.cdc.gov/exposurereport/pdf/FourthReport_UpdatedTables_Sep2012.pdf

BRASIL. (MMA) Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Consulta Pública. Brasília: [s. n.], 2020.

Bougrine O., Fellah I. E., Kada I., Rabie F. A., Lanjri A. F., Ammari M., Allal L. B., Advancing circular economy: A study of drinking water sludge for potential uses, Results in Engineering, Volume 23, 2024, 102426, ISSN 2590-1230, https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102426.

Carvalho, S. G.; Zhou, J. L. *et al*. Progress in manufacture and properties of construction materials incorporating water treatment sludge: A review. 2019. *Resour. Conserv. Recycl. Adv.* https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.032

Chi Y., Liu S., Ming D., Huang X., Zhang R., Yin K., Utilization of dewatered alum sludge from water treatment plants as a sustainable green roof substrate, Process Safety and Environmental Protection, Volume 194, 2025, Pages 1325-1333, ISSN 0957-5820, https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.12.091.

CETESB. (2018). Apêndice E: Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem. Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB.

CONAMA (Brasil). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da] União: seção 1, Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 18 mar. 2005.

CONSEMA - Conselho Meio Ambiente. Resolução CONSEMA n° 461/2022. Define critérias e procedimentos para uso de lodos gerados em estações de tratamento de água (LETAs) e seus produtos derivados em solos, e dá outras providências. Governo do Rio Grande do Sul.

Fiore, F. A., Rodgher, S., Ito, C. Y. K., Bardini, V. S. S., Klinsky, L. M. G., Quality of surface water and generation

of sludge at water treatment plants. Rev. Ambient. Água, vol. 15, n. 5, 2020. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2565.

Georgaki, M.-N., Charalambous, M., Kazakis, N., Talias, M. A., Georgakis, C.,540 Papamitsou, T., Mytiglaki, C., 2023. Chromium in Water and Carcinogenic Human 541 Health Risk. Environments 10, 33. https://doi.org/10.3390/environments10020033

Godoy, L. G. G. De, Rohden, A. B., Garcez, M. R., Costa, E. B. Da., Da Dalt, S., Andrade, J. J. De O. (2019). Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. *Construction and Building Materials*, *223*, 939–950. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.07.333.

Gonçalves, F., Souza, C. H. U., Tahira, F. S., Fernandes, F., Teixeira, R. S. Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. Revista DAE. Ed. 205, 2017.

Messa, G. N., et al., 2025. Beneficial use of sludge from water treatment plants as a multiple resource: Potential and limitations. Resources, Conservation & Recycling Advances, 25, 200247. https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2025.200247.

Pham P. N., Duan W., Zhuge Y., Liu Y., Tormo I.E.S., Properties of mortar incorporating untreated and treated drinking water treatment sludge, Constr. Build. Mater. 280 (2021) 122558, https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122558.

Rodgher, S., et al., 2023. Acute toxicity of leachates from water treatment plants sludge and combinations with soils from a tropical region. Water Air Soil Pollut. 234, 78.https://doi.org/10.1007/s11270-023-06080-7

Silva, J. R., et al., 2025. Effect of thermal drying on the physico-chemical and microbiological characteristics of drinking water treatment sludge. Cleaner Engineering and Techn. 26, 100947, ISSN 2666-7908. https://doi.org/10.1016/j.clet.2025.100947.

USEPA. 2006b. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Iron and Compounds. 662 U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/690/R-06/020F. 663 https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/IronandCompounds.pdf

Wolowiec, M., Komorowska-Kaufman, M., Pruss, A., Rzepa, G., Bajda, T. Removal of heavy metals and metalloids from water using drinking water treatment residuals as adsorbents: A review (2019) Minerals, 9 (8), 487. https://doi.org/10.3390/min9080487.

Zhao, Y., Liu, R., Y Awe, O. W., Yang, Y., Shen, C. Acceptability of land application of alum-based water treatment residuals – An explicit and comprehensive review. Chemical Engineering Journal, 353, 2018, Pages 717-726, ISSN 1385-8947, https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.07.143

AGRADECIMENTOS

Esse projeto possui o financiamento da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Proc.: 2020/12230-4.

ID 192. CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DE AMOSTRAS LONGITUDINAIS DE LODOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Autores: Natalia Cassis Molina de Siqueira, Gabriela Nakayama Messa, Rodrigo de Freitas Bueno e Fabiana Alves Fiore
Instituição: Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP)
Endereço: Estrada Dr. Altino Bondensan n° 500 Eugênio de Melo, São José dos Campos - São Paulo - Brasil.
Email: Cassis.molina@unesp.br; Gabriela.n.messa@unesp.br; Fabiana.fiore@unesp.br.
Instituição: Universidade Federal do ABC (UFABC)
Endereço: Avenida dos Estados, 5001. Bairro Bangu - Santo André - São Paulo - Brasil.
Email: rodrigo.bueno@ufabc.edu.br
Palavras chaves: Lodo de estação de tratamento de água; Patogenicidade; E.Coli; Coliformes Totais.

Abstract
The process of producing potable water for human consumption generates, as a byproduct, water treatment plant sludge (WTPS). The continuous and increasing production of these residues has been causing environmental impacts, especially when it's improperly discharged, in its raw form, into water bodies. The physicochemical composition of WTPS varies according to the treatment processes applied, the inputs used, and the quality of the raw water. Nevertheless, there is still a shortage of studies focused on the microbiological analysis of these residues and its associated risks. The present study aims to assess the pathogenicity risk of WTPS through the detection of total coliforms and Escherichia coli. Centrifuged samples originating from two WTPs, each one using different coagulants, based on aluminum and iron, will be analyzed through longitudinal sampling over one year WTP operation. A systematic review was conducted to identify the pathogenicity risks associated with the storage of WTPs. Statistic analysis allowed the identification of the variability in microbiological composition arising from external factors, such as climatic conditions, storage periods, and differences in chemical inputs used in the process.

Keywords: Drinking water sludge; microbiological risks; solid waste.

Introdução

O crescimento acelerado da população mundial tem imposto desafios significativos à gestão dos recursos hídricos (Viana *et al*, 2024). Com a urbanização e a expansão das atividades industriais, a demanda por água potável aumentou significativamente, exigindo processos de tratamento cada vez mais eficientes em termos de garantia de qualidade e segurança para o consumo humano (Urban *et al*, 2019). O aumento da demanda por água potável intensifica os processos de tratamento, resultando em uma maior produção de lodos nas estações de tratamento de água (LETAs) (Richter, 2020). Esse subproduto, predominantemente inorgânico e com alto teor de umidade, também contêm microorganismos em sua fração orgânica, que demanda gerenciamento eficaz para minimização dos potenciais impactos ambientais e a garantia da segurança sanitária (Leite *et al*, 2023).

A produção diária de LETAs já ultrapassa mais de 10.000 toneladas em todo o mundo (Koley *et al.* 2025). Apesar da sua expressiva geração, a ausência de dados precisos e sistematizados dificulta o manejo seguro e o aproveitamento desses resíduos. A gestão ineficiente dos LETAs pode acarretar em riscos associados à saúde humana e ao meio ambiente (Fiore *et al*, 2020). Sabe-se que mundialmente, a destinação inadequada de LETAs, *in natura* vem ocorrendo em corpos d'água, em decorrência da ausência de políticas regulatórias específicas e de controle dos órgãos ambientais. Em vista disso, há o potencial aumento de disseminação de agentes patogênicos presentes nesses resíduos (Bernegossi *et al*, 2022).

Os LETAs são compostos por uma variedade de elementos químicos e biológicos, incluindo metais pesados (Messa *et al*, 2025), compostos aromáticos (Alvarenga, *et al*. 2018), matéria orgânica dissolvida proveniente da composição de partículas de solo suspensas na água bruta (Gomes *et al*., 2019). Diferentes grupos de microrganismos já foram identificados nos LETAs, incluindo *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Cryptosporidium*, coliformes totais, bem como *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *Clostridium perfringens* e as Cianobactérias (Sun *et al*. 2015; Burgos *et al*., 2016).

A composição microbiológica dos LETAs pode incluir bactérias, vírus e protozoários potencialmente nocivos, cuja persistência no ambiente pode representar uma ameaça para ecossistemas e populações humanas (Fiore *et al*, 2020). O manejo do lodo nas estações de tratamento de água (ETAs) pode amplificar esses riscos, como destacado por Pei *et al* (2016) cujo estudo demonstrou que as condições de armazenamento dos LETAs tais como, temperatura e período de acondicionamento, pode acarretar em aumento da quantidade de colônias.

Sun *et al.* (2018) identificaram que a adição de produtos químicos em etapas do processo de potabilização das águas como a coagulação, causam estresse em microrganismos presentes na água bruta, ocasionando na liberação de toxinas, que permanecem nos lodos gerados. Essa liberação varia de acordo com o tipo de coagulante utilizado no processo e com as espécies de microrganismos presentes na água bruta. Os autores também identificaram que o processo de armazenamento e desidratação, em específico a filtração, dos LETAs pode promover a remoção de cianobactérias, desencadeando a liberação de toxinas intracelulares, como as *Microcistinas*. Destaca-se que essa toxina apresenta diferentes efeitos prejudiciais à saúde humana, conforme reportado por Zhao *et al*. (2020), que realizou estudo de caso com indivíduos expostos à microcistina em longo prazo e evidenciaram que cerca de 80% deles desenvolveram doenças hepáticas. As microcistinas são capazes de causar a desregulação das funções cardíacas e metabólicas (Zhao et al, 2020).

A presença de microorganismos patogênicos nos LETAs foi verificada por Leite *et al*. (2023) e representa risco à saúde humana, especialmente quando há descarte inadequado, manejo interno do resíduo dentro das ETAs ou quando ocorre a reutilização do material sem tratamento adequado (Silva *et al*., 2025). Bactérias, vírus e protozoários podem persistir no ambiente e contaminar fontes hídricas, favorecendo a disseminação de doenças de veiculação hídrica. Apesar da relevância da temática, estudos acerca da composição microbiológica dos LETAs ainda são incipientes (Messa *et al*, 2025). No entanto, para que seja possível o estabelecimento de políticas públicas associadas a esses resíduos o conhecimento da integralidade de seus riscos se faz necessário.

A potencial patogenicidade dos LETAs constitui um fator determinante na avaliação de seus impactos sobre o meio ambiente e a saúde pública. Esses riscos não estão restritos ao descarte final do material, mas também envolvem etapas anteriores, como o manuseio dos LETAs por trabalhadores, que podem ficar expostos a agentes contaminantes. Quando negligenciados ou mal avaliados, esses perigos podem ocasionar efeitos adversos significativos à saúde (Xu *et al*., 2018). Dessa forma, compreender os riscos associados à presença de microrganismos patogênicos nos LETAs é essencial para assegurar práticas seguras e eficazes de gestão sanitária (Van Thinh *et al.*, 2021).

Objetivos

Objetivo Principal

Avaliar a presença e a variação de microrganismos indicadores de patogenicidade em lodos de estações de tratamento de água.

Objetivos Específicos

- Quantificar coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras longitudinais de lodos de estações de tratamento de água.
- Avaliar a influência do tipo de coagulante (à base de alumínio ou ferro) na concentração desses microrganismos.
- Analisar a variação sazonal (período seco e chuvoso) na presença de coliformes totais e Escherichia coli nos LETAs.
- Verificar o impacto do tempo de armazenamento na variação microbiológica dos LETAs.
- Realizar uma revisão sistemática da literatura sobre a composição microbiológica e os riscos patogênicos associados aos LETAs.

Metodologia

As amostras de LETAs analisadas nesta pesquisa foram provenientes de duas Estações de Tratamento de Água (ETAs) localizadas no estado de São Paulo, Brasil. Essas unidades realizavam a captação de águas superficiais e processavam cerca de 20 metros cúbicos por segundo de água, visando atender aos padrões nacionais para o fornecimento de água potável. Ambas operam sistemas convencionais de tratamento, compostos pelas operações unitárias de remoção de sólidos grosseiros, coagulação utilizando coagulantes diferentes: à base de alumínio na ETA 1 e de ferro na ETA 2, floculação, decantação, filtração, desinfecção, fluoretação e correção de pH. Os LETAs gerados na etapa de decantação foram desaguados por meio de centrifugação, com o auxílio de polímeros distintos: catiônicos na ETA 1 e aniônicos na ETA 2.

Em cada ETA, foram coletadas seis amostras compostas, representativas da geração de lodo ao longo de um ano. Para assegurar a representatividade dessas amostras, o plano de amostragem executado contemplou a coleta diária de 5 kg de LETAs centrifugados, que permaneceram armazenados por 60 dias em recipientes estanques de polietileno.

As amostras diárias acumuladas foram homogeneizadas com o auxílio de equipamento elétrico nas próprias ETAs e acondicionadas em bombonas herméticas de polietileno, de modo a preservar suas características físico-químicas. As doze amostras compostas resultantes foram devidamente coletadas e armazenadas em um laboratório institucional, possibilitando a posterior análise dos efeitos do armazenamento sobre a comunidade microbiana presente nos LETAs e os riscos biológicos a eles associados.

As amostras de LETAs permaneceram armazenadas desde as respectivas datas de coleta, em condições controladas, até sua

utilização nas análises microbiológicas previstas no estudo. As análises foram conduzidas por um laboratório acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO), em conformidade com as normas 9223 B / 9221 C (SMEWW 24a edição)

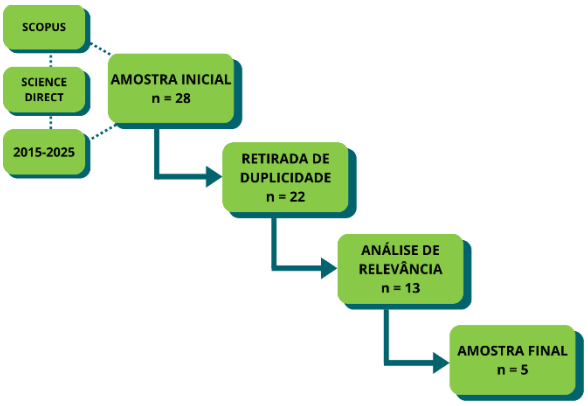
Para a identificação de riscos de patogenicidade das amostras de LETAs foi realizada uma revisão sistemática com o uso do Método de Pesquisa em Arquivo (MPA) (SEARCY & MENTZER, 2003), nas bases de dados Scopus e Science Direct. Para que a pesquisa fosse efetivada, foram aplicados os seguintes filtros: uso de palavras-chaves em inglês, limitação do período de publicação dos trabalhos a partir de 2015. Dentre as palavras-chaves previamente selecionadas estão: *drinking water sludge AND microbiology*. A partir da análise documental, todos os dados serão integralmente transcritos e dispostos em tabela com o auxílio do software Microsoft Excel (2019) e serão realizadas análises que subsidiarão o desenvolvimento da pesquisa e a discussão de seus resultados.

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software *JAMOVI* (Starbuck, 2023), para verificar a existência de relações significativas entre os dados obtidos e fatores externos que poderiam impactar nas amostras de LETAs previamente coletadas.

Resultados e discussão

Para determinação do panorama dos estudos de patogenicidade por microorganismos em LETAs, foi realizada uma revisão bibliográfica, com resultados conforme o fluxograma da Figura 1.

Figura 1- Resultados da revisão bibliográfica.

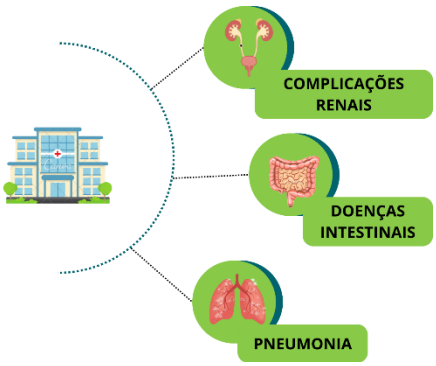


A amostra final demonstra a escassez de estudos relacionados à temática, havendo uma lacuna para o entendimento da composição microbiológica em lodo. Apesar de poucas pesquisas explorarem a relação de patogenicidade do lodo, ressalta-se que a *E. coli*, um dos possíveis patógenos do lodo, é considerado crítico pela Organização Mundial da Saúde (OMS) devido ao aumento da resistência aos antibióticos e potencial de risco a saúde humana (Shoaib *et al*., 2024)

Hussein *et al.* (2025) verificaram os efeitos da disposição de LETAs em corpos hídricos, os dados obtidos demonstram que, apesar de nos pontos de descarga não haver variação na presença de microrganismos, isso possivelmente está associado a cloro residual do processo de potabilização, havendo um aumento nos parâmetros de coliformes totais após este ponto, indicando um potencial risco à saúde.

Tratoré *et al*. (2023) realizaram análises para verificar fatores de risco em água e no lodo gerado, confirmando o risco à saúde associados à presença de coliformes, E. coli, e demais bactérias. Conforme Mueller e Tainer (2023), o contato com *E. coli* pode ocasionar em complicações renais, doenças intestinais e enfraquecimento do sistema imunológico, ocasionando em pneumonia, a Figura 2 sintetiza os possíveis efeitos prejudiciais mencionados.

Figura 2 - Riscos à saúde humana pelo contato com *E. coli*.



Para o estudo de caso, análises microbiológicas foram realizadas em 2025 com amostras ficaram armazenadas durantes os períodos descritos na Tabela 1, devendo ser levado em consideração, pois conforme Pei *et al*. (2016), o tempo de armazenamento do lodo é um fator de influência na presença de microrganismos em amostras de lodo.

As amostras foram coletadas no período entre dezembro de 2022 e janeiro de 2024, conforme o cronograma da Tabela 1 abaixo, para acompanhar a geração de lodo de diversos meses, para ambas as ETAs.

Tabela 1 - Cronograma de Coleta de Amostras de LETA.

	Amostras C		**Amostra T**	
	Coleta	**t**	**Coleta**	**t**
1	Abril (2023)[S]	24 meses	Dezembro (2022)[C]	29 meses
2	Junho (2023)[S]	22 meses	Fevereiro (2023)[C]	26 meses
3	Agosto (2023)[S]	20 meses	Abril (2023)[S]	25 meses
4	Outubro (2023)[C]	18 meses	Junho (2023)[S]	23 meses
5	Dezembro (2023)[C]	16 meses	Agosto (2023)[S]	21 meses
6	Março (2024)[C]	14 meses	Outubro (2023)[C]	18 meses

t: tempo de armazenamento pós-coleta;
[C]: Coleta em período de chuva;
[S]: Coleta em período de seca.

A Tabela 2 apresenta os dados obtidos da análise microbiológica para a quantificação de Coliformes Totais e *Escherichia coli* para as amostras coletadas. Os dados apresentam uma grande variabilidade não apenas entre as ETAs, mas também entre as amostras do mesmo local, conforme demonstrado pela Tabela 3. Isso destaca a suscetibilidade da composição microbiológica do lodo em relação a diversos fatores.

Tabela 2 - Resultados obtidos pela análise microbiológica.

Coliformes Totais (NMP/100ml)				***Escherichia coli* (NMP/100ml)**			
C1	780	**T1**	1.300	**C1**	200	**T1**	200

C2	450	**T2**	13.000	**C2**	< 1,8	**T2**	780
C3	1.300	**T3**	4.900	**C3**	450	**T3**	1.300
C4	2.300	**T4**	54.000	**C4**	450	**T4**	2.300
C5	2.300	**T5**	92.000	**C5**	1.300	**T5**	1.300
C6	< 1,8	**T6**	$16.x10^6$	**C6**	< 1,8	**T6**	$13x10^4$

Tabela 3 - Análise estatística da quantificação microbiológica nas amostras de LETA.

	Coliformes Totais		***E. coli***	
	C	**T**	**C**	**T**
N	6	6	6	6
Média	1.189	$2,69 \times e^6$	401	22.647
Mediana	1.040	33.500	325	1.300
Desvio-Padrão	960	$6,52 \times e^6$	484	52.597
Mínimo	< 1,8	$4,25 \times e^{13}$	< 1,8	200
Máximo	2.300	$16 \times e^6$	1.300	$13 \times e^4$

Messa *et al*., (2025) evidencia que a composição do LETA varia conforme a qualidade da água bruta, local geográfico, sazonalidade, produtos químicos utilizados na potabilidade (coagulantes, floculantes ou polímeros), processo de tratamento, armazenamento do lodo, ponto de coleta da amostra, entre outros. O mapeamento destes impactos ainda apresenta poucas pesquisas com resultados concretos, este cenário é ainda mais visualizado em relação a variação da composição microbiológica do LETA, conforme evidenciado pela revisão bibliográfica.

Ao analisar a Tabela 2 e 3, verifica-se que as médias entre os coliformes e quantidade de *e. coli* encontradas nas ETAs apresentam grande variação. Um dos fatores que pode resultar nessa disparidade é a diferença de coagulante utilizado no processo de potabilização, a ETA 1 (amostras T) adota coagulante de alumínio enquanto a ETA 2 (amostras C) utiliza coagulante de ferro. Conforme Pei *et al.* (2016), o uso de coagulantes a base de ferro induz a uma menor presença de microrganismos no LETA, uma vez que apresenta maior toxicidade para estes organismos em comparação ao alumínio. Este efeito está representado nos dados obtidos, com maior presença de coliformes e *e. coli* nas amostras T, em comparação a C em todas as amostras analisadas.

As amostras das duas ETAs foram coletadas tanto em período de chuva, quanto de seca, permitindo a análise da influência da sazonalidade na presença de microrganismos. A partir dos dados, foram realizadas análises estatísticas para determinar a significância dos valores agrupados. Os resultados consideraram os dados em conjunto (amostras de C e T) para verificar a existência de padrões. A Tabela 4, apresenta os dados obtidos, sendo inicialmente realizado o teste de Levene, para determinar se havia homogeneidade das variâncias, sendo encontrado $p < 0,05$, ou seja, as amostras apresentavam grande variação. Este teste indicou a necessidade do teste t Student com correção Welch para maior assertividade e U de Mann-Whitney, considerando a grande variação entre os dados (Starbuck, 2023).

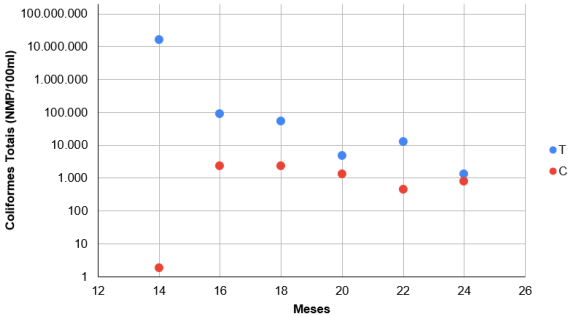
Tabela 4 - Análise de significância da influência da sazonalidade.

Análise	**Estatística**	***p***
t de Welch	-0,992	0,367
U de Mann-Whitney	17,500	1,000

Os resultados da análise demonstram que as amostras coletadas não apresentam relação significativa entre a composição microbiológica e sazonalidade. Entretanto, deve ser ressaltado que as amostras foram coletadas em intervalos espaçados, estando suscetíveis a diversas variações de condições climáticas. Além de que o período de armazenamento tanto pré-coleta, uma vez que o lodo coletado estava acumulado por 60 dias, quanto pós-coleta em laboratório, possuem influência na proliferação de microrganismos, fator destacado por Woodruff *et al*. (2024).

(Hryhorenko *et al*., 2020) apresenta análises de lodos dispostos em leitos de secagem por 1 e 3 anos, comparando a presença de microrganismos nas duas amostras. Os resultados demonstram que a quantidade de *E. coli* e fungos reduziu ao longo do tempo. O Figura 3 demonstra a quantidade de coliformes com base nos meses de armazenamento das respectivas amostras. Apesar da heterogeneidade de dispersão dos dados, é possível verificar que ambas as amostras armazenadas por maior intervalo de tempo apresentaram composição microbiológica mais uniforme e as amostras mais recentes, com maior divergência e instabilidade.

Figura 3 - Quantificação de coliformes totais x meses de armazenamento da amostra.



O tratamento do lodo pós-coleta é um fator de essencial na composição microbiológica, Silva *et al.* (2025) ressalta que a secagem do lodo em altas temperaturas apresenta a redução de microorganismos, uma vez que as condições são desfavoráveis para a proliferação e sobrevivência nas amostras de lodo. A análise realizada no presente estudo utilizou a diluição do lodo e distribuição em tubos múltiplos, sem o processo de secagem, atestando a influência da manipulação do lodo em sua composição.

Conclusões

Diante da crescente geração de lodos em Estações de Tratamento de Água (LETAs) e dos riscos microbiológicos associados à sua composição, torna-se evidente a necessidade de ampliar os estudos de caso em diferentes contextos operacionais, sazonais e geográficos. A diversidade nos processos de tratamento, tipos de coagulantes empregados, características da água bruta e práticas de armazenamento pode influenciar diretamente a patogenicidade dos LETAs, sendo crucial sua caracterização em condições variadas para embasar decisões técnicas e sanitárias.

Além disso, destaca-se a carência de estudos aprofundados sobre a microbiologia de LETAs, especialmente quanto à presença de patógenos além dos indicadores analisados, o que evidencia a necessidade de mais pesquisas multidisciplinares voltadas à avaliação dos riscos sanitários associados ao manejo e disposição desses resíduos. Também, enfatiza-se a urgência na formulação de políticas públicas voltadas à definição de critérios para avaliação microbiológica e sanitária desses resíduos. A ausência de regulamentações específicas quanto à patogenicidade dos LETAs limita a adoção de práticas seguras de manejo, disposição e possível reaproveitamento.

A integração entre pesquisa científica, instituições reguladoras e operadores dos sistemas de tratamento é fundamental para garantir a proteção ambiental e da saúde pública. Estudos interdisciplinares que relacionem aspectos microbiológicos, físico-químicos e ecológicos dos LETAs podem contribuir significativamente para o desenvolvimento de soluções sustentáveis e seguras.

Referências Bibliográficas

Alvarenga, P. *et al. Chemical and ecotoxicological effects of the use of drinking-water treatment residuals for the remediation of soils degraded by mining activities, Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018

Bernegossi, Aline C.; *et al. A systematic review of the water treatment sludge toxicity to terrestrial and aquatic biota: state of the art and management challenges. Journal of Environmental Science and Health, Part* A, 2022.

Burgos, T. *et al*. Caracterização microbiológica e físico-química de lodo de decantadores de estação de tratamento de água após desidratação em leito drenante com manta geotêxtil, 2016.

Fiore, F. A.; *et al.* . *Quality of surface water and generation of sludge at water treatment plants*. Revista Ambiente & Água, 15(5), e2565. 2020.

Gomes, Samuel de Carvalho; *et al. Progress in manufacture and properties of construction materials incorporating water treatment sludge: A review, Resources, Conservation and Recycling*, v.145, 2019.

Hryhorenko, L. *et al. Toxicological And Microbiological Estimation Level Of Pollution Ecosystems In The Industrial Region Of Ukraine – Krivoy Rog City. Wiad Lek*;73(9 p. II):1962-1967, 2020.

Hussein, Ahmed M. *et al. Impacts alum DWTPs sludge discharge and changes in flow regime of the Nile River on the quality of surface water and cultivated soils in Fayoum watershed, Egypt, Science of The Total Environment*, v. 766, 144333, ISSN 0048-9697, 2021.

Koley, Sumona *et al. Closing the loop: A circular economy approach to drinking water treatment sludge management, Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025.

Leite, L. D. P. *et al.. Microbiological composition of sludge generated in water treatment plants.* Revista Ambiente & Água, v. 18, p. e2930, 2023.

Messa, *et al. Beneficial use of sludge from water treatment plants as a multiple resource: Potential and limitations,Resources, Conservation & Recycling Advances*, 2025.

Mueller, M; Tainter, C. Infecção por Escherichia coli. StatPearls. 2023.

Pei, Haiyan *et al.16S rRNA Gene Amplicon Sequencing Reveals Significant Changes inMicrobial Compositions during Cyanobacteria-Laden Drinking Water Sludge Storage Environmental Science & Technology* 51.21, 12774-12783, 2017.

Ritcher, C. A. . Tratamento de lodo de estações de tratamento de água. Editora Edgard Blücher Ltda. 5ª reimpressão. São Paulo. SP. Brasil, 2020.

Starbuck, C. . Analysis of Differences. In: The Fundamentals of People Analytics. Springer, Cham, 2023.

Silva, J. R. *et al. Effect of thermal drying on the physico-chemical and microbiological characteristics of drinking water treatment sludge*, 2025.

Sun, Feng. *Evaluation on the dewatering process of cyanobacteria-containing AlCl3 and PACl drinking water sludge, Separation and Purification Technology*, Volume 150, 2015.

Thinh, Nguyen Van, *et al. Assessment of total concentrations of heavy metals in industrial sludges from the North of Vietnam and their potential impact on the ecosystem. Environmental Science and Pollution Research*, 2022.

Traoré, O.; *et al. Microbiological and Physicochemical Quality of Groundwater and Risk Factors for Its Pollution in Ouagadougou, Burkina Faso. Water* **2023**, *15*, 3734.

Urban, R. C., *et al.* . Uso benéfico de lodo de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto: estado da arte. Revista DAE, 67(219), 128-158, 2019.

Viana, A. J., Mannarino, C., & Ritter, E.. *Evaluation of indicators for the management of urban solid waste generated by national databases*, 2024.

Xu, Hangzhou; *et al. High-throughput sequencing reveals microbial communities in drinking water treatment sludge from six geographically distributed plants, including potentially toxic cyanobacteria and pathogens. Science of the Total Environment,* 2018, 634, 769-779.

Woodruff, P. *et al. Analysis of microcystins in alum water treatment sludges: holding times, temperatures, linearity of response, and sensitivity to pre-coagulation cell titers. Environ. Tech*., 2024.

AGRADECIMENTOS

Esse projeto possui o financiamento da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Proc.: 2020/12230-4). A autora principal deste trabalho usufrui de bolsa de iniciação científica do CNPq (8/2024).

ID 193. MOBILIZAÇÃO SOCIAL COMO AGENTE DE MUDANÇA NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Bárbara Panisson Lopes[1], Daniel Reolon[1], Geovana C.Secco Garcia[1], Verônica Mandelli Grasselli[1], Victoria Reolon de Mello[1], Vania Elisabete Schneider[2]

[1]Caxias Lixo Zero (caxiaslixozero@gmail.com)

[2]Programas de Pós-graduação e Recursos Hídricos (PRORH) e em Engenharia Civil (PROEC), Instituto de Pesquisas sobre Desastres (IPD). Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Abstract

The issue of low recycling rates is a recurring challenge in developing countries. In Brazil, recycling rates range from 4% to 8%, depending on the data source. Of the total waste not recovered, a portion is sent to sanitary landfills; however, exacerbating the situation, a significant share is still improperly disposed of in controlled landfills or open dumps, leading to severe environmental impacts and public health risks. In this context, social mobilization emerges as an alternative strategy that stimulates awareness and promotes voluntary waste disposal, thereby expanding proper waste management practices. This article presents the experience of a volunteer collective in Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brazil, which operates based on the "zero waste" (ZW) concept. This approach advocates for the maximum recovery and appropriate processing of recyclable and organic waste, aiming to reduce or eliminate the volume sent to landfills or incineration. The initiative, driven by the community, promotes awareness campaigns, educational activities, and drive-thru collection events for hard-to-recycle materials, having reached over 300,000 people and properly diverted more than 40 tons of materials over five years of operation. The results demonstrate that social movements, working in parallel with traditional public waste management systems, can influence behavioral change, increase proper waste disposal, and strengthen urban sustainability through active community engagement.

Keywords: ***Environmental education; Zero waste; Recycling; Drive Thru; Waste destination; Circular economy; Reverse logistics***

1. INTRODUÇÃO

O manejo inadequado dos resíduos sólidos constitui uma das principais problemáticas ambientais da atualidade. A expansão demográfica nas áreas urbanas, combinada com o desenvolvimento industrial, vem provocando um aumento expressivo na produção de resíduos sólidos, que são comumente dispostos no ambiente sem tratamento apropriado ou sem avaliar alternativas de reaproveitamento ou reciclagem (Santos et al., 2017). Diante dessa realidade, ações voltadas à coleta de resíduos sólidos e programas de educação ambiental emergem como estratégias promissoras para auxiliar os sistemas tradicionais de coleta e reduzir os efeitos prejudiciais decorrentes do descarte inadequado nas cidades.

No Brasil, os grupos de voluntários vinculados ao Instituto Lixo Zero (ILZB) desenvolvem iniciativas relevantes direcionadas à articulação social, propagando a filosofia Lixo Zero por meio de campanhas de sensibilização ambiental e mobilização comunitária. Na cidade de Caxias do Sul, o Coletivo Caxias Lixo Zero (CLZ) desenvolve atividades desde 2020, abrangendo múltiplas frentes de educação ambiental e destinação de resíduos, incluindo institucionalização da Semana Lixo Zero no calendário oficial da cidade, e o *Drive Thru* de recolhimento de resíduos de difícil reciclabilidade.

Este artigo tem como propósito analisar de que forma iniciativas de mobilização comunitária podem influenciar e fortalecer a gestão de resíduos sólidos urbanos, ampliando alternativas de destinação adequada e promovendo a corresponsabilização da sociedade, utilizando como estudo de caso as iniciativas promovidas pelo CLZ.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

A expansão demográfica aliada ao desenvolvimento industrial intensificou a produção de resíduos sólidos, ampliando consideravelmente a contaminação ambiental (Santos et al., 2017) e impactando negativamente os ecossistemas e o bem-estar humano. A reciclagem é o processo caracterizado como a transformação das características físicas, físico-químicas ou biológicas dos resíduos, convertendo-os em matérias-primas ou produtos renovados, deste modo, sendo uma alternativa fundamental a gestão de resíduos mais sustentável (Santos et al., 2017). Além da reciclagem, a logística reversa e os fundamentos da economia circular são elementos cruciais para aprimorar os índices de reaproveitamento (Oliveira et al. 2022).

No contexto brasileiro, os percentuais de reciclagem demonstram-se consideravelmente reduzidos comparativamente aos países industrializados. No ano de 2023, aproximadamente 6,7 milhões de toneladas de materiais secos foram direcionados para a reciclagem, representando 8,3% dos resíduos sólidos urbanos produzidos (ABREMA, 2024). Apesar do crescimento na coleta de materiais descartados, persiste uma diferença considerável entre a

geração e a coleta desses materiais (Santos et al., 2017). Campanhas de sensibilização e alianças entre os setores público e privado são reconhecidas como elementos vitais para elevar os índices de reciclagem no país (Costa et al., 2023).

Em contrapartida, os resíduos de difícil reciclabilidade, como plásticos mistos e produtos eletrônicos são um desafio, devido à sua composição complexa e com grande potencial de contaminação. Uma grande parcela dos plásticos são incinerados ou descartados em aterros sanitários, causando impactos ambientais (Balbueno, et al., 2021).

Diante desse cenário, o conceito LZ propõe a preservação dos recursos naturais por meio de práticas responsáveis de produção, consumo, reutilização e recuperação de produtos, embalagens e materiais, evitando a incineração e o descarte no solo, na água ou no ar que possa comprometer o meio ambiente ou a saúde humana (ZWIA, 2018). A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) representou um passo fundamental na direção dessa abordagem, enfatizando a responsabilidade compartilhada e a participação social como pilares essenciais para a eficácia das ações públicas (BRASIL, 2010). Nesse contexto, a educação ambiental e os processos de mobilização social emergem como instrumentos centrais para a implementação das metas previstas na lei. Segundo Barciotte e Saccaro Júnior (2012), a mobilização não se restringe à transmissão de informações, mas implica o engajamento ativo da população, por meio de processos contínuos de sensibilização, formação crítica e estímulo à participação.

Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU orientam ações globais para o desenvolvimento equilibrado. A gestão de resíduos sólidos e a reciclagem têm papel central nessa agenda, especialmente no ODS 12, que trata de padrões sustentáveis de consumo e produção. O alcance dessas metas depende da mobilização social e mudança de hábitos individuais de descarte, representando um desafio que exige engajamento coletivo para construir um modelo sustentável de gestão de resíduos. Avançar rumo a um modelo mais consciente e sustentável de gestão é não apenas viável, mas essencial para assegurar um futuro saudável (WWF, 2019).

3. HISTÓRICO CLZ

O CLZ foi criado em abril de 2020 com o objetivo de promover o conceito LZ e estimular práticas sustentáveis no cotidiano, representando o ILZB no município. Iniciado como uma página no Instagram, o coletivo rapidamente se articulou com redes regionais e nacionais, participando da criação do Coletivo LZ Rio Grande do Sul e promovendo eventos online. Em setembro de 2020 surgiram os primeiros voluntários, que se engajaram para a organização da primeira edição da Semana Lixo Zero (SLZ) de Caxias do Sul, reunindo cerca de 100 ações gratuitas em uma semana.

A SLZ é o principal evento do calendário pedagógico do ILZB, e acontece simultaneamente em mais de 300 cidades do país, atuando como uma plataforma de mobilização social. Um evento colaborativo e voluntário que tem como objetivo disseminar boas práticas LZ e engajar diversos setores da sociedade, por meio de ações, projetos e campanhas.

Em outubro de 2025 o evento chega à sua 6ª edição em Caxias do Sul, com um histórico de mais de 400 ações, mobilizando cerca de 1.200 voluntários e impactando aproximadamente 360 mil pessoas. Entre as ações disponibilizadas gratuitamente para a população estão: fóruns, painéis temáticos, cine debates, premiações, mutirões de limpeza, cursos, palestras, intervenções artísticas, e encontros estaduais.

Com atuação contínua desde 2020, o CLZ já contou com cerca de 30 voluntários engajados em diversas frentes. Entre seus principais projetos, além da SLZ, destacam-se o "Papo Verde" e o "*Drive Thru* de Resíduos Especiais", ambos com edições regulares, que se tornaram referência em mobilização comunitária e educação ambiental.

A trajetória do coletivo tem contribuído significativamente para ampliar o debate sobre sustentabilidade no município, promovendo mudanças de comportamento e construindo, junto à comunidade, caminhos possíveis para uma cidade mais consciente e sustentável.

4. *DRIVE THRU* DE RESÍDUOS

O *Drive Thru* de Resíduos Especiais é uma das iniciativas mais consolidadas do CLZ e tem desempenhado um papel fundamental no estímulo à destinação ambientalmente adequada de resíduos de difícil reciclabilidade. Realizado desde 2021, o formato inovador permite que os participantes entreguem seus resíduos sem sair do carro, o que contribui para ampliar o acesso e a adesão da população. Desde sua primeira edição, realizada em parceria com o Coletivo LZ Rio Grande do Sul, a proposta tem sido voltada exclusivamente à coleta de materiais considerados de difícil reciclabilidade, ou seja, resíduos que, devido à sua composição complexa, potencial contaminante ou ausência de estrutura adequada na coleta seletiva convencional, geralmente não são aproveitados pelo sistema municipal de triagem (Prata e Costa et al., 2016). Entre os exemplos mais recorrentes estão os eletroeletrônicos, cápsulas de café e esponjas. Esses materiais exigem rotas tecnológicas específicas ou articulação com programas de logística reversa, o que reforça a importância de campanhas como essa para evitar seu descarte inadequado em aterros ou no ambiente.

A iniciativa do CLZ preza pela separação prévia dos resíduos pelos participantes, facilitando a triagem e o envio para os destinos corretos. De acordo com a hierarquia referida na PNRS, ações de reutilização são priorizadas, onde resíduos descritos na figura 1 com potencial de reaproveitamento são encaminhados para projetos parceiros que realizam consertos (como no caso de alguns equipamentos eletrônicos) ou transformações criativas, como o *upcycling* de guarda-chuvas, banners e lonas. Já os materiais sem reaproveitamento viável ou programa de logística reversa ativo, como calçados muito danificados ou esponjas usadas, são destinados ao coprocessamento, processo em que o poder calorífico é aproveitado como combustível em fornos industriais, como os da indústria cimenteira.

Resíduo	Destinação
Eletrônicos (pequeno e médio porte)	Cooperativa de reciclagem
Eletrodomésticos (pequeno porte)	Programa social de conserto
Chapas de raio-X	Cooperativa de reciclagem
Óleo de cozinha usado	Cooperativa de reciclagem
Isopor	Cooperativa de reciclagem
Vidros inteiros (garrafas e potes de conserva inteiros)	Cooperativa de reciclagem
BOPP (embalagens laminadas multicamadas)	Cooperativa de reciclagem
Cápsulas de café	Cooperativa de reciclagem
Esponjas de cozinha usadas	Logística reversa em empresa parceira
Cartelas de medicamento vazias (blisters)	Cooperativa de reciclagem
Tampinhas plásticas	Reciclagem em ONG parceira
Banners e lonas	Upcycling em ONG parceira
Sombrinhas e guarda-chuvas quebrados	Upcycling em ONG parceira
Meias estragadas	Logística reversa em empresa parceira
Calçados e chinelos estragados	Coprocessamento em empresa parceira
Embalagens de padaria e caixas de ovos plásticas - PET	Reciclagem em empresa parceira
Pneus	Logística reversa em empresa parceira
Lâmpadas fluorescentes, incandescentes, LED	Logística reversa em empresa parceira

Figura 1. Destinação de cada resíduo coletado

A partir de 2023, as ações passaram a ocorrer de forma bimestral, em pontos estratégicos, acessíveis e centralizados, como praças, shoppings, estacionamentos rotativos e universidades. Esse planejamento geográfico busca alcançar públicos diversos e descentralizar o acesso à destinação correta dos resíduos. Ao longo do tempo, a iniciativa foi se fortalecendo e ganhando projeção local, sendo incorporada à programação oficial da SLZ, onde são realizadas edições especiais conhecidas como "Mega *Drives*", que contam com ampliação do número de resíduos aceitos e ações integradas de educação ambiental, resultando em aumento expressivo da participação da comunidade e dos volumes arrecadados.

Até junho de 2025, o *Drive Thru* do CLZ já contabiliza 15 edições e mais de 44 toneladas de resíduos coletados, consolidando-se como uma ferramenta eficaz de mobilização social e um modelo replicável de educação ambiental. O impacto da ação transcende a quantidade de resíduos desviados de aterros sanitários, ela fortalece a cultura do descarte e consumo consciente, amplia o conhecimento sobre materiais recicláveis e engaja a população no debate sobre economia circular e responsabilidade compartilhada, além de gerar efetiva mudança de comportamento.

5. METODOLOGIA

A metodologia adotada neste estudo consistiu na análise e sistematização de informações provenientes das campanhas de *Drive Thru* de resíduos sólidos promovidas pelo CLZ. Foram utilizadas planilhas que reúnem dados referentes às edições realizadas entre os anos de 2021 e 2025, contendo registros como tipos, massas e volumes de resíduos arrecadados em cada edição. Além da abordagem quantitativa, o estudo incorporou uma análise qualitativa de natureza simplificada, baseada em observações diretas e no uso de questionários aplicados à participantes nos dias da realização da ação, com o intuito de compreender os efeitos da mobilização social na mudança de comportamento dos cidadãos nas práticas de descarte de resíduos.

O estudo foi desenvolvido na cidade de Caxias do Sul, no estado do Rio Grande do Sul, que possui cerca de 463 mil habitantes (IBGE, 2022) e tem sua economia fortemente baseada na indústria metalmecânica. A cidade implementou a coleta seletiva em 1991 e, em 2007, tornou-se pioneira no país ao adotar a coleta mecanizada para resíduos orgânicos e recicláveis (CODECA, 2025). Em 2022, foram geradas em média 358 toneladas diárias de resíduos, sendo a maior parte (84%) composta por resíduos orgânicos. Apenas 16% do total foi classificado como reciclável e destinado às 12 unidades de triagem locais, que contam com

360 trabalhadores e beneficiam indiretamente mais de 1.200 pessoas (PMGIRS, 2024). No entanto, desse percentual reciclável, cerca de metade, um índice médio de aproveitamento de 51%, tem sido efetivamente recuperado nos últimos sete anos. Esse baixo aproveitamento evidencia desafios significativos na recuperação dos materiais.

Nesse contexto, esse trabalho propõe analisar de que forma iniciativas de mobilização comunitária, como as promovidas pelo CLZ, podem influenciar e fortalecer a gestão de resíduos sólidos urbanos, ampliando alternativas de destinação adequada e promovendo a corresponsabilização da sociedade.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Em 15 ações realizadas desde o ano de 2021, até metade do semestre de 2025, foram coletadas um total de 44,30 toneladas, sendo as datas onde foram coletadas as maiores quantidades a primeira edição (agosto de 2021), agosto de 2024 e os eventos Mega *Drive* (outubro de 2023 e 2024), conforme Tabela 1. As edições Mega *Drive*, por serem comumente realizadas com outros eventos da Semana Lixo Zero, e também por receberem uma variedade maior de resíduos, apresentam maior participação da população, resultando em coletas mais expressivas.

Tabela 1. Quantidade de resíduos recolhidos por ação

Data da ação	Quantidade (t)	Data da ação	Quantidade (t)
14/08/2021	6,00	29/10/2023	5,00
11/09/2021	0,53	04/03/2024	2,73
30/10/2021	1,39	08/06/2024	3,80
20/08/2022	1,98	10/08/2024	4,48
06/11/2022	2,00	19/10/2024	4,25
02/04/2023	1,02	15/03/2025	3,83
13/05/2023	1,10	10/05/2025	3,05
01/07/2023	3,15	**Total**	**44,31**

Do total coletado, os resíduos que apresentam quantidade mais significativa são os eletrônicos (42,9%) e o vidro (35,9%), conforme Figura 2, resíduos que são recebidos de forma constante desde a primeira edição, e tem massa maior que os demais. Percebe-se que a população caxiense aderiu às ações de coleta, não havendo após setembro de 2021 nenhuma ação onde foi coletado menos de 1 tonelada.

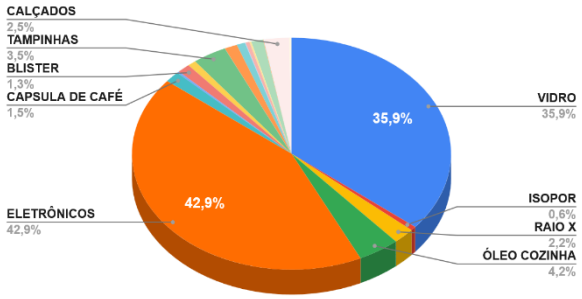


Figura 2. Percentual total de cada resíduo coletado

Na aplicação do questionário para alguns participantes do *Drive Thru*, ao serem questionados se "existe algum tipo de resíduo que você gera em casa que não sabe onde descartar?", dos 125 participantes, 28,8% afirmaram não ter dúvidas, enquanto aqueles que tinham alguma dúvida, era principalmente relacionada ao descarte de lâmpadas (15%), eletrônicos (14,4%) e pilhas (8,5%), conforme ilustrado na Figura 3.

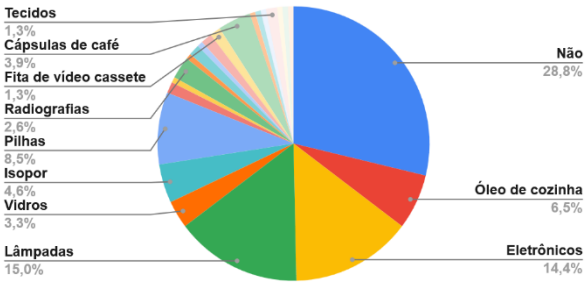


Figura 3. Dúvidas dos participantes sobre o descarte de certos resíduos

Percebe-se que grande parte dos participantes não tinha dúvidas sobre o descarte, o que pode ser atribuído ao fato destes já conhecerem o *Drive Thru*, e portanto, já terem conhecimento das destinações de diversos resíduos recebidos na ação.
Outra resposta significativa observada no questionário foi para a pergunta "Você levaria seus resíduos à um ponto de coleta?", onde dos 198 participantes que responderam, 87,9% destes afirmaram que levariam os seus resíduos a um ponto de coleta, conforme ilustrado na Figura 4.

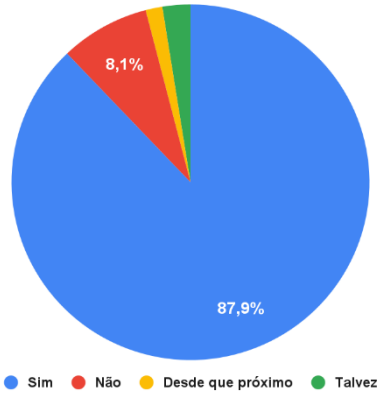


Figura 4. Dúvidas dos participantes sobre o descarte de certos resíduos

Esta expressiva resposta positiva reflete a necessidade da população em ter locais adequados para a destinação de resíduos de difícil reciclabilidade, além de mostrar que a população está disposta a ir até estes pontos para realizar o descarte correto, demonstrando preocupação e engajamento com a destinação correta de resíduos.

7. CONCLUSÕES

A partir da análise de como iniciativas de mobilização comunitária podem influenciar e fortalecer a gestão de resíduos sólidos urbanos, conclui-se que ações promovidas pelo CLZ desempenham um papel estratégico na promoção da economia circular, no fortalecimento da cadeia da reciclagem e na ampliação do acesso da população a pontos de descarte adequado para resíduos especiais e de difícil reciclabilidade.
Ações como a SLZ têm se consolidado como uma importante plataforma de engajamento social, sensibilizando a população, despertando o interesse dos participantes em aprofundar seus conhecimentos e incentivando a adoção de atitudes mais sustentáveis. Ao mobilizar diferentes setores da sociedade, promove-se um efeito multiplicador de pequenas ações individuais, tanto nos lares quanto em instituições públicas e privadas, que, quando somadas, contribuem para mudança de cultura na cidade.
A experiência do *Drive Thru* de resíduos especiais demonstra uma evolução consistente desde sua primeira edição, tanto em termos de quantidade de resíduos coletados quanto no engajamento social. Ao longo de 15 edições, mais de 44 toneladas de materiais foram corretamente encaminhados, o que evidencia o potencial transformador de iniciativas locais, mesmo quando realizadas de forma voluntária e com recursos limitados.
Apesar dos resultados expressivos, os dados obtidos por meio de questionários aplicados durante as ações revelam que a população ainda tem dúvidas quanto à destinação adequada de alguns resíduos (como lâmpadas, eletrônicos e pilhas) o que reforça a importância de ações como estas não apenas como pontos de coleta, mas também como espaços educativos e de mobilização. Além disso, observações diretas realizadas durante as ações apontam para resultados comportamentais que transcendem o descarte correto,

influenciando também os hábitos de consumo dos participantes. Uma dimensão difícil de mensurar, mas que merece aprofundamento em estudos futuros, com questionários expandidos e indicadores de conscientização.
Apesar das limitações, como a ausência de métricas sistematizadas para avaliar mudanças comportamentais de longo prazo e impactos diretos na redução de consumo, as oportunidades são evidentes. A atuação 100% voluntária autônoma do CLZ evidencia que, com maior apoio institucional, ampliação da periodicidade dos eventos, criação de ecopontos permanentes e fortalecimento das parcerias, é possível expandir ainda mais o impacto territorial e social da iniciativa.
Por fim, este estudo reafirma o potencial da mobilização social como ferramenta eficaz de transformação ambiental. A experiência do CLZ mostra que, ao estimular a corresponsabilidade dos consumidores e valorizar a cadeia da reciclagem, é possível reduzir descartes inadequados, fortalecer práticas de economia circular e construir cidades mais conscientes, resilientes e ambientalmente responsáveis.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

(iv) Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente - ABREMA. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2024**. São Paulo: ABREMA, 2024. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. Acesso em: 25 jan. 2025.

BALBUENO, Laís Ribeiro et al. **Tratamento de resíduos sólidos no município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil, correlacionado com dados externos.** Interações (Campo Grande), v. 22, p. 883-905, 2021.

(iv) BARCIOTTE, Maria Lúcia; SACCARO JUNIOR, Nilo Luiz. **Sensibilização e mobilização dentro da Política Nacional de Resíduos Sólidos: desafios e oportunidades da educação ambiental**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), 2012. (Texto para Discussão, n. 1755).Disponívelem:https://portalantigo.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/TDs/td_1755.pdf. Acesso em: 29 maio 2025.

(iii) BRASIL**.** Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

(iv) COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DE CAXIAS DO SUL. Site Oficial. Disponível em <http://www.codeca.com.br/> Acesso em: 25 mai. 2025.

COSTA, João Pinto et al. **The role of legislation, regulatory initiatives and guidelines on the control of plastic pollution.** Frontiers in Environmental Science, v. 8, p. 104, 2023.

(iv) IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares da Amostra.** Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: https://censo2022.ibge.gov.br.

(iv) INSTITUTO LIXO ZERO BRASIL – ILZB**.** Instituto Lixo Zero Brasil. Disponível em: https://lixozero.org.br. Acesso em: 13 jun 2025.

OLIVEIRA, CM; . **O papel do farmacêutico na logística reversa de medicamentos no Brasil: uma revisão integrativa.** Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento , [S. l.] , v. 1, pág. e30611124854, 2022.

(iv) PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS (1ª REVISÃO) PMGIRS, 2024 CAXIAS DO SUL / RS, 2024. Acesso em: 15 jan. 2025.

(ii) PRATA, J. C., Silva, A. L. P., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Walker, T. R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Solutions and Integrated Strategies for the Control and Mitigation of Plastic and Microplastic Pollution. International journal of environmental research and public health.

(iv) SANTOS, Marco Aurélio dos et al. **Poluição do meio ambiente.** Rio de Janeiro: LTC, 2017.

(iv) WWF. **Living Planet Report** - 2019: Aiming Higher. Grooten, M. and Almond, R.E.A.(Eds). WWF, Gland, Switzerland.

ZERO WASTE INTERNATIONAL ALLIANCE (ZWIA). *ZW Definition of Zero Waste*. 2018. Disponível em: https://zwia.org/zero-waste-definition/. Acesso em: 10 jul. 2025..

ID 194. Reflexões acerca da dimensão dos riscos associados aos resíduos sólidos gerados em eventos extremos: estudo de caso no município de Muçum - Rio Grande do Sul - Brasil.

Vania Elisabete Schneider[1], Izaias Rodrigues de Souza Neto[1], Elisa Hoeppner[2], Isabell Eloise Hoeppner Radice[3], Julia Scholl[3], Arthur Bispo Ferreira[4], Fabiana Alves Fiore[4]

[1] Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (PRORH) e em Engenharia Civil (PROEC); Instituto de Pesquisas sobre Desastres/Universidade Federal de Sergipe-SE (veschnei@ucs.br, izaiasnetoengcivil@gmail.com);
[2]Programa de Pós-Graduação em Administração, PPGA/Universidade de Caxias do Sul-RS (elisa.hoeppner@hotmail.com);
[3]Ensino fundamental CETEC - Universidade de Caxias do Sul (IEHRadice@ucs.br, JScholl@ucs.br);
[4]Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Estadual de São Paulo Júlio de Mesquita Filho (UNESP) (arthur.ferreira@unesp.br, fabiana.fiore@unesp.br)

Abstract

Solid waste classified as **involuntary remnants**, originating from disasters, whether natural or anthropogenic, is a pressing issue. The quantification and characterization of solid waste generated during disaster situations remains limited in developing countries, creating an urgent need for action. This is in stark contrast to the integrated waste management planning in developed nations. In Brazil, the year 2023 recorded the highest number of disasters in its historical series, most of which were associated with hydrological events. In the state of Rio Grande do Sul, the unprecedented tragedies that occurred between 2023 and 2025, devastating cities, causing significant human and material losses, and challenging the response capacity of both the public authorities and society in the face of climate change, were of a scale never seen before. The events that occurred in 2023 and 2024 led to significant socio-environmental impacts, particularly due to the massive generation of solid waste of various types. This study, uniquely, aimed to estimate the types and volumes of solid waste generated during these events, with a specific and detailed focus on the municipality of Muçum in the state of Rio Grande do Sul, Brazil—one of the most severely affected areas in the Vale do Taquari region. The resoults show that extreme events increase the environmental vulnerability of the region and the generation of solid waste in the municipality of Muçum, arousing concern about the impacts that may occur and the development of public tools to manage this waste.

Keywords: *Natural disaster waste; Involuntarily waste; Hydrological events*

1. INTRODUÇÃO

Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2023), o aumento na frequência e intensidade de eventos extremos está relacionado ao aquecimento global. No Brasil, os desastres vêm sendo monitorados pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) que, no ano de 2023 registrou o maior número de desastres de sua série histórica. Dentre as ocorrências, mais de 60% estavam associadas a eventos hidrológicos (CEMADEN, 2024).Neste cenário, o Rio Grande do Sul - Brasil, historicamente afetado por variações climáticas intensas foi afetado entre o final de abril e o início de maio de 2024, por fortes chuvas causando cheias extraordinárias e deslizamentos. O evento se concentrou quase exclusivamente na Bacia do Rio Guaíba, com precipitação registrada considerada como a mais intensa já observada no Brasil, considerando áreas afetadas de 2.000 a 100.000 km² e períodos de 3 a 14 dias (COLLISCHONN *et al*., 2024). Os eventos ocorridos em 2023 e 2024 resultaram em impactos socioambientais de grandes proporções, com destaque para a geração massiva de resíduos sólidos das mais diversas tipologias tornando-se um dos maiores desafios para a recuperação ambiental e urbana do estado.

Os resíduos sólidos, via de regra, decorrem das atividades humanas em sociedade e sua composição, quantidade e riscos associados estão relacionados às matérias primas e insumos utilizados nos processos, às escolhas e hábitos dos usuários (Merloto *et al*., 2023). No entanto, restos involuntários são produzidos em áreas de ocupação humana em função das transições de matéria nos ciclos biogeoquímicos e, em alguns casos, como consequência indireta da ação humana nessas áreas. Dentre os resíduos de geração involuntária estão aqueles oriundos dos desastres, definidos como perturbações de funcionamento de uma comunidade ou sociedade derivados de acontecimentos perigosos que acarretam perdas (UNDRR, 2017), podendo ser classificados em naturais ou antropogênicos (Prasad; Francescutti, 2024). Dentre os desastres naturais está a ocorrência de chuvas intensas (Marengo *et al*., 2020), que podem acarretar enchentes nas calhas dos cursos d'água, o transbordamento e inundações causando elevadas perdas (Tucci, 2012). A quantificação e caracterização desses resíduos ainda é incipiente nos países em desenvolvimento, mesmo estando o planejamento para o seu manejo previsto em países desenvolvidos há mais de três décadas (USEPA, 1995). No entanto, o impacto associado a esses resíduos vem se manifestando também nesses territórios, pois estima-se que um único desastre pode gerar de 5 a 15 vezes a quantidade de resíduos produzida anualmente pela comunidade afetada (Reinhart; McCreanor, 1999). Dentre esses resíduos, destacam-se os orgânicos alimentícios e de vegetação; domiciliares e industriais; do comércio; da construção civil (inclusive solos e rochas); automotores e eletroeletrônicos (em especial da linha branca) (Brown *et al.* (2011.

As pesquisas evidenciam que a quantidade de resíduos gerada em cada desastre varia em função do tipo de desastre e da área afetada (Hirayama *et al.*, 2009).

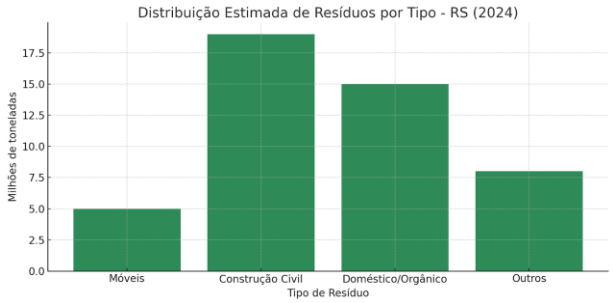
Dentre as metodologias utilizadas para a quantificação dos resíduos gerados em desastres está a realização de estimativas com o uso de ferramentas de geoprocessamento (USEPA, 2008) bem como as realizadas a partir do uso de dados de estudos de casos de desastres ocorridos para a geração de taxas de geração por domicílio afetado (Hirayama *et al.*, 2009). No Brasil, as pesquisas relacionadas aos resíduos de desastres destacam a importância da instituição de política pública para a gestão dessa classe de resíduos ainda não estabelecida no país (Mendes, 2021); apresentam estudos de casos contendo estimativas e composição dos resíduos gerados (Scatolini; Bandeira, 2020), e a realização de entrevistas para a determinação da percepção de geração de resíduos (Mello *et al*., 2021).

No Rio Grande do Sul, em setembro de 2023, as fortes chuvas que atingiram principalmente o Vale do Taquari, deixaram mais de 359 mil pessoas afetadas, 21 mil desalojadas e 54 mortes confirmadas. Embora não haja uma estimativa consolidada da quantidade total de resíduos sólidos gerados nesse evento, foi amplamente relatado o acúmulo de entulhos, móveis, eletrodomésticos inutilizados e outros rejeitos espalhados pelas ruas e áreas urbanas por semanas após o desastre, com a retirada de 123.000 toneladas de entulhos em 9 municípios (SEMA, 2023). O volume de entulhos retirados, por município, no Vale do Taquari está apresentado na Figura 1.

Figura 1. Volume de entulhos retirados por município no Vale do Taquari em 2023.

Em maio de 2024 um evento ainda mais severo, afetou mais de 2,4 milhões de pessoas e 478 municípios. O volume de resíduos gerados alcançou proporções inéditas, estimando-se uma geração aproximada de 47 milhões de toneladas de resíduos, incluindo: 5 milhões de toneladas de móveis destruídos, 19 milhões de toneladas de resíduos da construção ivil, além de resíduos domésticos e orgânicos, animais mortos e materiais contaminados, conforme mostrado na Figura 2 (Brasil de Fato,2024; Folha de S. Paulo, 2024). Em Porto Alegre, mais de 27 mil toneladas de resíduos foram recolhidas somente nas primeiras semanas após as enchentes (Folha de S. Paulo, 2024). Já no município de Canoas, o volume retirado das áreas alagadas chegou a 120 mil m3, o equivalente à produção de 15 meses em condições normais. Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), esse volume supera até mesmo o de regiões em guerra, como a Faixa de Gaza (Brasil de Fato, 2024).

Figura 2. Distribuição estimada por tipologias de resíduos no Rio Grande do Sul no desastre ocorrido em 2024.



Fonte: Brasil de Fato, 2024; Folha de S. Paulo (2024)

A quantidade e diversidade dos resíduos gerados nas enchentes do RS exigiram a criação de normas emergenciais por parte da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) e da Secretaria do Meio Ambiente (SEMA), estabelecendo procedimentos para o manejo e a destinação adequada dos resíduos oriundos da catástrofe. Essas normas visam prevenir riscos sanitários e ambientais, sobretudo relacionados a resíduos perigosos, resíduos de serviços de saúde, animais mortos e rejeitos contaminados. Além disso, foram criadas áreas provisórias de descarte, com exigência de regularização ambiental por parte dos municípios afetados (FEPAM, 2024). Organizações da sociedade civil também alertaram para a exclusão de catadores e recicladores, que encontraram para retomar suas atividades diante do volume e do estado dos materiais coletados (A Pública, 2024).

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi estimar as tipologias e quantidades de resíduos sólidos gerados em desastres naturais, por meio de estudo de caso no município de Muçum - Rio Grande do Sul - Brasil. Objetivou-se ainda identificar o uso e ocupação do solo no município, associar às potenciais tipologias de resíduos potencialmente gerados nas áreas afetadas e, analisar os riscos e potenciais impactos associados aos resíduos gerados ao assoreamento dos recursos hídricos.

3. METODOLOGIA

Trata-se de um estudo de caso aplicado, subsidiado por dados quanti-qualitativos, que traz uma abordagem exploratória para compreensão de fato real (Yin, 2015), que possa garantir a produção de subsídios extrapoláveis para outras situações de desastres. O estudo fundamenta-se ainda em uma análise documental com base em dados públicos que retratam as ocorrências e as estimativas de resíduos gerados no município durante os eventos de 2023 e 2024, que segundo Fontana e

Pereira (2023) fundamenta-se em documentos diversos com objetivo de encontrar informações relativas ao objetivo da mesma.
Uma vez levantadas as informações de interesse, os dados foram organizados de acordo com os ítens que pode compor um domicílio, agrupados em 7 categorias: eletroeletrônicos, eletrodomésticos, materiais orgânicos, líquidos, móveis e utensílios, material de construção e higiene básica.
Muitos dos itens elencados não foram encontrados com a quantidade exata por domicílio. Sendo assim, a pesquisa foi dividida em duas etapas: itens existentes em dados oficiais, cujo número encontrado foi multiplicado pelo número estimado de domicílios do Brasil (70 milhões em 2010 segundo IBGE, 2022); itens para os quais não existem dados oficiais, estimou-se percentualmente por meio informações encontradas em sites de comércio de grande circulação como Amazon, Magazine Luiza, Mercado Livre, etc…
A estimativa para o município de Muçum, como não existem dados oficiais específicos, derivou de uma combinação de informações demográficas percentualmente em relação aos dados nacionais. Neste sentido partiu-se do número de domicílios em Muçum (1.785) aplicando-se então os percentuais nacionais convertidos em números decimais. A média encontrada foi multiplicada pelo número de domicílios, estimando-se assim a quantidade total de itens por domicílio.

Área de Estudo
O município de Muçum localiza-se no Vale do Taquari, no estado do Rio Grande do Sul com uma população estimada de 4.700 habitantes (IBGE 2022). Sua área territorial é de aproximadamente 110 km² com uma altitude média de 60 metros. A economia está voltada para a agricultura familiar, vitivinicultura, turismo rural e pequenas indústrias. Apesar do Brasil sofrer com deficiência de dispositivos de infraestrutura de drenagem, no Rio Grande do Sul, por exemplo, cerca de 24,48% dos moradores em domicílios particulares responderam não haver boca de lobo/bueiro no seu entorno no último censo, em Muçum esse percentual cai para 4,66% (IBGE, 2022). Ainda assim o município foi um dos que mais sofreu com as enchentes de setembro de 2023 e maio de 2024 com o transbordamento do rio Taquari, arrastando casas, comércios, indústrias e pontes e deixando grande parte da cidade submersa. O evento resultou em várias mortes, centenas de desabrigados e danos severos à infraestrutura urbana e rural. A cidade passou a integrar as prioridades da Defesa Civil do RS e do Governo Federal para ações de mitigação, reassentamento e adaptação climática. Os desafios atuais concentram-se na reconstrução de moradias e infraestrutura; realocação de famílias em áreas de risco; fortalecimento da defesa civil municipal; investimento em obras de contenção e drenagem; preservação da memória e da identidade cultural local, evidenciando-se que a problemática dos resíduos sólidos não está entre as preocupações do poder público, cuja problemática pode ser agravada com novos eventos pela disposição não planejada dos resíduos gerados nos eventos contribuindo ainda mais para os impactos aos corpos hídricos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados obtidos e sistematizados, agrupados em categorias para cada domicílio estão expressos na Tabela 1, divididos no valor total que existiria no município dos itens apurados e o valor estimado com base em 80% do que seriam os domicílios atingidos em 2023 (70%) e em 2024 (80%) segundo Agência Brasil (2024). A fonte aponta ainda que aproximadamente 85%, segundo dados da prefeitura, da área urbana do município é considerada inundável, se considerado o patamar de risco diante de novos eventos. Considerando-se que 70% da cidade foi inundada em novembro de 2023, e que boa parte da área urbana foi levada pelas águas, e que em 2024 parte do que ficou de pé em 2023, foi levada, e outras que não tinham sido atingidas, ou que se recompuseram, foram afetadas, perdendo novamente os bens. Ou seja, domicílios que não foram arrastados pelas águas em 2023, perderam seus bens 2 vezes. Esses números indicam que uma parte expressiva da área urbana de Muçum foi impactada pelas enchentes recentes, com estimativas que variam entre 70% e 85%, dependendo do momento e da abrangência considerada (centro urbano, área total, regiões de risco). Levantamento da Agência Brasil informa que aproximadamente 80% da área urbana de Muçum foi inundada cerca de 50 dias após o evento, em maio/junho de 2024. Essas porcentagens são estimativas baseadas em relatórios e levantamento preliminares (prefeitura, Agência
Brasil). Mapeamentos oficiais ou GIS podem alterar esses valores conforme novos estudos sejam concluídos.

Tabela 1. Síntese das tipologias potencialmente existentes no município de Muçum

Resíduos	Tipologia	Quantidade
Eletroeletrônicos	Celulares, Televisores, Computador / Laptop, Vídeo Games, Roteador Wi-Fi, Monitor de computador, Calculadora, impressora, Relógio digital	**Total: 6.257,31 unidades Estimativa: 5.005,80**
Eletrodomésticos	Microondas, Ar Condicionado, Geladeira, Fogão, Lâmpada, Aspirador de pó, Aspirador de pó robotizado, Máquina de lavar, Liquidificador, Batedeira, Cafeteira, Forno, Forno elétrico, Torradeira, Ferro de passar, Ventilador,	**Total: 28.971,01 unidades Estimativa: 23.176,81**

	Ventilador de teto, Secador de cabelo, Chuveiro, Máquina de lavar louça, Airfryer	
Líquidos	Água, Sucos, Cerveja, Vinhos, Refrigerantes, Energético, Leite, Óleo, Molhos, Álcool em gel*, Vinagre*	**Total: 727.517 garrafas/ *8.613 litros Estimativa: 727.517 garrafas/ *6.890,40 litros**
Móveis e utensílios	Privadas, Lençol, Travesseiro, Toalha de banho, Toalha de mesa, Livros, Caderno, materiais de desenho, Faca, Colher, Prato, Panelas, Garfo, Mesas, Armários, Cadeiras, Relógio de parede, Relógio de pulso, Calçados, Roupas, Maquiagens, Perfume (frasco), Vassoura, Esfregão, Pano, Abajur, Cama Colchão, Cabides, Quadros, Balcão, Sofá, Estante	**Total: 650.586 unidades Estimativa: 520,47**
Materiais de construção	Cimento, Tijolo, Madeira, Telhas, Lajes	**Total: 6787 unidades Estimativa: 5.509,60**
Objetos de higiene básica	Escova de dente, Escova de cabelo, Pasta de dente, Creme de cabelo, Sabonete em barra, Desodorante, Creme de corpo, Papel higiênico, Fio dental*, Enxaguante bucal**, Shampoo**, Condicionador**, Sabonete líquido**, Produtos de limpeza**	**Total: 3.215.011 unidades/ *912.000 metros/ **81689,8 litros Estimativa: 2.572,01 unidades/ *729,60 metros/ **65.351,84 litros**

Fonte: Brasil, 2024; FEPAM, 2024; IBGE, 2022, ISCIWEB, 2023.

Os valores apresentados na Tabela 1 apontam para a possibilidade de aumento da frequência de eventos sem precedentes como os registrados em 2024, descritos por Alcântara *et al*. (2024) como resultantes de uma combinação de padrões climáticos extremos, mudanças climáticas e desencadeados por uma confluência de fatores, ressalta a vulnerabilidade da região a episódios do tipo. Combinado a isso, a estimativa, realizada neste estudo, do número de resíduos gerados no município de Muçum nesses eventos desperta uma preocupação com os impactos ambientais que podem acontecer. Como explicado por Mello *et al.* (2021), a quantidade e a complexidade desse tipo de resíduo intensificam-se na ocorrência desse tipo de desastre, comprometendo assim as ações de resposta e de recuperação.

A respeito de ferramentas públicas de gestão de resíduos sólidos, o que se sabe é que apesar da obrigatoriedade de todos os municípios apresentarem um plano de gestão integrada de resíduos sólidos conforme a Lei nº 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a prefeitura municipal de Muçum ainda não elaborou tal documento. Ainda sobre isso, o Plano Municipal de Saneamento Básico do município elaborado em 2013, por sua vez, trata do tema, contudo sem detalhes no que se refere à resíduos oriundos de desastres (Prefeitura Municipal de Muçum, 2014). E recentemente a prefeitura anunciou que o Plano de Contingência do município foi atualizado depois das enchentes de 2024, ele já foi registrado no Sistema Integrado de Informações sobre Desastres S2iD e em breve será apresentado à população para consulta e sugestões, segundo o portal Agora no Vale (2024).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Rio Grande do Sul viveu entre 2023 e 2025 uma sucessão de desastres que não podem mais ser considerados eventos isolados. Esses eventos são expressão direta de um cenário climático em mutação, que exige ação coordenada, planejamento integrado e investimento contínuo em resiliência, prevenção e justiça ambiental. Esses eventos, expõem a urgente necessidade de políticas públicas voltadas à gestão de resíduos em situações de desastre, com planejamento prévio, estrutura de resposta rápida e inclusão de todos os atores sociais envolvidos. A experiência do estado deve servir de alerta e modelo para outras regiões vulneráveis a eventos climáticos extremos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGORA NO VALE. Muçum atualiza plano de contingência com foco em eventos climáticos extremos. Agora no Vale, Vale do Taquari, [S. l.], 12 out. 2024. Disponível em: https://agoranovale.com.br/noticias/valedotaquari/mucum-atualiza-plano-de-contingencia-com-foco-em-eventos-climaticos-extremos/. Acesso em: 15 jul. 2025.

ALCÂNTARA, Enner et al. Unprecedented flooding in Porto Alegre Metropolitan Region (Southern Brazil) in may 2024: causes, risks, and impacts. 2024.

A Pública (2024). *Catadores não conseguem trabalhar após chuvas*. Disponível em: https://apublica.org

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Em 2023, Cemaden registrou maior número de ocorrências de desastres no Brasil. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/noticias/2024/01/em-2023-cemaden-registrou-maior-numero-de-ocorrencias-de-desastres-no-brasil>. Acesso em: 10 jul. 2025.

Brasil (2024) Relatório P2 – Eficiência Energética no Setor Elétrico. Ministério de Minas e Energia. https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/ee/publicacoes-e-estudos/RelatorioP2_Final.pdf (accessed 18 June 2025)

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 15 jul. 2025.

Brasil de Fato (2024). *ONU: cheias no RS geraram mais lixo do que a guerra em Gaza*. Disponível em: https://www.brasildefato.com.br

CEMADEN – Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. *Relatórios de Situação – Eventos Extremos no RS (2023, 2024, 2025)*. São José dos Campos: MCTI. Disponível em: http://www.cemaden.gov.br. Acesso em: jul. 2025.

Charlotte, B.; Mark, M.; Erica, S.. Disaster waste management: A review article. Waste Management, Volume 31, Issue 6, 2011. Pages 1085-1098. ISSN 0956-053X. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.027.

COLLISCHONN, Walter et al. Chuvas sem precedentes de abril a maio de 2024 no Sul do Brasil definem novo recorde. 2024.

Defesa Civil do Rio Grande do Sul. *Relatórios de Ocorrências e Situação de Emergência – RS (2023–2025)*. Porto Alegre: Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: https://defesacivil.rs.gov.br/. Acesso em: jul. 2025.

Emater/RS-Ascar – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural. *Boletim Técnico da Agricultura e Seca no Rio Grande do Sul – Janeiro a Março de 2024*. Porto Alegre: Emater/RS, 2024. Disponível em: https://www.emater.tche.br. Acesso em: jul. 2025.

FEPAGRO – Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (incorporada à Emater/RS). *Impactos da Seca de 2024 na Produção Agrícola Gaúcha*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 2024.

FEPAM (2024). *Atualização das áreas provisórias para destinação de resíduos*. Disponível em: https://www.fepam.rs.gov.br

FEPAM (2024) Destinação de resíduos das enchentes. [PDF file] file:///C:/Users/finan/Downloads/06202331-cartilha-orientacoes-gerais-para-areas-rurais-que-foram-atingidas-por-desast.pdf (accessed 17 June 2025)

FIORE, F.A; RUTKOWSKI, E.W. Resíduos Sólidos no Brasil – Afinal, o que são? InterfacEHS Revista de saúde, meio ambiente e sustentabilidade, v. 8, n. 3, p. 101-123, 2013.

Folha de S. Paulo (2024). *Cidades ficam empilhadas de lixo no RS*. Disponível em: https://www1.folha.uol.com.br

Fontana F., Pereira A. C. T. (2023) Pesquisa documental. In: Magalhães Júnior C. A. O., Batista M. C. (eds) *Metodologia da pesquisa em educação e ensino de ciências*, 2nd ed. Ponta Grossa: Atena, pp. 42–58.

Governo do Estado do Rio Grande do Sul. *Plano Estadual de Adaptação às Mudanças Climáticas (em elaboração)*. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA-RS), 2025.

G1 / Agência Brasil / Jornal Zero Hora. ZH (Zero Hora). *Cobertura Especial das Enchentes de 2023 e 2025*. Grupo RBS. *Tragédias no RS: linha do tempo, número de mortos e impacto por município*. Globo, 2023–2025. Agência Brasil. *Seca e cheias extremas no Sul: uma crise climática em curso*. EBC, 2024.

Hirayama, N., Kawata, Y., Suzuki, S., Harada, K., 2009. Estimation procedure for potential quantity of tsunami debris on tsunami earthquake disasters. In: Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA Publisher, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. *Sixth Assessment Report: Climate Change 2023 – Synthesis Report*. Geneva: IPCC, 2023. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-cycle/. Acesso em: jul. 2025.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2022) Características dos domicílios – Censo 2022. *IBGEeduca*. https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/populacao/22064-caracteristicas-dos-domicilios-censo-2022.html (accessed 12 June 2025)

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2022). Moradores em domicílios particulares permanentes ocupados, em setores censitários selecionados para a Pesquisa Urbanística do Entorno dos Domicílios, por sexo, grupos de idade e características do entorno por bueiro, iluminação pública, calçada e rampa para cadeirante. 2022. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/tabela/9587. Acesso em: 17 jul. 2025.

Instituto de Ciências Sociais, Cultura e Inovação – ISCIWEB (2023) Revista ISCIWEB, n. 5. https://www.isciweb.com.br/revista/4247 (accessed 24 June 2025)

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). INMET. *Boletins Meteorológicos e Avisos Especiais – Sul do Brasil (2023–2025)*. Brasília: Ministério da Agricultura e Pecuária. Disponível em: https://www.gov.br/inmet. Acesso em: jul. 2025.

Mello et al. (2021). Disaster waste: Characterization and quantification applied to an intense rain event. RBCIAMB | v.56 | n.3 | Sept 2021 | 517-530 - ISSN 2176-9478. https://doi.org/10.5327/Z217694781007.

Marengo J. A. et al.. Changing Trends in Rainfall Extremes in the Metropolitan Area of São Paulo: Causes and Impacts. Frontiers in Climate. Vol. 2 – 2020. DOI: 10.3389/fclim.2020.00003.

MENDES, João Múcio Amado. Gestão de resíduos de desastre e seus desafios regulatórios. 2021. Tese (Doutorado em Direito Civil) - Faculdade de Direito, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021. doi:10.11606/T.2.2021.tde-06052022-121514. Acesso em: 2025-07-10.

MERLOTO et al. Avaliação da qualidade dos planos de resíduos sólidos: estudo de caso na região das Bacias PCJ. Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente, V. 61, p. 242-259, 2023.

Prasad AS, Francescutti LH. Natural Disasters. International Encyclopedia of Public Health. 2017:215–22. doi: 10.1016/B978-0-12-803678-5.00519-1. Epub 2016 Oct 24. PMCID: PMC7171902.

PREFEITURA MUNICIPAL DE MUÇUM. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Planejamento. Plano Municipal de Saneamento Básico de Muçum – RS. Muçum, fev. 2014. Documento online. Disponível em: https://app.rios.org.br/index.php/s/Cq6Dw7WT49oagWf?path=%2Fmucum-rs. Acesso em: 15 jul. 2025.

Reinhart and McCreanor, 1999. Reinhart, McCreanor, 1999. Disaster Debris Management – Planning Tools.

ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL – SEMA. *Operação para destinação de resíduos segue no Vale do Taquari*, 01 dez. 2023. Disponível em: <…>. Acesso em: jul. 2025.

Scatolini, F., & Bandeira, R. A. de M.. (2020). Desastres como oportunidade de implementação de políticas de gerenciamento de resíduos de construção e demolição no Brasil: chuvas de Nova Friburgo (RJ), 2011. Engenharia Sanitaria E Ambiental, 25(5), 739–752. https://doi.org/10.1590/S1413-415220202018053.

TUCCI, C. E. M. Gestão da drenagem urbana Distrito Federal: CEPAL. Escritório no Brasil/IPEA, 2012.

United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNDRR). 2017. The Sendai Framework Terminology on Disaster Risk Reduction. "Disaster". Accessed 7 July 2025. https://www.undrr.org/terminology/disaster.

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). NUCLAM/UFRGS. *Eventos Climáticos Extremos no RS: análise e prognóstico*. Porto Alegre: Núcleo de Climatologia Aplicada da UFRGS, 2024.

USEPA. Planing for disaster debris. In: Wastes Department (Ed.), 1995.

Wikipedia (2023). *Enchentes no Rio Grande do Sul em 2023*. Disponível em: https://pt.wikipedia.org

ID 195. COMPARACIÓN DE PROCESO MECÁNICO VS QUÍMICO PARA EL RECICLAJE DE PÁNELES SOLARES: UNA RUTA SUSTENTABLE PARA LA OBTENCIÓN DE COMPONENTES

Giselle H-Brenes, Germán Giácoman Vallejos, Avel Adolfo González, Inés Riech.
Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Av. Industrias no contaminantes S/N, Mérida, Yucatán. México.
giselle.brenes96@gmail.com, giacoman@coreeo.uady.mx, ines.riech@correo.uady.mx, avel.gonzalez@correo.uady.mx

Palabras clave: Reciclaje; Páneles Solares; Procesos Mecánicos

Abstract

The growing global energy demand has triggered an increase in the adoption of renewable sources such as solar panels. Solar panels have a useful life of 25 to 30 years, after this period, are dismantled. With the increasing number of photovoltaic installations, it is estimated that by 2050 there will be 60 to 70 million tons of photovoltaic waste. To mitigate the environmental impact of this waste, various recycling methods have been developed. Thermal and chemical processes are the most common; but they generate toxic solvent residues and emit harmful gases. Many of these methods recover only silicon and metals, while other materials like the encapsulant and glass, are often discarded, limiting the overall resource efficiency of the process. This study evaluates mechanical methods for the recovery of glass, polymers, solar cells, and metals. First, a heat gun was used to soften the encapsulant and peel off the backsheet. Once softened, a knife was used to separate the glass, obtaining intact pieces. The resulting samples, consisting of solar cells with encapsulant, were then milled and sieved. A density-based separation was performed to remove residual encapsulant and isolate the solar cells. This method enables the recovery not only of the solar cells and metals but also of the glass and encapsulant, which are often discarded in conventional processes. In comparison with thermal and chemical recycling methods, this mechanical route avoids the emission of toxic gases and hazardous waste. It offers a cleaner, more energy-efficient, and environmentally friendly alternative.

INTRODUCCIÓN

En la última década, la energía solar fotovoltaica creció aceleradamente, pasando de 131,196 GWh en 2013 a 1,281,654 GWh en 2022 (IRENA, 2024). Con una vida útil de 25–30 años, se estima que para 2025 existirán entre 60 y 70 millones de toneladas de desechos fotovoltaicos. (IRENA & IEA, 2016). Los páneles de celdas de silicio cristalino predominan el mercado con alrededor del 80% de módulos instalados (Tokoro et al., 2021). Estas celdas pueden contener plomo (Pb) y estaño (Sn), usados en cintas y soldaduras, así como cobre (Cu) en conexiones. Sus lixiviados representan un riesgo ambiental, por lo que el manejo y disposición de Páneles solares deben realizarse adecuadamente para evitar impactos negativos en el

medio ambiente. (Sharma et al., 2021)

Ante esta situación, se han creado procesos de reciclaje de páneles solares como posible solución. Los métodos más comunes son los térmicos y químicos, y su uso va en dependencia al material a obtener: silicio o celda fotovoltaica en oblea.

Un panel fotovoltaico está compuesto de placa posterior (backsheet), encapsulante de Acetato de Etil Vinilo (EVA, por sus siglas en inglés), celda solar, conectores y un marco de aluminio. El marco de aluminio junto con la caja de conexiones, son desmantelados físicamente antes de cualquier proceso. Los métodos térmicos, utilizan 500–800 °C, permitiendo recuperar silicio y metales, pero emiten gases tóxicos y desaprovechan materiales valiosos. (Fiandra et al., 2019).

Para obtener la celda completa, se emplea comúnmente el método químico, que utiliza solventes orgánicos para desprenderla. Sin embargo, el proceso puede durar más de 24 horas y suele dañar la celda, impidiendo su reutilización, por lo que no se considera una opción viable. (Azeumo et al., 2019). Para reducir los tiempos del proceso y mejorar su eficiencia, han implementado sistemas con baños ultrasónicos, y temperaturas, pero las altas frecuencias rompen la celda solar (Kim & Lee, 2012).

Aunque algunos países clasifican los desechos fotovoltaicos como residuos industriales o generales, la Unión Europea los considera residuos de equipos eléctricos y electrónicos (WEEE). Esta directiva exige que el reciclaje recupere no solo silicio y metales, sino también otros componentes, considerando además el impacto ambiental del proceso. (IRENA & IEA, 2016; K Sivagami et al., 2024). Con estas regulaciones, se han desarrollado técnicas combinadas de reciclaje. Azeumo et al. (2019) y Kang et al. (2012) separan por métodos físicos el vidrio y backsheet, para posteriormente llevarlos a tratamientos químicos y térmicos donde eliminan el encapsulante para obtener la celda solar. Recientemente Ali et al., (2024) utiliza herramientas de laser pulsado para la separación de componentes, obteniendo cada vez más materiales que usualmente son desechados, como lo hace también Chitra et al. (2020).

Utilizar métodos mecánicos ha demostrado efectividad para obtener mayor cantidad de componentes, sin embargo, muchas veces se de tratamientos secundarios químicos, que involucran solventes tóxicos, y térmicos, con emisiones de gases contaminantes. Este trabajo evalúa un proceso mecánico y químico para la recuperación de backsheet, vidrio,

encapsulante y celda solar. El proceso mecánico se basa en la combinación de técnicas de "peeling", corte y separación física, con el objetivo de preservar la integridad de los componentes, incluyendo el encapsulante, para evaluar su posible reutilización. El método químico se llevó a cabo con dos solventes: xileno y tolueno para evaluar la eficiencia para obtener vidrio y celda solar. Ambos enfoques fueron evaluados en términos de eficiencia de separación, preservación de la celda solar y viabilidad para su aplicación a mayor escala. Comparar el desempeño de estos métodos permite identificar ventajas y limitaciones, con miras a optimizar el proceso de reciclaje de páneles fotovoltaicos de manera más sustentable y efectiva.

OBJETIVOS

Evaluar proceso mecánico y químico para la recuperación de componentes de páneles solares de Silicio.

- Evaluar la separación de backsheet y vidrio
- Analizar la obtención del encapsulante.
- Evaluar la recuperación de celda solar.

METODOLOGÍA

Se utilizaron páneles fotovoltaicos de silicio provenientes de dos distintas marcas, identificándolas por el tipo de celda de cada módulo: monocristalino y policristalino. El marco de aluminio y la caja de conexiones fueron previamente desmantelados, y se cortaron muestras de 10 x 10 cm de cada panel.

Para retirar el backsheet de las muestras, se utiliza una pistola de calor marca Stanley con 2 flujos de aire: 300 L/min (1) y 500 L/min (2). Se controla la temperatura de la pistola, aplicando entre 60 - 70°C a la placa, después de unos minutos el backsheet es retirado por "peeling" utilizando pinzas

Método químico.

Parar el método químico se trabajó con muestras de 5 g llevadas a agitación con solvente, después de una 1 hora, fueron agitadas 15 min más con agua destilada, el vidrio precipita en el recipiente y es recolectado mediante filtración. Una vez retirado el vidrio, las muestras de celda con encapsulante son trituradas y posteriormente llevadas a un baño químico con solvente a 80 °C, con el fin de disolver el EVA, después de esto, se centrifugan por 30 min a 3500 RPM para separar las fases: EVA y celda.

Método mecánico

En el método mecánico, se aplica calor con una pistola entre
60 y 80 °C durante 3 minutos, luego se introduce una cuchilla entre el encapsulante y el vidrio para separarlos. El vidrio se recolecta, y la celda con EVA y conductores es recuperada. Las tiras conductoras se retiran con pinzas, y la muestra restante se tritura y tamiza con malla de 0.16 mm (N. 16). El material que pasa corresponde a celda solar con residuos de EVA. Para separarlos, se realiza un proceso de decantación: la muestra se agita en agua de mar durante 15 minutos, se decanta y se filtra.

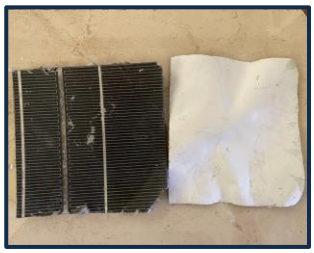
Obtención de encapsulante.

Después de tamizar, la parte remanente en la malla es EVA, el cual es llevado a un lavado químico con xileno, agitando por 15 minutos con solvente y 15 min con agua destilada. Las muestras son filtradas y el EVA recuperado analizado por espectrometría FTIR.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Se recuperó el backsheet de las muestras monocristalinas y policristalinas (figura 1). Se observó una diferencia en la calidad del EVA de la muestra policristalina, la cuál se trabajó con temperaturas entre 60-70 °C, en contraste con las monocristalinas que requirieron temperaturas de 80°C. Incrementar la temperatura en muestras policristalinas ablandaba el EVA al punto de dificultar la separación del backsheet adhiriéndose a este y dificultando su manipulación.

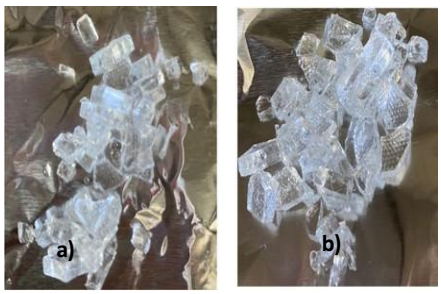
Figura 1. Backsheet separado de la muestra



Se recuperó vidrio con ambos métodos. En el químico, el tratamiento con xileno y tolueno permitió una recuperación completa y sin residuos visibles (Figura 2). En el método mecánico, se aplicó aire caliente como en el proceso anterior, logrando separar el vidrio; sin embargo, se observaron fragmentos de celda adheridos (Figura 3). Aunque el método químico obtuvo un vidrio más limpio, el método mecánico presenta mayor potencial de escalabilidad industrial. Con ajustes en el diseño del proceso, podría convertirse en una alternativa más sostenible y eficiente para el reciclaje de páneles fotovoltaicos.

Figura 2. Vidrio recuperado químicamente utilizando

a) Tolueno, b) Xileno



Las muestras recuperadas químicamente son trituradas y llevadas a baño químico, aquí se observa una aglomeración, se esperaría que Xileno disuelva el EVA, siendo ambos no polares y siguiendo el principio de “lo similar disuelve lo similar”, pero el EVA forma un gel con el solvente, aglomerándose y atrapando la celda solar imposibilitando su separación (figura 4).

Figura 3. Método mecánico de separación de vidrio, b) vidrio obtenido.

Las muestras mecanizadas tamizadas se agitaron en agua de mar (densidad ~1.03 g/cm³) para separar por densidad. La celda, con 2.329 g/cm³, se separó del EVA (0.93 g/cm³), que se decantó. Así, se recuperó la celda solar tras filtrado. La Tabla 1 muestra los pesos promedio obtenidos.

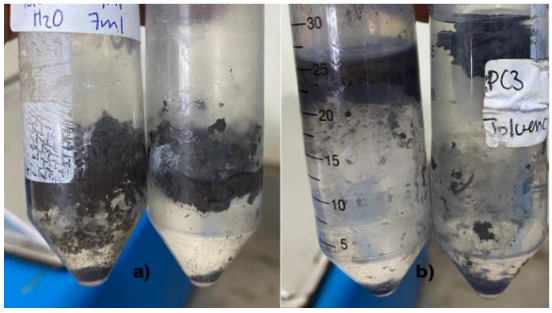


Figura 4. Muestras después de tratamiento químico a) Xileno, b) Tolueno.

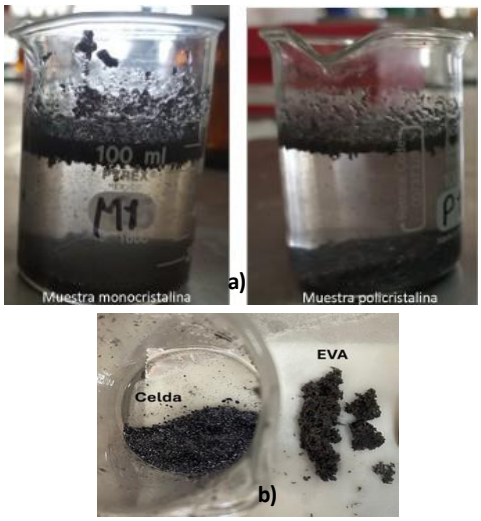
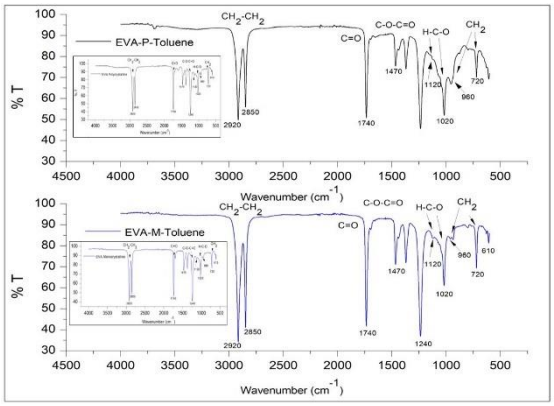


Figura 5. a) Muestras agitadas. b) Separación tras decantar y filtrar.

El EVA recolectado del tamiz contenía partículas de celda incrustadas por la trituración. Para su análisis, fue lavado con xileno (agitado 15 min) y luego con agua destilada, lo que permitió recuperar el polímero. El análisis FTIR (Figura 6) mostró picos característicos de los monómeros del EVA: acetato de vinilo (1740, 1240, 1020 cm^{-1}) y etileno (1470, 720 cm^{-1}), confirmando su identidad. Sin embargo, esta técnica no es suficiente para evaluar su calidad, por lo que se aplicó la metodología de Ramírez-

Hernández et al., (2019).

Figura 6. Espectrometría FTIR de EVA mono y policristalino – antes y después de tratamiento con Tolueno.



La calidad del EVA se evaluó relacionando el porcentaje de cristalinidad (%C) con el contenido de acetato de vinilo (%VA), ya que a bajo %VA el polímero actúa como termoplástico y a mayor %VA como elastómero. A partir de la segunda derivada en las bandas de flexión en 720 cm^{-1} (metilenos) y 730 cm^{-1} (cadenas de polietileno), se determinó el área bajo la curva y se aplicó la fórmula 1 para obtener %C y %VA. La Tabla 2 muestra estos valores antes y después del tratamiento.

Tabla 1. Pesos promedios - tratamiento mecánico

Muestra	Peso inicial (g)	B.S (g)	Vidrio (g)	EVA (g)	Celda (g)
Mono	245.4	11.1	196.9	19.5	10.04
Poli	246.1	11.5	198.4	21.9	10.52

El EVA del panel monocristalino presentó mayor %VA, lo que mejora sus propiedades como encapsulante y dificulta su separación. En cambio, el EVA de panel policristalino, con mayor %C y menor %VA, se comporta como termoplástico, siendo más susceptible a la temperatura durante la separación de vidrio y backsheet. El tolueno mostró un impacto significativo sobre el EVA proveniente de páneles policristalinos, lo que respalda que la efectividad del solvente está estrechamente relacionada con la composición inicial del encapsulante.

Tabla 2. Áreas y cálculo de %C

	EVA-M	EVA-P	EVA-M Xileno	EVA-P Xileno	EVA-M Tol	EVA-P Tol
Area 730 cm^{-1}	0.6307	1.153	0.5286	1.372	0.6070	1.390
Area 720 cm^{-1}	6.031	6.419	6.993	4.626	7.152	4.374
% C	10.45	17.96	7.55	29.65	8.48	34.77

El método mecánico demostró ser más eficiente y viable para su implementación industrial, al evitar el uso de solventes tóxicos y permitir la recuperación de todos los componentes. Su aplicación impulsa un enfoque innovador hacia la economía circular en el reciclaje de páneles fotovoltaicos.

REFERENCIAS

Ali, A., Shahid, M., Qadir, S. A., Islam, M. T., Khan, M. W., & Ahmed, S. (2024). Solar PV End-of-Life Waste Recycling: An Assessment of Mechanical Recycling Methods and Proposed Hybrid Laser and High Voltage Pulse Crushing Method. *Resources*, *13*(12), 169. https://doi.org/10.3390/resources13120169

Azeumo, M. F., Conte, G., Ippolito, N. M., Medici, F., Piga, L., & Santilli, S. (2019). Photovoltaic module recycling, a physical and a chemical recovery process. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, *193*, 314–319. https://doi.org/10.1016/j.solmat.2019.01.035

Chitra, Sah, D., Lodhi, K., Kant, C., Saini, P., & Kumar, S. (2020). Structural composition and thermal stability of extracted EVA from silicon solar modules waste. *Solar Energy*, *211*, 74–81. https://doi.org/10.1016/j.solener.2020.09.039

Fiandra, V., Sannino, L., Andreozzi, C., & Graditi, G. (2019). End-of-life of silicon PV panels : A sustainable materials recovery process. *Waste Management*, *84*, 91–101. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.035

IRENA. (2024). *RENEWABLE ENERGY STATISTICS 2024 STATISTIQUES D'ÉNERGIE RENOUVELABLE 2024 ESTADÍSTICAS DE ENERGÍA RENOVABLE 2024*. www.irena.org

IRENA, & IEA. (2016). End-of-Life Management Solar Photovoltaic Panels. *Photovoltaic Power Systems Programme* .

K Sivagami, Bose, S., Vinayak, A. K., Sreenivas, M., Ghosh, A., Narasimhan, M., & Gurumoorthy, A. V. P. (2024). Solar Panel Recycling from Circular Economy Viewpoint: A Review. *Applied Solar Energy (English Translation of Geliotekhnika)*, *60*(2), 328–345. https://doi.org/10.3103/S0003701X23601862

Kang, S., Yoo, S., Lee, J., Boo, B., & Ryu, H. (2012). Experimental investigations for recycling of silicon and glass from waste photovoltaic modules. *Renewable Energy*, *47*, 152–159. https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.04.030

Kim, Y., & Lee, J. (2012). Dissolution of ethylene vinyl acetate in crystalline silicon PV modules using ultrasonic irradiation and organic solvent. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, *98*, 317–322. https://doi.org/10.1016/j.solmat.2011.11.022

Ramírez-Hernández, A., Aguilar-Flores, C., & Aparicio- Saguilán, A. (2019). Fingerprint analysis of ftir spectra of polymers containing vinyl acetate. *DYNA (Colombia)*, *86*(209), 198–205. https://doi.org/10.15446/dyna.v86n209.77513

Sharma, H. B., Vanapalli, K. R., Barnwal, V. K., Dubey, B., & Bhattacharya, J. (2021). Evaluation of heavy metal leaching under simulated disposal conditions and formulation of strategies for handling solar panel waste. *Science of the Total Environment*, *780*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146645

Tokoro, C., Nishi, M., & Tsunazawa, Y. (2021). Selective grinding of glass to remove resin for silicon-based photovoltaic panel recycling. *Advanced Powder Technology*, *32*(3), 841–849. https://doi.org/10.1016/j.apt.2021.01.030

ID 196. Evaluación Ambiental de Residuos de Construcción y Demolición (RCD) como materia prima alterna bajo un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

de la Peña Garza, Mauricio; Montibeller González, Isabella; Naranjo Copestake, Sara; de Hoyos Guajardo, Enrique; Angulo Elizalde, Ana Yulissa; Cach Junco, Ivar Oswaldo; Paredes Figueroa, María G.

Universidad de Monterrey: Av. Ignacio Morones Prieto 4500-Pte, Zona Valle Poniente, 66238 San Pedro Garza García, N.L.
Cemex: Constitución 444, Centro, 64000 Monterrey, N.L.

mauricio.delapenag@udem.edu, isabella.montibeller@udem.edu, sara.naranjo@udem.edu,
enrique.dehoyosg@cemex.com
anayulissa.angulo@cemex.com
maria.paredesf@udem.edu
ivarcj@hotmail.com

Palabras Clave

Residuos de Construcción y Demolición (RCD)
Análisis de Ciclo de Vida (ACV)
Concreto de Retorno (CR)

Abstract

The cement industry is one of the most relevant sectors for infrastructure development, but also one of those that generates the greatest environmental impacts in terms of emissions and natural resource consumption. Among the main impacts of construction, Construction and Demolition Waste (CDW) stands out. Several strategies have been developed to mitigate it, where CDW has become an attractive global alternative to serve as recycled concrete aggregate, intending to partially substitute raw materials in the cement production process. This is driven by accelerated urban growth and the industry's intention to reduce quarry exploitation.

This study evaluates the environmental impact of CDW in Monterrey, Nuevo León, using a Life Cycle Assessment (LCA) approach. Conducted in collaboration with Regenera, a CEMEX subsidiary specialized in circularity solutions, two scenarios were compared: (i) the final disposal of CDW in state-authorized landfills combined with conventional clinker production phase from raw limestone, and (ii) its coprocessing as an alternative raw material in clinker production, specifically through the use of returned concrete as a partial substitute for limestone.

The environmental assessment was conducted in accordance with ISO 14040:2006 guidelines, delimiting the system from raw material extraction to clinker storage (stages A1–A3) and from on-site collection to its disposal or coprocessing (C2–C4, D). The assessment utilized the software SimaPro v.o. 9.6.0.1.

This study aims to establish a solid methodological basis to maximize the utilization of CDW in the cement production chain, providing empirical evidence to support decision-making in internal policies, the design of low-impact materials, and the transition towards a circular economy in the construction sector.

1. Introducción

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología alineada con la ISO 14040 y 14044 que analiza los impactos ambientales de un producto durante todas sus etapas. Permite detectar impactos clave y diseñar estrategias de mejora (European Union, 2018). En el sector de la construcción, el ACV ofrece una perspectiva cuantificada sobre las emisiones de carbono y otros impactos, permitiendo diseñar materiales con menor impacto ambiental.

Entre los desafíos que enfrenta el sector, destaca la gestión de los Residuos de Construcción y Demolición (RCD). De acuerdo

con colaboradores de Regenera, en México se generan anualmente 11.7 millones de toneladas de RCD, de las cuales el 11.96% proviene de Nuevo León, lo que equivale a 1.4 millones de toneladas. Solo una fracción mínima es gestionada adecuadamente: 20% se dispone, 3% se recicla y 1% se reutiliza (Regenera, 2025).

"Al realizar la gestión inadecuada de los RCD, disponiéndolos en vertederos, no solo se pierde el material potencialmente reutilizable, reciclable o valorizable, sino que además se afecta de manera negativa el entorno, ya que los RCD se depositan sin ningún tipo de separación previa" (Mejía et al., 2013).

Regenera, iniciativa ambiental de CEMEX, brinda soluciones de circularidad para extender el ciclo de vida de productos y materiales al reutilizarlos en productos de valor agregado. "Regenera utiliza residuos y subproductos industriales como sustitutos sostenibles de combustibles fósiles y materias primas naturales" (CEMEX, 2025). Este estudio evalúa los impactos ambientales de disponer o revalorizar concreto de retorno (CR) a partir de información primaria proveniente de las plantas de la empresa mencionada.

2. Objetivo General

Desarrollar un estudio bajo la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) del proceso de producción de clinker de la cuna a la puerta a partir de materia virgen o Residuos de Construcción y Demolición (RCD), comparando su disposición final en escombrera frente a su circularidad en la producción de cemento en Nuevo León.

3. Metodología

Para el desarrollo de esta investigación, se abordaron las vertientes de ACV Ambiental acorde a los lineamientos de la ISO 14040:2006 (Figura 1) y la propuesta de estrategias de mejora sostenibles.

Figura 1. Etapas principales en el proceso de Análisis de Ciclo de Vida (ISO 14040:2006).

El estudio evaluó dos escenarios de disposición final de RCD: la disposición de CR en escombrera (C2-C4) y su coprocesamiento en la cadena de producción del cemento (C2-C3, D). Para la etapa de producción (A1-A3) se realizó un análisis de sensibilidad. Al excluir las etapas desde A4 hasta C1 (lo que se encuentra fuera del recuadro punteado), el estudio tiene un enfoque de cuna a la puerta (Figura 2). La Unidad Funcional (UF) definida para este estudio corresponde a la gestión y disposición de una tonelada de RCD durante el año 2024, la cual se establece como flujo de referencia para el análisis.

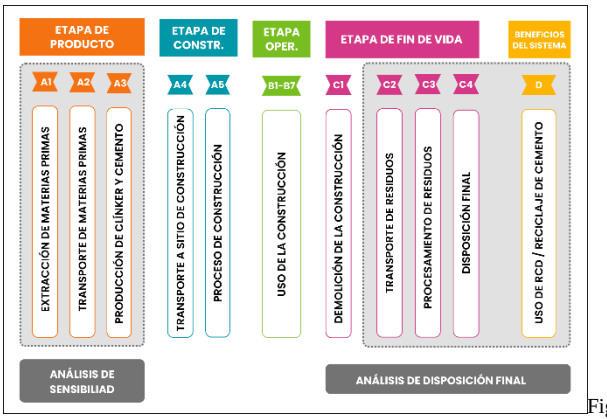


Figura 2. Etapas del ciclo de vida dentro de los límites del sistema.

Para la realización del Inventario de Ciclo de Vida (ICV), se utilizaron datos primarios de la producción de cemento de CEMEX y datos logísticos de Regenera.

El RCD que se evaluó fue el CR, técnicamente llamado Caliza Alterna Gris Triturada (CAGT). Este es concreto que al no ser empleado en obra, se traslada de regreso a la planta concretera para ser reintegrado en la cadena de producción como sustituto

parcial de la caliza o, en su defecto, para ser dispuesto en escombrera.

Dentro de las consideraciones para la modelación en SimaPro, se regionalizaron los datos en ambos análisis para adecuarlos a los procedimientos de CEMEX. Los transportes seleccionados se encuentran bajo la normativa EURO 4.

3.1 Análisis de disposición final

Para el análisis se consideraron cuatro plantas concreteras (fuente de CAGT) y una cementera (producción de clinker) ubicadas en la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM); así como tres escombreras en el estado de Nuevo León, donde la empresa dispuso CAGT en 2024.

En el escenario de reintegración de CAGT como materia prima alterna, se registró como producto evitado debido a que su recirculación equivale a una menor extracción de caliza virgen, generando una carga ambiental positiva en el sistema.

3.2 Análisis de sensibilidad

Para evaluar el impacto ambiental de la producción de clinker, se tomaron en cuenta los procesos de extracción de materias primas, transporte de materias primas y producción de cemento hasta la etapa de almacenamiento de clinker (A1, A2, A3). Este análisis se realizó considerando una tonelada de clinker producida como flujo de referencia, debido a que el escenario base no cuenta con la incorporación de RCD. Esto permitió comparar los escenarios con reintegración de RCD con el escenario convencional.

Los datos regionalizados para el análisis recaen en las etapas de extracción y transporte de caliza virgen. El resto de materias primas que fueron consideradas como entradas, no fueron modificadas al tratarse de materiales procesados por proveedores externos. Esto con el propósito de centrar el estudio en el impacto ambiental de la caliza, dado que es uno de los componentes principales y se sustituye parcialmente en el escenario comparativo.

El proceso de producción de clinker, ya sea con materia prima virgen o una mezcla alterna, no varía en cuanto a maquinaria ni combustibles empleados; su único diferenciador es la etapa de extracción y su transporte. En el caso convencional, la extracción es por medio de voladura y en el caso del CR como materia alterna, se considera su recolección en las plantas concreteras. Los límites del sistema de cada escenario se muestran en las Figuras 3 y 4.

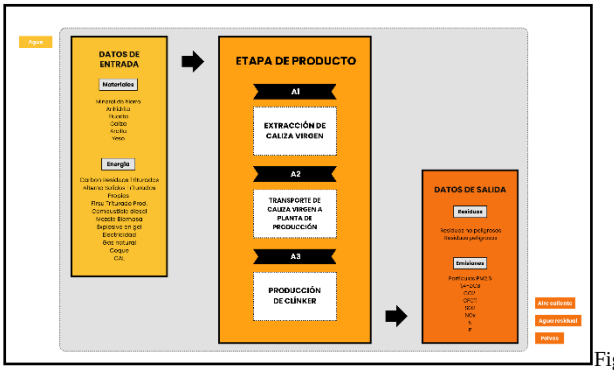


Figura 3. Etapas del ciclo de vida del cemento (A1-A3). Entradas y salidas de la producción de clinker convencional.

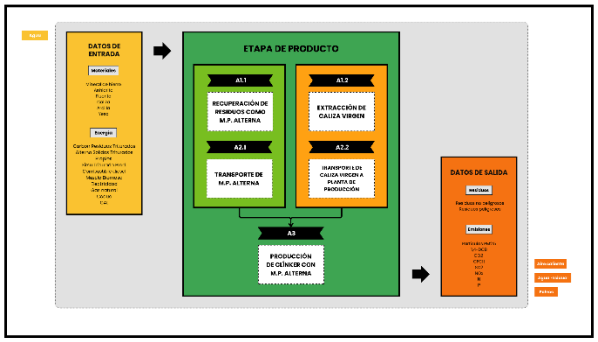


Figura 4. Etapas del ciclo de vida del cemento (A1-A3). Entradas y salidas de la producción de clinker a partir de materia prima alterna y virgen.

Para generar los porcentajes de sustitución de CAGT dentro de los escenarios alternos, se utilizó como límite máximo un 20%, ya que de acuerdo con los datos proporcionados por CEMEX, concentraciones más elevadas a dicho porcentaje han generado alteraciones en la mezcla, provocando una mayor acumulación de residuos en la maquinaria. En el 2024, el promedio de sustitución se mantuvo alrededor del 2%, fungiendo como límite mínimo de análisis. Los escenarios intermedios se modelaron iterativamente con una variación del 5%, como se observa en la Figura 5.

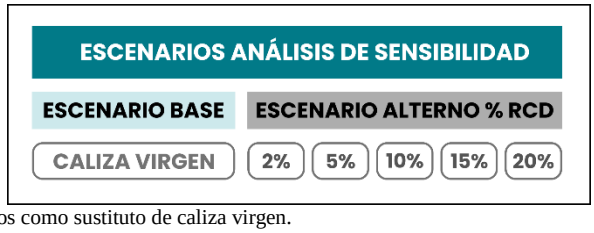


Figura 5. Porcentajes de RCD utilizados como sustituto de caliza virgen.

4. Resultados y discusión

4.1 Análisis de disposición final

Tomando el peso total de CAGT de las cuatro plantas, se observó que en 2024 el 30.81% correspondió a CAGT Reutilizable (CAGT-R) y el 69.19% a CAGT No Reutilizable (CAGT-NR).

Para el análisis, uno de los indicadores primarios fue el cálculo de las toneladas por kilómetro (TKM). En la etapa D se trazaron las distancias entre las cuatro plantas de concreto y la planta de cemento Monterrey, mientras que en C4 se calcularon las distancias hacia las escombreras. En ambos casos, las toneladas de CAGT se normalizaron a la unidad de referencia y se obtuvieron las cantidades transportadas según la planta y el escenario.

Los datos fueron introducidos en el software SimaPro 9.6.0.1 en función de la unidad funcional delimitada. Se realizaron escenarios diferentes acorde a cada planta de concreto, incluyendo todas las etapas desde C2 hasta D, así como escenarios de proyección del 0% CR siendo reutilizado (CR-NR) y del 100% CR siendo reutilizado (CR-R). Con base a esto, se simularon comparativas entre los escenarios reales de 2024 de las cuatro plantas por separado y en conjunto, con tal de identificar aquellas con mayor impacto generado por 1 tonelada de CAGT.

En la Figura 6, se puede observar la variación entre escenarios de una de las plantas y la generación de beneficios netos únicamente en el escenario hipotético de CAGT-R.

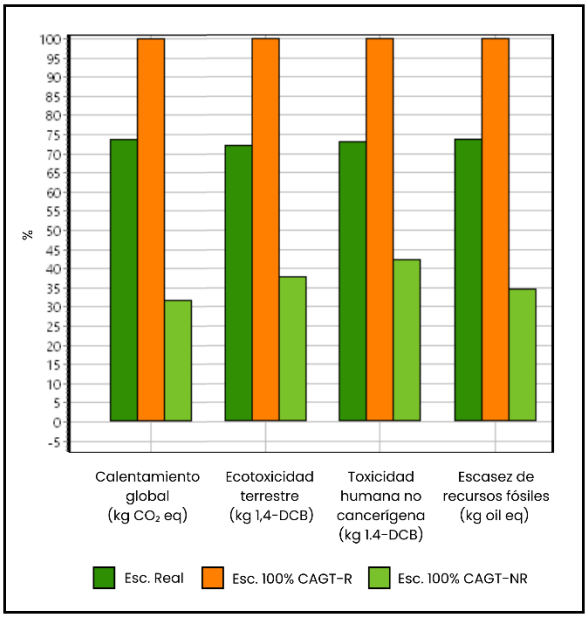


Figura 6. Gráfica comparativa de impactos por indicador ambiental en 2024, junto con la proyección de impactos en el escenario de 100% disposición y 100% reutilización de CAGT-R.

Tras un análisis detallado de cada uno de los escenarios y sus proyecciones, se observó que las categorías con mayor impacto

ambiental son: *calentamiento global* (kg CO_2 eq), *ecotoxicidad terrestre* (kg 1,4-DCB), *toxicidad humana no cancerígena* (kg 1,4-DCB) y *escasez de recursos fósiles* (kg oil eq).

CAGT-NR tiende a mostrar los mayores impactos absolutos en casi todas las categorías, especialmente en calentamiento global y ecotoxicidad terrestre. Mientras tanto, CAGT-R tiende a presentar valores más bajos o negativos en agotamiento de la capa de ozono (kg CFC-11 eq), formación de ozono, salud humana y ecosistemas terrestres (kg NOx eq), formación de material particulado (kg PM2.5 eq), consumo de agua (m3), acidificación terrestre (kg SO2 eq) y uso de suelo (m2 crop eq).

Por esto, el escenario de proyección de 100% CAGT-R resultó ser el más favorable desde una perspectiva ambiental, presentando reducciones significativas en la mayoría de las 18 categorías de impacto. Este comportamiento se debe a la incorporación del CR como sustituto de caliza virgen, lo cual evita impactos asociados a procesos de extracción y procesamiento de materias primas.

Por el contrario, el escenario de proyección de 100% CAGT-NR registró los mayores impactos en la mayoría de las categorías, especialmente en toxicidad humana no cancerígena, ecotoxicidad terrestre y cambio climático. Esto evidencia que transportar el CR sin reintegrarse en el proceso productivo representa una estrategia ambientalmente ineficiente, ya que se generan emisiones sin que se compense mediante productos evitados. El escenario real, por su parte, presentó impactos intermedios, reflejando el grado actual de reintegración en cada planta. Mientras algunas se acercan al comportamiento del CAGT-R 100%, otras continúan operando con características más similares al escenario CAGT-NR 100%.

Es importante mencionar que los resultados de la planta que reintegra el 100% de su CR-R, sus impactos negativos recaen principalmente en los trayectos (C2 y D), dejando como área de oportunidad la optimización de los mismos (Figura 7).

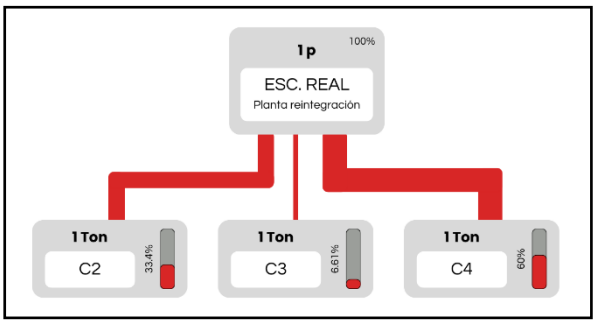


Figura 7. Diagrama de red de contribución por etapa (C2: Transporte de CAGT, C3: Movimiento y clasificación de CAGT, D: Coprocesamiento de CAGT-R) para la Planta de concreto (2024).

4.2 Análisis de sensibilidad

Adicionalmente a los procedimientos de la herramienta, se realizó un cálculo para representar el impacto ambiental que supone el proceso de descarbonatación de la caliza en el horno de clinkerización, para así acercar lo más posible los resultados del estudio al escenario real de CEMEX. Este cálculo es de alta relevancia debido a que aproximadamente el 60-65% del total de emisiones de CO_2 en la producción de cemento proviene de la descarbonatación de la caliza. Para su representación en los resultados finales, dicho cálculo se basó en atribuir una carga ambiental adicional al proceso de clinkerización.

En los escenarios de sustitución parcial de caliza con CR-R como materia prima alterna, la etapa con mayores impactos fue la A3 (producción de clinker). La mitigación de material particulado proviene de una menor explotación de cantera y la disminución en los impactos del calentamiento global considera, entre otros cálculos, la fracción de materia prima alterna descarbonatada en el clinker (Figura 8).

Con esto, se pueden observar los resultados más relevantes de reducción, comprobando que, al incrementar la incorporación de CR, mayor es la reducción en impactos ambientales (Figura 9).

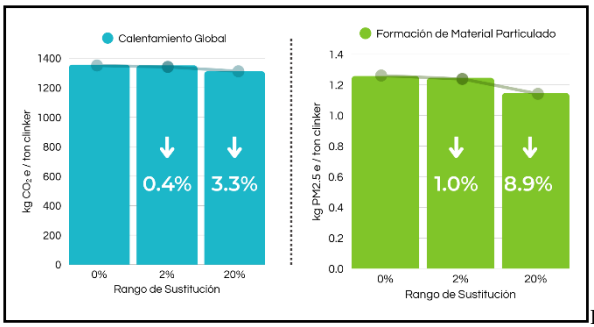


Figura 8. Comparación de los impactos ambientales generados por la producción de 1 tonelada de clinker con contenido de RC alternativo de 0%, 2% y 20%.

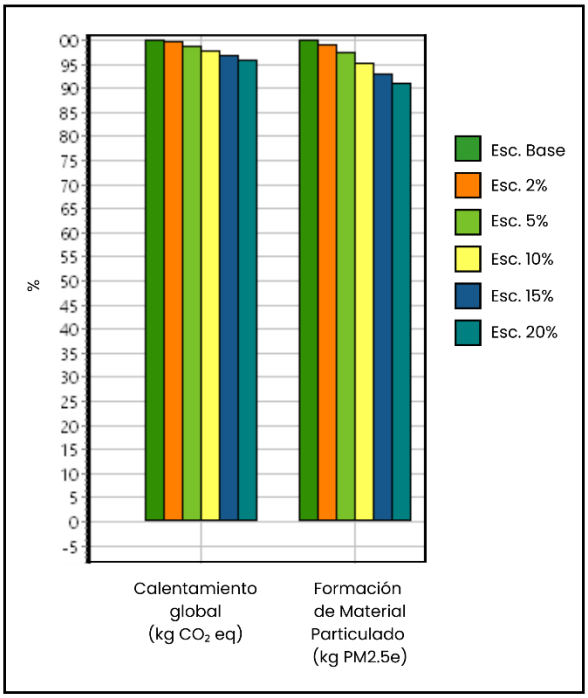


Figura 9. Comparativa de Escenario Base con Escenarios CAGT-R (A1-A3) 2-20% de materia prima alterna.

A pesar de los esfuerzos de CEMEX por sustituir los combustibles fósiles por alternativos, las emisiones de esta categoría son el factor de mayor contribución, representando el 63% del impacto total, como se observa en la Figura 10. La etapa de transporte fue la siguiente con mayor contribución con un 22%. Estos hallazgos resaltan la necesidad de enfocar los esfuerzos de mitigación no solo en la sustitución de materiales, sino también en la mejora del desempeño ambiental de estos dos contribuyentes clave dentro de la cadena de procesos.

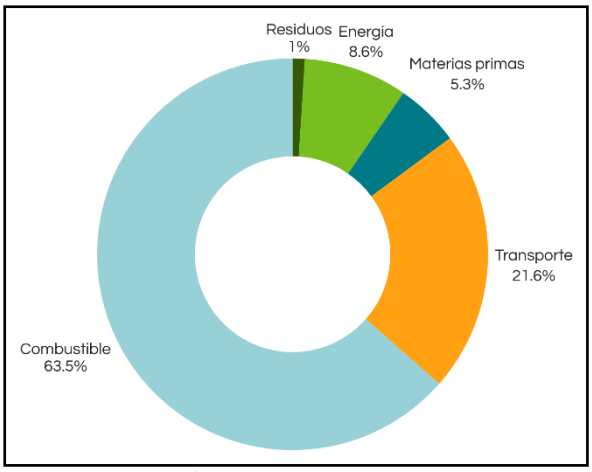


Figura 10. Contribución de impactos ambientales de las entradas y salidas del sistema en los escenarios Base, 2% y 20% (+/- 0.5% de variación entre escenarios).

5. Conclusiones

En el análisis de disposición final, a nivel de categorías de impacto, se identificaron como más representativas el calentamiento global, la ecotoxicidad terrestre, la toxicidad humana no cancerígena y el consumo de recursos fósiles. En contraste, los escenarios de reintegración presentaron beneficios netos en categorías como uso del suelo, formación de ozono para la salud humana y consumo de agua, reforzando la efectividad del CAGT-R como producto evitado.

El análisis de sensibilidad, por su parte, validó una tendencia progresiva de reducción de impactos ambientales conforme se incrementó el porcentaje de sustitución de caliza virgen por CAGT-R, desde el 2% hasta el 20%. Las disminuciones fueron particularmente relevantes en las categorías de calentamiento global, formación de material particulado fino, escasez de recursos fósiles y toxicidad humana no cancerígena

Estas reducciones consolidan al CR como un insumo con alto potencial ambiental para la industria cementera, especialmente al reducir las etapas más intensivas en emisiones, como A3 (clinkerización), la cual mantiene su predominancia en la carga total de impactos.

No obstante, los resultados también ponen de manifiesto que el consumo de combustibles y el transporte continúan representando factores significativos de impacto ambiental dentro del sistema evaluado. En este sentido, una estrategia potencial consistiría en optimizar la logística de las rutas de transporte o en establecer centros de acopio en ubicaciones más próximas. La ampliación de estas prácticas requerirá superar barreras técnicas vinculadas con la calidad de los materiales y el cumplimiento de normativas regulatorias; sin embargo, este enfoque evidencia un claro potencial para fortalecer las prácticas de construcción sostenible y, al mismo tiempo, reducir la dependencia de materias primas vírgenes.

6. Referencias Bibliográficas

Cach, I. (2025). Clasificación de los RCD: Panorama Actual. https://www.cemex.com/products-solutions/regenera

CEMEX España. (s.f.). Clinker. En CEMEX España. https://www.cemex.es/cemento/clinker

CEMEX (2025). Regenera. https://www.cemex.com/es-MX/productos-soluciones/regenera

European Union. (2018). Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment. Recuperado de https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/16cd2d1d-2216-11e8-ac73-01aa75ed71a1/language-en

International Organization for Standardization. (2006). ISO 14040: Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework. ISO. https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es

Mei Mah, C. (2018). Life cycle assessment and life cycle costing toward eco-efficiency concrete waste management in Malaysia, Journal of Cleaner Production, Volume 172, 2018, Pages 3415-3427, ISSN 0959-6526, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.200.

Mejía, E., Giraldo, J., & Martínez, L. (2013). Residuos de construcción y demolición: Revisión sobre su composición, impactos y

gestión. Revista CINTEX, 18, 105–130. Recuperado de https://revistas.pascualbravo.edu.co/index.php/cintex/article/view/52

ID 197. APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS DE PLÁSTICO Y DE VIDRIO RECHAZADOS PARA LA ELABORACIÓN DE ECOBLOQUES

Verónica Elizabeth Morales-Casa[1], Steven Jhopier Vinueza Piedra[2]
Carrera de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Apartado 170143, Quito- Ecuador. [1,2]
[1] veronica.morales@epn.edu.ec, [2] steven.vinueza@epn.edu.ec

Palabras claves: polipropileno, vidrio templado, economía circular, bloques hormigón

Abstract

This study presents the development of eco-concrete blocks for masonry by incorporating polypropylene (PP) residues and tempered glass waste, both crushed and discarded due to their lack of interest for "recicladores de base" or "recycling company". The performance and feasibility of these eco-blocks were assessed through compressive strength, flammability, and UV resistance tests, and compared with conventional blocks and the requirements of the INEN 3066 (Ecuador) standard for Class B blocks.

Among eight volumetric combinations of plastic and glass used as partial fine aggregate replacement, the mixture of 5% tempered glass and 15% PP achieved the best performance, with a compressive strength of 4.34 MPa—8.5% higher than the minimum required by INEN 3066 (4 MPa)—and a cost reduction of $0.02 compared to conventional blocks. In terms of flammability, the mixture containing 7% glass and 15% plastic exhibited the greatest cracking after 20 minutes of fire exposure, while no sample showed photo-degradation after 24 days of sunlight exposure.

These results suggest that eco-blocks incorporating PP and tempered glass residues represent a technically feasible and cost-effective alternative for large-scale construction, with the additional benefit of reducing environmental impacts

1. Introducción

El campo de la ingeniería civil ha identificado opciones sostenibles para la propuesta de alternativas de viviendas con el uso de mampostería elaborada con materiales de fácil acceso y económicos, sin sacrificar sus características de resistencia y durabilidad. Algunos de estos materiales, se derivan de la utilización de residuos; sean estos comerciales, industriales o agrícolas, enmarcado en la economía circular.

En el caso de la elaboración de bloques con la adición de plástico como agregado, de Hoyos & Lopez (2020) encontró que el 75% de investigaciones utilizan el PET, 12.5% el LDPE, el 6.25% PVC y el 6.25% el ABS. Por ejemplo, Caballero & Florez, (2016) añadió tereftalato de polietileno (PET) en porcentajes de 12.5%, 25% y 37.5% en remplazo de volumen del agregado fino. Entre las características a destacar encontradas es la reducción del peso y el aumento de la resistencia a la compresión en las muestras con 12.5% y 25% con respecto a la muestra en blanco, las cuales pasaron de 2.83 MPa a 3,5 MPa. Sin embargo, la resistencia a la compresión baja significativamente con el porcentaje de plástico más alta.

En el caso del vidrio, Medranda-Cobeña & Aguayo-García (2022) experimentaron con la incorporación de 10% y 15% de vidrio en remplazo de la arena en bloques tipo B, y obtuvo una mejora de 21.44% en la resistencia a la compresión para los bloques con 10% de vidrio y 19.56% para el 15% de vidrio. En el caso de Rubio & Toscano (2017) encontraron que para bloques (tipo C) de 10 cm con adición de 10%, 15% y 30% dieron un aumento del 48% de la resistencia a la compresión en comparación al bloque tradicional que usaron en el estudio, pero para los bloques de 15 cm los resultados fueron desfavorables ya que el vidrio triturado disminuyó la resistencia a la compresión.

En este trabajo, se busca verificar el comportamiento mecánico, inflamabilidad, resistencia UV y económico de bloques de hormigón (tipo B) cuya materia prima parcial sean residuos plásticos y vidrios rechazados.

2. Objetivos

Los objetivos específicos fueron: i) Identificar un tipo de residuo de plástico y de vidrio que no sean de interés para las empresas recicladoras de Quito; ii) Evaluar el comportamiento de los ecobloques para ensayos: mecánicos (norma INEN NTE 3066 para bloques tipo B de hormigón), inflamabilidad y degradación del plástico por rayos UV, y; iii) Determinar la viabilidad económica de los ecobloque con mejores resultados con respecto al bloque tradicional.

3. Metodología

3.1. Selección de tipos de residuos de plástico y vidrio a ser utilizados

En este trabajo se define como reciclador de base y empresas recicladoras a aquellos que "se dedican en forma directa y habitual, individual o colectiva a la recuperación y recolección selectiva de residuos domiciliarios o de otras fuentes" (Ley Orgánica de Economía Circular Inclusiva, 2021). Una de las condiciones establecidas en este trabajo fue seleccionar residuos que no sean de interés (residuos rechazados) para los recicladores de base o empresas recicladoras, siendo necesario identificar los residuos recuperados. Para esto se realizó encuestas a 10 empresas recicladoras que recolectan plástico y vidrio, ubicadas en Quito.

En función de los resultados obtenidos detallados en la sección 4.1, se seleccionó el residuo plástico polipropopileno (PP) y vidrio templado para el presente trabajo. El PP (triturado, tamaño aprox de 2.36 mm) fue proporcionado por la empresa TENSORTEC que elabora productos para telecomunicaciones, y en el caso del vidrio (triturado) fue proporcionado por empresas que realizan cambios de parabrisas de los vehículos en Quito. En el caso del vidrio fue tamizado por una malla de 4.5 mm (tamaño de 2.36 mm).

Figura 1: Residuos utilizados en la elaboración de los ecobloques

3.2. Fabricación de los bloques blancos y ecobloques

Previamente, se realizó una caracterización de los materiales (cemento, agregados finos y gruesos, residuos -PP y vidrio-) a ser utilizados según la normativa ecuatoriana (NTE INEN 694, NTE INEN 872 NTE INEN 856).

Una vez definido que los materiales cumplen con las respectivas normativas se realizó la fabricación de bloques blancos (composición bloques convencionales) para comprobar el cumplimiento con la norma NTE 3066 para bloques huecos de hormigón, y que esta composición sea la base para la fabricación de los ecobloques. Las dimensiones fueron de 400 mm (largo) x 200 mm (altura) x 150 mm (espesor). Se utilizó el mismo procedimiento de fabricación para los bloques blancos y los ecobloques. Se fabricaron en total 40 bloques (6 bloques blancos y 34 ecobloques).

Figura 2: Fabricación de ecobloques con residuos de PP y vidrio templado

Las dosificaciones de residuos de PP y vidrio templado fueron 9 combinaciones entre vidrio (5%, 7%, 10%) y PP (5%, 10%, 15%). El agregado fino fue el material de reemplazo parcial por los residuos.

3.3. Ensayos para los bloques blancos y ecobloques

Resistencia a compresión: los ensayos se realizaron en el LEMSUR (Laboratorio de Ensayo de Materiales, Mecánica de Suelos y Rocas- EPN) a los 7 días, ya que para su fabricación se usó el cemento armaduro tipo IP de altas resistencias inicial. Por norma se requieren ensayar 3 unidades enteras que tengan una humedad relativa inferior al 80% por un lapso de al menos 48 horas. El cálculo de la resistencia a compresión se realiza a través de la siguiente ecuación:

$$Resistencia\ a\ compresión\ del\ área\ neta\ (MPa) = \frac{P_{máx}}{A_n} \quad (1)$$

Donde:

$P_{máx}$: carga máxima a compresión, N.

A_n: área neta de la unidad, mm^2, midiendo las caras de los bloques con un pie de rey, sin áreas huecas.

Figura 3: Ensayos de resistencia a compresión en bloques blancos y ecobloques

Inflamabilidad: el ensayo fue realizado en el Laboratorio de Termodinámica – EPN, que consistió en exposición directa por un periodo aproximado de 30min. Se usó gas propano, generalmente usado de manera doméstica. Se monitoreo el cambio de la temperatura, a través de un data logger cada 5 minutos. Esta prueba fue realizada para los ecobloques que obtuvieron una resistencia a la compresión mayor a la estipulada en la norma (4MPa), y posteriormente estos fueron sometidos a ensayos de compresión para verificar posibles cambios en la resistencia.

Figura 4: Exposición al fuego directo en una cara del ecobloque

Prueba FTIR (resistencia a los rayos UV): los ensayos fueron realizados en el Centro de Investigaciones Aplicadas a Polímeros (CIAP-EPN) con el fin de verificar si existe algún tipo de degradación por la exposición de rayos UV. Para lo cual, se expuso a los ecobloques con mejores resultados de resistencia a compresión al sol por 24 días, posteriormente se fragmentaron en muestras de 1 cm x 1cm (señalando las caras expuestas al sol). Finalmente fueron analizados por Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR). Estos resultados fueron comparados con las mediciones en residuos plásticos de PP sin exposición al sol.

Figura 5: Muestras de las caras de los ecobloques expuestos al sol para el ensayo de FTIR

3.4. Análisis de viabilidad económica

Se realizó un análisis económico para los ecobloques y bloque blanco con el objetivo de comparar la variación de costos y determinar cuál sería la mejor opción en términos de relación calidad-precio. Los criterios para la selección de las dosificaciones de los ecobloques fueron: i) mayor resistencia a

la compresión; ii) mayor cantidad de residuos usado en su elaboración., iii) mejor relación entre la cantidad de residuos y resistencia a la compresión. Posteriormente se realizó un APU (Análisis de Precios Unitarios) en donde se consideró: materiales, mano de obra, equipos y herramientas, y costos indirectos (17%).

4. Resultados y discusión

4.1. Encuestas a empresas recicladoras

Como resultado, se obtuvo que de las empresas encuestadas el 100% recuperan el PET (Polietileno Tereftalato), el 50% el HDPE (Polietileno de Alta Densidad), y el 30% el PP (Polipropileno). Una de las principales causas, es el bajo mercado que tiene la venta de plásticos como el PP (Polipropileno), PVC (policloruro de vinilo) y PS (Poliestireno). En el caso del vidrio, apenas el 20% de las empresas encuestadas realizan la recuperación del vidrio, donde únicamente seleccionan botellas en buen estado con fines de reuso. Es necesario mencionar que el mercado de reciclaje de vidrio roto es bajo, incluso en ciudades importante como Quito. Por lo tanto, los residuos de plástico PP y vidrio templado (roto) de parabrisas de vehículos, representan un bajo interés por empresas recicladoras.

4.2. Ensayos para los bloques blancos y ecobloques

Resistencia a compresión

Las resistencias obtenidas para los bloques y ecobloques se describen a continuación, obtenidas con la ecuación 1 (área neta).

Tabla 1. Resistencia* a compresión de los bloques blancos y ecobloques (Resistencia mínima promedio INEN 3066 es de 4MPa para bloques de hormigón tipo B)

	Carga de rotura [N]	Esfuerzo neto [MPa]	
Dosificación (volumen)	Promedio	Promedio	Desviación estándar
Blancos	166067	**6.00**	0.64
M-0			
Ecobloques			
5% de vidrio y 5% de plástico; Total Residuos 10%			
M-1	166067	**5.43**	0.28
5% de vidrio y 10% de plástico; Total Residuos 15%			
M-2	157100	**5.14**	0.22
5% de vidrio y 15% de plástico; Total Residuos 20%			
M-3	132767	**4.34**	0.21
7% de vidrio y 5% de plástico; Total Residuos 12%			
M-4	137817	**4.51**	0.14
7% de vidrio y 10% de plástico; Total Residuos 17%			
M-5	130583	**4.27**	0.47
7% de vidrio y 15% de plástico; Total Residuos 22%			
M-6	121233	**3.97**	0.36
10% de vidrio y 5% de plástico; Total Residuos 15%			
M-7	87283	2.86	0.25
10% de vidrio y 10% de plástico; Total Residuos 20%			
M-8	86067	2.82	0.31
La dosificación M9 (10% de vidrio y 15% de plástico; Total Residuos 25% no fue realizada, ya que en la dosificación M8 se empezó a observar fisuras en el proceso de curado.			
*Resistencia a los 7 días, 57.8 Kg/m^3 de cemento Valores resaltados en negrita resistencia a compresión ≥ 4 MPa (Norma INEN 3066)			

En la Tabla 1 se observa que únicamente los ecobloques con dosificaciones M-7 y M-8 no cumplen con la mínima resistencia exigida por la norma INEN 3066. La mejor dosificación de residuos con la más alta resistencia (5.43 MPa) es la M1 (5% vidrio templado, 5% plástico), que aunque es menor a la resistencia del bloque blanco sigue siendo mayor que lo exigido por la norma. Se identifica que el residuo que principalmente compromete a la resistencia es el vidrio.

Inflamabilidad

Estas pruebas fueron realizadas para 1 ejemplar de las dosificaciones M-1, M-2, M-3, M-4, M-5 que tuvieron resistencias a la compresión mayores a 4 MPa, y para el bloque blanco. En el caso de M-6, no fue seleccionado por encontrarse en el límite de la norma. Los resultados de la observación visual del comportamiento se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2. Comportamiento del bloque blanco y ecobloques a pruebas de inflamabilidad

	Comportamiento (visual) a exposición a fuego directo
Bloque blanco	No se observó la generación de humo, tampoco presentó una coloración oscura en la cara sometida al fuego, ni se registró el aparecimiento de grietas una vez finalizado el ensayo.
Ecobloques	No se observó el desprendimiento ni generación de gotas de PP. Generación de humo de color negro por la combustión del PP. Coloración obscura que se generó en las distintas áreas de la cara que recibió el fuego directamente. A partir de los 20min de exposición al fuego se empezaron a producir grietas en la estructura de los bloques tipo M-3, M-4 y M-5.

Según la Norma europea UNE-EN 13501-1 “Reacción al fuego” que establece una clasificación de acuerdo con el comportamiento de diferentes materiales y productos de construcción frente a la exposición del fuego, los ecobloques están clasificados como S2 (producción media de humo) y d0 (no produce partículas incandescentes ni gotas).

Se determinó que los ecobloques registraron en la cara de exposición una temperatura máxima de 275.6 ºC en 30 minutos de exposición, hasta que se empezaron a observar grietas en la mayoría de los ecobloques.

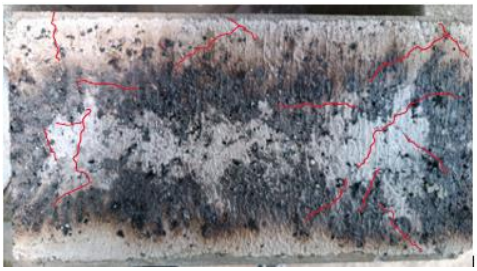


Figura 6: Fisuras formadas en un bloque M-6 al ser sometido al fuego por 25 minutos.

En lo que respecta a la resistencia a compresión pos-exposición al fuego se realizó una comparación con respecto al resistencia en condiciones normales (Tabla 3.

Tabla 3. Comparación de resistencia pos exposición del bloque blanco

	Resistencia a la compresión [MPa]	Resistencia a la compresión bloque sometido al fuego [MPa]	Porcentaje de variación
M-0	6.00	6.66	+10.97%
M-1	5.43	5.68	+4.54%
M-2	5.14	5.15	+0.19%
M-3	4.34	3.99	-8.07%
M-4	4.51	4.13	-8.50%
M-5	4.27	3.23	-24.42%

El bloque blanco y los ecobloques M-1 y M-2 presentaron un ligero aumento en la resistencia a la compresión al ser expuestos al fuego durante 30 min. Sin embargo, este comportamiento no se repitió para los demás tipos de ecobloques (M-3, M-4, M-5) ya que conforme aumenta la cantidad de vidrio mayor es la disminución de la resistencia a la compresión en contraparte con su similar que no fue expuesta al fuego, y con el aparecimiento de fisuras en la cara del bloque sometida al fuego.

Resistencia a rayos UV

En los resultados del FTIR de los fragmentos de ecobloques (M-1, M-2, M-3, M-4, M-5) no se observaron la aparición de grupos de carbonilo (C=0) derivados de una foto-degradación. Estas mediciones fueron contrastadas con una muestra de PP como referencia para verificar la banda utilizada.

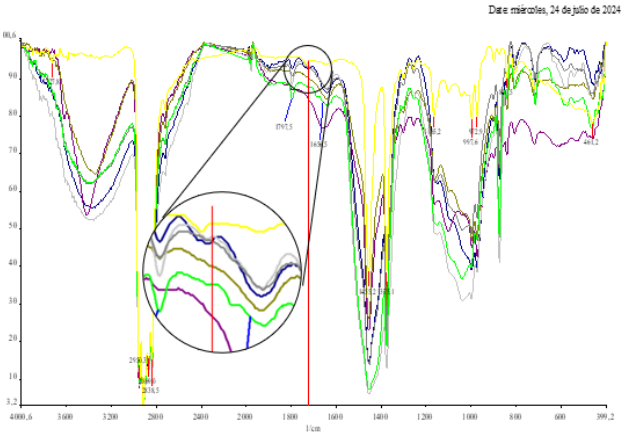


Figura 7: FTIR para muestras de ecobloques y una muestra de PP

Por lo tanto, aparentemente los ecobloques de hormigón otorgan una cierta protección al bloque en su matriz, implicando una baja probabilidad de foto-degradación por UV.

4.3. Análisis de viabilidad económica

Según los criterios establecidos, los ecobloques con mejores resultados para este análisis son M-1, M-3 y M-6, en contraste con el bloque blanco.

Como resultado se obtuvo que los costos no varían considerablemente, por bloque o ecobloque; bloque blanco 0.31 usd, ecobloque M-1 0.31 USD, ecobloque M-3 0.29 USD, ecobloque M-6 0.30 USD. En función de lo anterior, la mejor opción es el bloque M-3 ya que cuenta con una cantidad de residuos importante (20%), cumple con los requerimientos de resistencia a la compresión, y tiene un costo menor al bloque blanco. Una de las principales razones por la que el costo no tiene importantes variaciones con respecto al blanco, es debido a que el material con el cual se esta sustituyendo los residuos es el agregado fino y en el Ecuador su costo es bajo.

En una bloquera se pueden llegar a fabricar un total de 200 bloques por día, si se usa la mejor propuesta de este estudio (M-3) significaría que solo en este lugar se podrían llegar a usar un total de 180kg del polipropileno y 169 kg de vidrio por día. Esto implica que aunque no se tiene un ahorro económico importante, sin embargo, el beneficio dentro del marco de economía circular para la construcción sostenible es relevante.

5. Conclusiones

La dosificación para ecobloques (huecos de hormigón clase B) con mejores resultados en función a su resistencia y su costo fue a la que se le añadió 5% de vidrio y 10% de polipropileno (M-3), esta obtuvo una resistencia a la compresión de 4.34 MPa la cual es 7.8% mayor a la media requerida por la norma INEN 3066 (4 MPa) y obtuvo una reducción en su costo de $0,02 en comparación con el bloque blanco.

El residuo de vidrio templado (triturado) en mayores dosificaciones comprometió a la resistencia de los ecobloques, se observó que a mayor cantidad de vidrio de reemplazo parcial del agregado fino, se obtuvo menor resistencia a compresión; siendo los ecobloques con dosificaciones de 10% de vidrio y 5% de plástico (M-7) y 10% de vidrio y 10% de plástico (M-8) los que obtuvieron menor resistencia a compresión de 2.86 MPa y 2.82 MPa respectivamente, por debajo de la norma INEN 3066 (4 MPa).

La cantidad de residuo de plástico PP (polipropileno) dosificado en los ecobloques no presentaron una clara relación con la resistencia a compresión, así, los ecobloques con mejor comportamiento y mayor cantidad de PP fueron M-3 (5% de vidrio y 15% de plástico) y M-5 (7% de vidrio y 15% de plástico) con una resistencia a compresión de 4.34 Mpa y 3.97 Mpa respectivamente, mayor o igual a la norma INEN 3066 (4 MPa).

Los ecobloques que presentaron fisuras a aproximadamente 20 minutos de exposición al fuego, fueron los que poseían mayores dosificaciones de vidrio templado M-3 (5% de vidrio y 15% de plástico), M-4 (7% de vidrio y 5% de plástico) y M-5 (7% de vidrio y 15% de plástico), conllevando a que este residuo esta interfiriendo en la adecuada consolidación del ecobloque, posiblemente debido al tamaño de partícula que tuvo de 2.36 mm.

6. Referencias bibliográficas

Caballero, B., & Florez, O. (2016). *Elaboración de bloques en cemento reutilizando el plástico Polietileno-Tereftalato (PET) como alternativa sostenible para la construcción*. Universidad de Cartagena.

Hoyos, C., & Lopez, M. N. (2020). *Elaboración de bloques de concreto usando plástico como nuevo material en su composición: Una revisión* [Universidad Peruana Unión]. https://doi.org/20.500.12840/3210

Ley Orgánica de Economía Circular Inclusiva, 43 (2021).

Medranda, J., Aguayo, K., & Ruiz, W. (2022). *Estudio comparativo entre bloques artesanales y bloques elaborados con vidrio reciclado acorde a los requisitos establecidos en la norma INEN*. *70*, 434–456. https://doi.org/10.23857/pc.v7i8

Medranda-Cobeña, J., & Aguayo-García, K. (2022). Estudio comparativo entre bloques artesanales y bloques elaborados con vidrio reciclado acorde a los requisitos establecidos en la norma INEN. *Polo Del Conocimiento*, *7*(10), 434–456. https://doi.org/10.23857/pc.v7i8

Rubio, M., & Toscano, L. (2017). *Diseño de bloques de alivianamiento con vidrio triturado, reciclado*. http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/11860

ID 198. EVALUACIÓN DE LOS INVENTARIOS NACIONALES DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL PERÚ, 2025

Rado Arenas, Daniel Enrique
Ingeniero Ambiental – Biólogo (ORCID: 0000-0002-1864-8724)
daniel.rado.arenas@gmail.com / https://www.linkedin.com/in/daniel-kike-rado-arenas-87187633/

Palabras Clave: áreas degradadas, residuos sólidos, infraestructuras, inventarios, OEFA.

Abstract:
Solid waste disposal sites worldwide pose environmental problems when not managed properly, leading to public health and environmental risks. In December 2016, Peru enacted the Comprehensive Solid Waste Management Law (Legislative Decree No. 1278) and assigned the Environmental Evaluation and Oversight Agency (OEFA) the responsibility of creating and updating a national inventory of areas degraded by solid waste. In 2018, the OEFA registered 1585 degraded sites, mostly informal landfills. By 2022, the law was amended, further outlining the OEFA's role in managing this inventory. The methodology for inventory creation involved site inspections and data collection, including geographic location, waste types, area size, and operational details. By July 2025, the OEFA had recorded 2,022 degraded areas and 1365 construction-related waste sites. The national inventory now includes 717 solid waste infrastructures, with 106 operational final disposal facilities. The inventory reveals a significant increase in organic waste valorization facilities, from 67 in 2021 to 562 by 2025. However, there is a gap in public investment projects for the recovery or closure of 97.6% of degraded sites. This situation underscores the need for effective waste management and environmental recovery, as shown by the PIFA (Environmental Oversight Portal), which allows for monitoring and decision-making based on the inventory data.

1.- INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, los sitios destinados a la disposición final de residuos sólidos representan un problema ambiental cuando se gestionan de manera inapropiada, sin ningún tipo de control o tratamiento. Estos residuos suelen acumularse de forma indebida en calles, espacios públicos y áreas urbanas, rurales o deshabitadas, lo cual genera riesgos tanto sanitarios como ambientales.

En diciembre de 2016, se promulgó en Perú la Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos (Decreto Legislativo N° 1278 y sus modificaciones), asignando al Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA), ente rector del Sistema Nacional de Evaluación y Fiscalización Ambiental en el país, la responsabilidad de elaborar y actualizar el inventario nacional de áreas degradadas por residuos sólidos (vertederos o basureros informales).

En octubre de 2018, el OEFA registró las áreas contaminadas por residuos sólidos municipales (vertederos no autorizados), alcanzando un total de 1585, aunque aún no existía un registro oficial sobre la cantidad de infraestructuras de manejo de residuos sólidos a nivel nacional. En 2020, la Ley mencionada fue modificada, y se estableció que el OEFA, además de otras funciones, debe elaborar, gestionar y actualizar tanto el inventario nacional de áreas degradadas como el de infraestructuras de residuos sólidos.

Finalmente, en 2022, el OEFA aprobó el Reglamento para la creación, gestión y actualización del inventario nacional de áreas degradadas por residuos sólidos, así como el inventario de infraestructuras dedicadas al manejo de residuos sólidos.

2.- OBJETIVOS

Evaluar la información pública de las áreas degradadas por residuos sólidos y de las infraestructuras de residuos sólidos de Perú, desde el primer registro del inventario en el año 2018 al último registro en julio del año 2025.

3.- METODOLOGÍA

Se tomó información pública, contenida en las páginas oficiales de OEFA. Bajo ese contexto, la elaboración del inventario en el 2018 —en su primera versión— se basó en la observación y obtención de información de las diferentes acciones de supervisión desarrolladas por el OEFA a nivel nacional a las Municipalidades provinciales y distritales (gobiernos locales).

El OEFA definió las variables: ubicación geográfica, tipo de usuarios, características del área, y categorización del área. Con estas variables se identificó la cantidad de áreas, el responsable de administrar el área, el tiempo de operatividad, la cantidad de residuos sólidos dispuestos, la existencia de actividad de segregación, entre otros datos y fotográficas de las áreas degradadas.

Tabla 1. Variables y Atributos para las áreas degradadas por residuos sólidos municipales (ADRSM) en el Perú

N°	Variable	Atributo
1	Ubicación	Distrito, Provincia, Departamento
4		Coordenadas UTM (WGS-84)
5		Zona
6	Tipos de Usuarios	Municipalidad que administra
7		Municipalidades que disponen
8	Características del área	Perímetro
9		Área
10		Denominación del área
11		Tiempo de actividad del área
12		Cantidad que disponen t/día
13		Actividades de segregación
14		Crianza de animales de granja
15		Presencia de vectores
16		Quema de residuos
17		Residuos del sector salud
18		Residuos industriales
19	Categorización del área	Recuperación
		Reconversión
20	Registro fotográfico	

La actualización del inventario —en su segunda versión— se realizó durante el año 2021.

En 2022, en el marco de lo establecido en la modificatoria de la Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos y su Reglamento, así como en la Primera Disposición Complementaria Final del Decreto de Urgencia N° 022-2020 para el Fortalecimiento de la Identificación y Gestión de los Pasivos Ambientales, el OEFA aprobó un Reglamento mediante la Resolución de Consejo Directivo N° 0010-2022-OEFA/CD. Dicho reglamento establece la elaboración, administración y actualización del Inventario Nacional de Áreas Degradadas y del Inventario Nacional de Infraestructuras de Residuos.

En el Reglamento de Inventarios de Residuos del Perú se incluyen definiciones como: áreas degradadas por residuos sólidos municipales, áreas degradadas por residuos de construcción y demolición, infraestructuras de residuos sólidos (valorización, transferencia, tratamiento y disposición final), así como el responsable del área degradada. También se detalla el proceso para la administración de los inventarios, desde la recepción de comunicaciones hasta la publicación en el Portal Interactivo de Fiscalización Ambiental (PIFA) del OEFA.

Ese mismo año 2022, la Dirección encargada del inventario de residuos del OEFA, mediante la Resolución N° 0018-2022-OEFA/DSIS, aprobó dos documentos: (i) la ficha para brindar información sobre áreas degradadas por residuos sólidos municipales, y (ii) la ficha de identificación de áreas degradadas por residuos de construcción y demolición.

En cuanto a las infraestructuras de residuos, se desarrolló una matriz de fuentes de información que considera los instrumentos de gestión ambiental, los expedientes de supervisión ambiental del OEFA y el listado de rellenos sanitarios y de seguridad del Ministerio del Ambiente.

Bajo esa premisa, se ha analizado la información pública contenida en los documentos normativos publicados por el OEFA en el marco de las actualizaciones de los inventarios nacionales de residuos sólidos en Perú, en el periodo comprendido entre 2018 y 2025.

Tabla 2. Atributos del Inventario Nacional de Infraestructuras de Residuos Sólidos (IRS)

Atributos		Consideraciones
Datos de la Empresa o Entidad	Código de Administrado	Información del OEFA
	Registro Único de Contribuyente	
	Titular	
	Tipo de _Titular	- Empresa Operadora - Municipalidad
Datos de la infraestructura	Código de IRS	- Información del OEFA
	Nombre	
	Tipos de IRS	- De Valorización - Planta de transferencia - Planta de Tratamiento - De disposición final
	Ámbito de Gestión	- Municipal - No Municipal - Municipal y No Municipal
Operaciones o Procesos	Valorización	Conforme al IGA
	Transferencia	
	Tratamiento	
	Disposición Final	
Ubicación	Departamento	Conforme al IGA
	Provincia - Distrito	
	Dirección	
	Zona-Coordenadas UTM (WGS-84)	
Instrumento de gestión ambiental	IGA 1, IGA 2, IGA 3, IGA X	Información del OEFA
Registro Autoritativo	Por el Ministerio del Ambiente	Registro de Empresas Operadoras de Residuos
Estado de la infraestructura	Última Supervisión	Información del OEFA

Precisar que los inventarios dependen de las acciones de supervisión del OEFA, reportes de las municipalidades, y del registro autoritativo de las empresas operadoras proporcionadas en la página web del Ministerio del Ambiente, o alguna denuncia ambiental pro aquellas empresas informales. Finalmente, señalar que este trabajo tiene un diseño metodológico no experimental y descriptivo.

4.- RESULTADOS

Del análisis de información actualizada del registro en los inventarios se tiene: 4.1. ADRSM, 4.2. ADR-CD, 4.3. IRS y 4.4. Brecha de Inversión.

4.1.- Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Sólidos Municipales (ADRSM)

La siguiente tabla proporciona la cantidad de ADRSM, desde que se inició el registro en el año 2018 hasta la fecha.

Tabla 3. Incremento de ADRSM por Región del Perú, 2018-2025

N°	Departamento	2018	2021*	2022	2023	2024	2025
1	Amazonas	75	76	78	78	88	88
2	Ancash	149	151	154	155	160	161
3	Apurímac	76	78	87	90	98	102
4	Arequipa	82	84	93	95	96	97
5	Ayacucho	104	106	118	132	141	146
6	Cajamarca	123	127	139	145	155	156
7	Cusco	98	106	118	135	145	150
8	Huancavelica	101	103	109	116	122	125
9	Huánuco	71	73	81	87	89	91
10	Ica	34	35	36	38	38	38
11	Junín	96	106	109	113	122	133
12	La Libertad	75	75	79	83	87	94
13	Lambayeque	30	30	32	35	35	36
14	Lima	69	82	90	92	93	108
15	Loreto	49	50	52	56	56	57
16	Madre de Dios	10	10	11	15	15	16
17	Moquegua	16	16	19	21	21	22
18	Pasco	26	26	25	26	26	26
19	Piura	57	64	74	86	87	90
20	Puno	111	113	123	124	127	131
21	San Martín	69	70	72	75	76	78
22	Tacna	37	37	42	46	46	46
23	Tumbes	13	13	13	13	13	13
24	Ucayali	14	15	15	15	18	18
	Total	**1585**	**1646**	**1769**	**1871**	**1954**	**2022**

*Corresponde a la primera versión en junio de 2022.

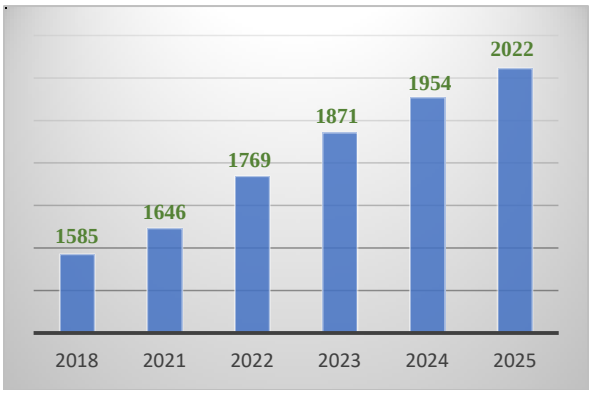


Gráfico 1. Incremento de las ADRSM 2018 al 2025

Para las ADRSM se tiene un total de 3303 hectáreas aproximadamente afectadas por la inadecuada disposición final de residuos sólidos municipales.

4.2.- Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Sólidos No Municipales de la Construcción y Demolición (ADR-CD)

La siguiente tabla proporciona las ADR-CD, registradas hasta julio de 2025, precisando que reportan 1728 hectáreas de suelo aproximadamente, afectadas por la inadecuada disposición final de residuos de la construcción y demolición.

Tabla 4. Registro de ADR-CD del Perú, y hectáreas de suelo afectado al 2025

N°	Departamento	ADR-CD	Hectáreas
1	Amazonas	14	7.257

2	Ancash	57	58.598
3	Apurímac	57	7.792
4	Arequipa	146	234.568
5	Ayacucho	42	16.970
6	Cajamarca	65	29.597
	Callao	39	54.163
7	Cusco	95	9.453
9	Huancavelica	15	1.480
10	Huánuco	92	9.151
11	Ica	126	195.779
12	Junín	73	49.118
13	La Libertad	42	182.018
14	Lambayeque	42	256.125
15	Lima	169	226.078
16	Loreto	0	0.000
17	Madre de Dios	5	0.567
18	Moquegua	30	222.809
19	Pasco	17	8.858
20	Piura	112	57.560
21	Puno	43	13.496
22	San Martín	9	4.332
23	Tacna	55	77.126
24	Tumbes	18	6.064
25	Ucayali	2	0.033
Total		**1365**	**1728.998**

4.3.- Inventario Nacional de Infraestructuras de Residuos Sólidos

La siguiente tabla proporciona la cantidad de IRS, desde que se inició el registro en el año 2022 hasta la fecha.

Tabla 5. Tipo de IRS, en el Perú 2021 al 2025

Tipos de Infraestructura	2021*	2022	2023	2024	2025
Planta de Transferencia	6	7	7	9	9
Planta de Tratamiento	5	5	7	10	12
Infraestructura de Valorización (IVR)	67	100	402	555	562
Infraestructura de Disposición Final (IDF)	83	99	112	129	133

*Corresponde a la primera versión en junio de 2022

El incremento sustancial de las infraestructuras de valorización, se ha dado debido a que el Ministerio del Ambiente en Perú ha impulsado a nivel municipal la valorización de residuos orgánicos, otorgándoles una retribución económica por el cumplimiento de cierta cantidad de residuos orgánicos valorización anualmente.

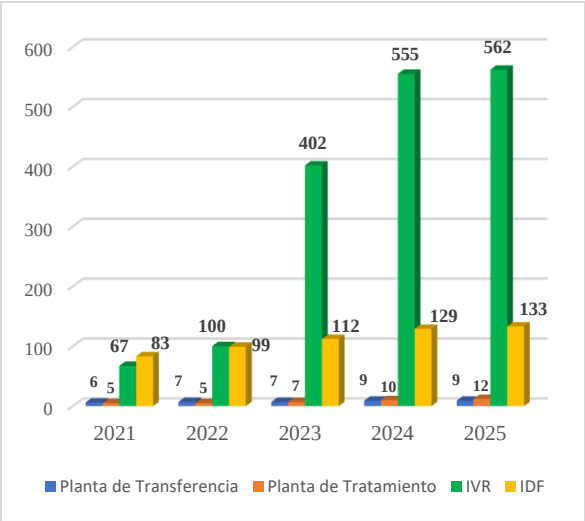


Gráfico 2. Incremento de las IRS 2021-2025

Tabla 6. Registro de las IDF, por Región del Perú, 2022-2025

N°	Departamento	2021*	2022	2023	2024	2025
1	Amazonas	5	5	5	6	6
2	Ancash	6	9	10	11	11
3	Apurímac	4	7	7	7	7
4	Arequipa	1	2	3	4	4
5	Ayacucho	9	9	10	11	11
6	Cajamarca	2	2	3	3	3
7	Callao	1	1	1	1	1
8	Cusco	3	3	3	8	10
9	Huancavelica	3	4	4	4	5
10	Huánuco	3	4	5	5	5
11	Ica	4	5	5	6	6
12	Junín	7	9	10	11	11
13	La Libertad	1	1	1	3	3
14	Lambayeque	1	1	2	2	2
15	Lima	7	7	8	8	8
16	Loreto	3	3	3	3	3
17	Madre de Dios	0	1	1	2	2
18	Moquegua	1	1	2	2	2
19	Pasco	5	5	6	6	6
20	Piura	8	10	10	10	10
21	Puno	1	2	3	4	4
22	San Martín	3	3	3	5	6
23	Tacna	1	1	3	3	3
24	Tumbes	1	1	1	1	1
25	Ucayali	3	3	3	3	3

*Corresponde a la primera versión en junio de 2022

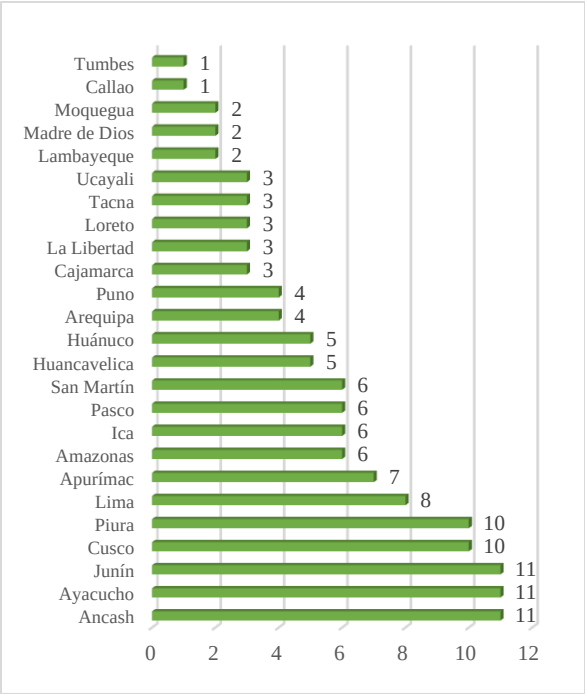


Gráfico 3. Cantidad de IDF por regiones en el Perú al 2025

El incremento de las infraestructuras de disposición final en algunas regiones del país se ha ido incrementado en el ámbito a nivel de los gobiernos locales o municipalidades, principalmente por el apoyo financiero del Ministerio del Ambiente y de financiamiento externo de cooperantes.

Tabla 7. Incremento de las IDF en operación respecto del total, en el Perú, 2014, 2022-2025

Infraestructura	2014*	2021	2022	2023	2024	2025
Total IDF	10	83	99	112	129	133
IDF Operativos	10	56	72	81	103	106

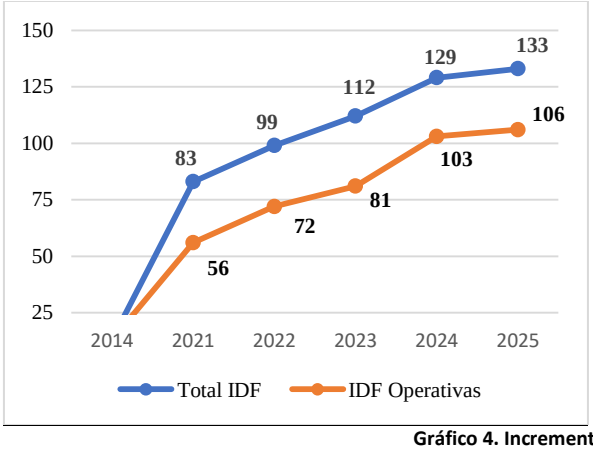


Gráfico 4. Incremento de las IDF 2014, 2022-2025

*Fiscalización ambiental en residuos sólidos de gestión municipal provincial: Informe 2013-2014. OEFA.

Asimismo, efectuando la comparación de las áreas degradadas por residuos sólidos respecto de las infraestructuras de disposición final de residuos sólidos, se verifica la evolución de los mismos en la siguiente Tabla:

Tabla 8. Brecha evolutiva entre ADRSM respecto de las IDF en el Perú al 2025

Años	2018	2021	2022	2023	2024	2025
ADRS	1585	1646	1769	1871	1954	2022

IDF	10*	56	72	81	103	106

*Dato del año 2014, proviene del Gráfico N° 4.

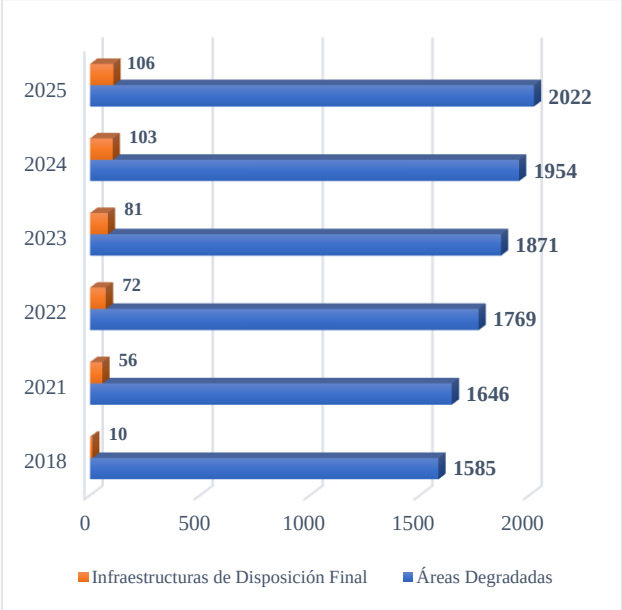


Gráfico 5. Brecha evolutiva entre ADRSM respecto de las IDF en el Perú al 2025

4.3.- Base Gráfica de los Inventarios Nacionales de Residuos Sólidos en el Perú

La información de los inventarios de residuos sólidos resalta la necesidad de visualizarla a través del Portal Interactivo de Fiscalización Ambiental (PIFA) del OEFA, que es de acceso público. Este portal permite consultar detalles sobre las ADRSM e IRS, facilitando la toma de decisiones de los responsables. Además, ofrece la posibilidad de verificar la categoría de cada área degradada para su recuperación o reconversión, lo que ayuda a formular proyectos de inversión y elaborar los instrumentos de gestión ambiental correspondientes.

Imagen 1. PIFA: Gestión integral de residuos sólidos

4.4.- Brechas de Inversión Pública ligados a la recuperación (cierre) de las ADRSM en Perú

De acuerdo a la revisión del sistema nacional de proyectos de inversión púbica del Estado Peruano, denominado Invierte.Pe, se ha verificado que de 2022 ADRSM solo se tiene cuarenta y ocho (48)

proyectos de inversión, teniendo una brecha de 97.6%.

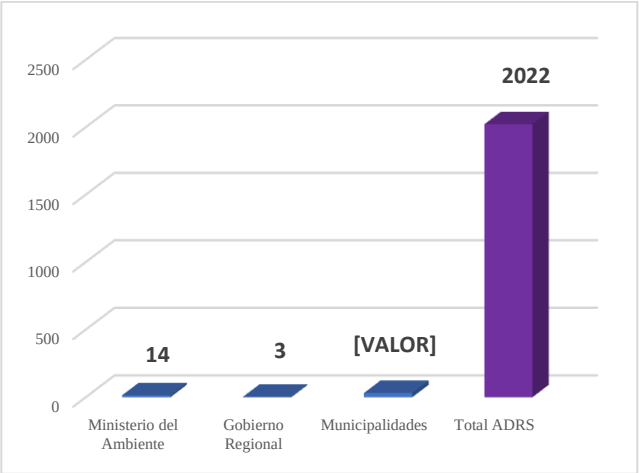


Gráfico 6. Brecha de proyectos de inversión por ADRSM

5.- CONCLUSIONES

- ✓ El año 2018, el OEFA registró 1585 ADRSM.
- ✓ El año 2022, el OEFA aprueba el Reglamento para la elaboración, administración y actualización de los inventarios nacionales de residuos.
- ✓ A julio de 2025, el OEFA registró 2022 ADRSM y 1365 ADR No Municipales de la Construcción y Demolición.
- ✓ A la fecha, se tiene un total de 717 IRS de las cuales 106 son IDF operativas.
- ✓ De las 717 IRS, señalar que las IVR se han incrementado en los últimos 4 años, de 67 a 562, siendo principalmente valorización de residuos orgánicos municipales.
- ✓ A julio de 2025, existe una brecha de 97.6 % de ADRSM, que no cuentan con proyectos de inversión pública para su recuperación (cierre).
- ✓ Existen 5031 hectáreas aproximadamente afectadas por la inadecuada disposición final de residuos municipales y no municipales de la construcción y demolición.

6.- REFERENCIAS

(i) Decreto Legislativo N.° 1278. (2016). Aprueba la Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos, Perú. Modificatorias.

(ii) Decreto Supremo N.° 014-2017-MINAM (2017). Aprueba el Reglamento de la Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos, Perú. Modificatorias.

(iii) Resolución de Consejo Directivo N.° 0010-2022-OEFA/CD. (2022). Aprueba el Reglamento de Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Sólidos e Inventario Nacional de Infraestructuras de Residuos Sólidos.

(iv) Resolución Directoral N.° 00018-2022-OEFA/DSIS. (2022). Aprobar el Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Sólidos, y aprobar el Inventario Nacional de Infraestructuras de Residuos Sólidos.

(v) Compendio de resoluciones de actualización de los inventarios de residuos sólidos del OEFA: https://www.gob.pe/institucion/oefa/colecciones/16294-compendio-de-resolcuones-de-actualizacion-

de-los-inventarios-de-residuos-solidos-del-oefa (accedido en agosto de 2025)

(vi) Portal Interactivo de Fiscalización Ambiental del OEFA, Perú: https://pifa.oefa.gob.pe/AppResiduos/ (accedido en agosto de 2025)

(vii) Banco de Inversiones. Consulta Avanzada de Inversiones: https://ofi5.mef.gob.pe/inviertePub/ConsultaPublica/ConsultaAvanzada (accedido en agosto de 2025)

(viii) Fiscalización ambiental en residuos sólidos de gestión municipal provincial: informe 2013-2014. OEFA. https://repositorio.oefa.gob.pe/items/582a06a6-4b8b-4408-b391-6fb0d646064f (accedido en agosto de 2025)

ID 199. CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS ORDINARIOS Y SU APORTE A LA GOBERNANZA AMBIENTAL EN LA UNIVERSIDAD NACIONAL

Rojas-Vargas, Julián[1]; Méndez-Alfaro, Susana[2]
[1]UNA Campus Sostenible, Vicerrectoría de Administración, Universidad Nacional, Costa Rica.
julian.rojas.vargas@una.ac.cr
[2] UNA Campus Sostenible, Vicerrectoría de Administración, Universidad Nacional, Costa Rica.
susana.mendez.alfaro@una.ac.cr

Resumen

La gestión de residuos en instituciones de educación superior plantea retos que confluyen en dimensiones técnicas, normativas y educativas. En la Universidad Nacional (UNA), mediante la gestión del Centro de Acopio Institucional (CAI), entre 2021 y 2024 se caracterizó la fracción de residuos ordinarios en la Sede Omar Dengo, con el fin de generar insumos para la gobernanza y las políticas institucionales de gestión ambiental.

Los resultados muestran que los residuos orgánicos constituyen el principal componente (41–55 %), seguidos por materiales no valorizables y una proporción significativa de reciclables mal clasificados, lo que evidencia deficiencias en la separación en la fuente y necesidad de fortalecimiento de estrategias de gestión. Asimismo, se identificaron variaciones en la generación per cápita vinculadas a cambios en la presencialidad post-pandemia. Estos resultados no solo aportaron datos cuantitativos, sino que también respaldaron la toma de decisiones institucionales, alineadas con la Ley para la Gestión Integral de Residuos (Ley 8839), el Programa de Gestión Ambiental Institucional (PGAI) y las estrategias nacionales de descarbonización.

En conjunto, la caracterización de residuos se consolida como un instrumento de gobernanza ambiental que orienta la formulación de políticas, fortalece la educación ambiental institucional y posiciona a la UNA como un laboratorio vivo de sostenibilidad y modelo replicable para otras instituciones públicas.

Palabras clave: gobernanza, políticas, residuos, universidad

Abstract

Waste management in higher education institutions presents challenges that converge in technical, regulatory, and educational dimensions. At the National University (UNA), through the operation of the Institutional Collection Center (CAI), the ordinary waste stream at the Omar Dengo Campus was characterized between 2021 and 2024, with the purpose of generating inputs for governance and institutional environmental management policies.

The results indicate that organic waste constitutes the main component (41–55%), followed by non-recoverable materials and a significant proportion of misclassified recyclables, highlighting deficiencies in source separation and the need to strengthen management strategies. In addition, variations in per capita waste generation were identified, linked to shifts in on-campus presence during the post-pandemic period. These findings not only provided quantitative data but also supported institutional decision-making, aligned with the Waste Management Law (Law 8839), the Institutional Environmental Management Program (PGAI), and national decarbonization strategies.

Overall, waste characterization is consolidated as an environmental governance tool that guides policy formulation, strengthens institutional environmental education, and positions UNA as a living laboratory for sustainability and as a replicable model for other public institutions.

Introducción

La gestión integral de residuos sólidos (GIRS) se ha consolidado como un desafío prioritario a nivel global y local, debido a los impactos ambientales, sociales y económicos que generan los patrones de producción y consumo actuales. Según el Banco Mundial, en 2016 se generaron aproximadamente 2.01 mil millones de toneladas de residuos sólidos municipales, con proyecciones de alcanzar 3.40 mil millones en 2050 si no se adoptan medidas efectivas de gobernanza (Kaza et al., 2018).

El incremento sostenido en la generación de residuos no solo dificulta los procesos de gestión, sino que también constituye un factor relevante en la intensificación de problemáticas ambientales de alcance global, como el cambio climático. En particular, el sector de residuos se reconoce como una fuente significativa de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), aportando aproximadamente el 20% a nivel mundial (UNEP & CCAC, 2021) y alrededor del 14,8% de las emisiones generadas en Costa Rica (MINAE & IMN, 2021).

En Costa Rica, el marco normativo liderado por la Ley para la Gestión Integral de Residuos (Asamblea Legislativa, 2010) y su reglamento, así como el Decreto Ejecutivo No. DRS-437-IC-11, han establecido obligaciones para los gobiernos locales, instituciones públicas y privadas, promoviendo la prevención, valorización y disposición adecuada de los residuos,

A nivel universitario, la Universidad Nacional (UNA) ha desarrollado múltiples experiencias innovadoras de gestión participativa, orientadas a la reducción y aprovechamiento de residuos. Ejemplo de ello son los proyectos de gestión de residuos sólidos aprovechables (Rojas-Vargas & Garita-Sánchez, 2017), residuos eléctricos y electrónicos (Rojas-Vargas & Fernández, 2018), aceite vegetal usado (López-Cruz, Rojas-Vargas, & Bogantes-Sánchez, 2019), residuos orgánicos (Rojas-Vargas, Monge-Fernández, & Herrera-Araya, 2019), y programas contra el desperdicio de alimentos (Rojas-Vargas, Monge-Fernández, & Fernández-Hidalgo, 2020; Rojas-Vargas et al., 2021a, 2021b).

Adicionalmente, se ha incorporado la gestión de residuos valorizables como proyecto de reducción de emisiones GEI con impacto

directo sobre la generación de residuos ordinarios llevados al relleno sanitario (Méndez-Alfaro, 2024). Estas iniciativas no solo han permitido reducir la huella de carbono institucional, sino también fomentar procesos educativos y de gobernanza participativa que refuerzan el compromiso social y ambiental de la comunidad universitaria (Bolaños-Palmieri et al., 2021; Mora-Mata, Rojas-Vargas, & Madriz-Martínez, 2021; Rojas-Vargas, Mora-Barrantes, Herrera-Vargas, & Arias-Zúñiga, 2022).
El concepto de gobernanza ambiental aplicado a la gestión de residuos implica reconocer la interacción entre diversos actores sociales, institucionales y privados en la toma de decisiones, la implementación de políticas y el seguimiento de resultados (ONU, 2015). En este sentido, los lineamientos de la Política Nacional para la Gestión Integral de Residuos (Ministerio de Salud, 2010) y el Decreto Ejecutivo No. DRS-437-IC-11 constituyen la base normativa que guía la acción colectiva en Costa Rica.

Objetivos

Caracterizar la composición y cantidad de residuos ordinarios generados en la Sede Omar Dengo (2021–2024).

Generar insumos para el diseño y fortalecimiento de políticas institucionales de gestión de residuos.

Metodología

2.1. Diseño del estudio
El estudio se llevó a cabo en la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA), ubicada en la provincia de Heredia. La institución cuenta con el programa UNA-Campus Sostenible, el cual lideró el proceso de caracterización y manejo de residuos sólidos. Este programa ha desarrollado diversas estrategias de valorización, compostaje y educación ambiental, que constituyeron la base para la aplicación de la metodología de esta investigación.

2.2. Recopilación de la información
Los residuos fueron recolectados en distintos edificios del Campus Omar Dengo y depositados en bolsas plásticas etiquetadas con información sobre su lugar de origen. Posteriormente, las bolsas fueron trasladadas en vehículos oficiales hasta las instalaciones del Centro de Acopio Institucional (CAI), donde se centralizó la operación.
Una vez en el CAI, las bolsas fueron pesadas individualmente para registrar la cantidad de residuos generados por cada edificio. Luego, se realizó una clasificación del contenido en categorías definidas: papel, plástico, vidrio, metal, residuos orgánicos, residuos peligrosos, polilaminados y otros.
La clasificación se llevó a cabo mediante una matriz diseñada para desglosar cada tipo de residuo en subcomponentes específicos, lo que permitió obtener un nivel de detalle más preciso sobre la composición. Tras la separación, cada grupo de subcomponentes fue nuevamente pesado para cuantificar su aporte relativo en la generación total de residuos.
El diseño y aplicación de la matriz se fundamentó en investigaciones previas desarrolladas en la Universidad Nacional, en las cuales se documentó la gestión integral y el aprovechamiento de residuos sólidos con un enfoque técnico y reproducible (Rojas-Vargas, Monge-Fernández & Herrera-Araya, 2019).
2.3. Procesamiento y análisis de datos
Los datos obtenidos durante la clasificación fueron sistematizados en registros electrónicos, lo que permitió construir bases de datos comparables entre las distintas categorías de residuos. A partir de esta información, se calcularon indicadores de generación per cápita, proporción relativa de cada categoría de residuos y potencial de valorización de materiales reciclables.
El análisis se realizó bajo un enfoque cuantitativo-descriptivo, lo que permitió caracterizar los residuos sólidos del campus universitario en términos de volumen, peso y composición. Asimismo, se identificaron patrones de generación asociados a las diferentes áreas de la institución y se evaluaron oportunidades de mejora en los procesos de gestión y aprovechamiento de residuos.
2.4. Consideraciones éticas y ambientales
El manejo de los residuos se efectuó bajo protocolos de bioseguridad para garantizar la protección del personal involucrado en la recolección y clasificación. Asimismo, se cumplieron las disposiciones nacionales vigentes en materia de gestión de residuos sólidos, incluyendo las normativas técnicas y regulatorias aplicables.

Resultados y discusión

El análisis de la fracción de residuos ordinarios de la Sede Omar Dengo de la Universidad Nacional (2021–2024) evidenció que los residuos orgánicos constituyen el principal componente (41–55 %), seguidos por la categoría “otros” (materiales no valorizables y mezclados, ~29 %) y los plásticos (6,7–13 %). Papel, metales y vidrio se registraron en proporciones menores (<10 %), pero su presencia dentro de la fracción ordinaria confirma fallas en la separación en la fuente y oportunidades perdidas de valorización.

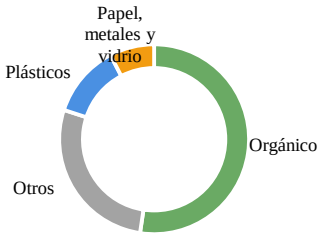


Figura 1. Composición de los residuos sólidos generados entre el 2021 y el 2024 en la Universidad Nacional.
Desde un punto de vista técnico, esta composición confirma que la fracción orgánica debe ser considerada el eje de intervención

prioritaria, especialmente considerando que los residuos orgánicos al descomponerse generan metano, un gas de GEI con un potencial de calentamiento global 28 veces mayor que el dióxido de carbono (Scharff, et al., 2023). Experiencias nacionales e internacionales coinciden en que su adecuada gestión mediante compostaje y biodigestión puede reducir significativamente el impacto ambiental y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas (Fernández, 2020; Ministerio de Salud, 2021). En la UNA, la integración de proyectos de compostaje a escala institucional permitiría transformar un pasivo ambiental en un insumo productivo para áreas verdes y huertos universitarios, aportando al modelo de economía circular promovido por la Estrategia Nacional de Economía Circular (Universidad Nacional, 2023).

La inclusión persistente de materiales valorizables en la fracción ordinaria refleja una deficiencia estructural en los sistemas de separación, aspecto también identificado en estudios previos en la UNA (García-Araya et al., 2016). Este hallazgo valida la necesidad de innovar en infraestructura diferenciada, incorporando tecnologías de trazabilidad digital (sensores, códigos QR y sistemas de monitoreo en tiempo real) que permitan identificar fallos en la separación y retroalimentar a las unidades académicas. En este sentido, Ureña-Mora y Camacho-Murillo (2023) señalan que factores como planificación, comunicación y retorno financiero son determinantes para la gobernanza de residuos en entornos universitarios.

Particular relevancia adquiere el incremento proporcional de plásticos, fenómeno que coincide con las tendencias nacionales de consumo de envases de un solo uso (Ministerio de Salud, 2021). Este resultado sugiere la necesidad de implementar medidas restrictivas y de sustitución de materiales, replicando experiencias como la del Tecnológico de Costa Rica, donde la reducción del 57 % en residuos plásticos se logró mediante control operativo, educación ambiental y políticas internas de restricción (González-Corrales & Martínez-Chaves, 2020).

La tasa de generación per cápita mostró variaciones importantes: de 0,017 kg/persona/día en 2021 a 0,038 kg/persona/día en 2024, reflejando el efecto del retorno progresivo a la presencialidad post-pandemia y cambios en los patrones de consumo. Este indicador, más allá de su valor cuantitativo, representa un instrumento clave de gobernanza, ya que permite establecer metas institucionales de reducción, evaluar el impacto de políticas internas y ajustar programas de educación ambiental.

Finalmente, los resultados confirman lo que la literatura señala: las universidades no solo son generadoras de residuos, sino que deben consolidarse como laboratorios vivos de sostenibilidad y gobernanza ambiental (Kaza et al., 2018).

En el caso de UNA-Campus Sostenible, estos resultados consolidan los esfuerzos del Sistema para la Carbono Neutralidad, al proporcionar información precisa sobre la generación y composición de los residuos, la cual es fundamental para diseñar estrategias de reducción de emisiones. Hasta ahora, dichas estrategias se han enfocado principalmente en la gestión de residuos valorizables; sin embargo, los datos recientes indican que la gestión de residuos orgánicos debe considerarse una prioridad estratégica. Asimismo, la caracterización de los residuos se constituye en un insumo clave para la formulación de políticas internas y programas de educación ambiental, fortaleciendo la formación de profesionales y ciudadanos comprometidos con la transición hacia modelos sostenibles.En síntesis, los hallazgos de este estudio evidencian que la gestión de residuos en la Universidad Nacional debe ser abordada como un proceso de mejora continua, combinando el diagnóstico técnico-científico, la innovación tecnológica, la educación ambiental institucionalizada y la formulación de políticas. Estos resultados sientan la base para consolidar un modelo universitario de gobernanza en residuos, con potencial de replicabilidad en otras instituciones públicas del país.

La UNA ha liderado proyectos participativos que han sido documentados en la literatura científica. Por ejemplo, se han descrito las iniciativas para residuos sólidos aprovechables (Rojas-Vargas & Garita-Sánchez, 2017), residuos eléctricos y electrónicos (Rojas-Vargas & Fernández, 2018), gestión de aceite vegetal usado (López-Cruz et al., 2019), residuos orgánicos (Rojas-Vargas et al., 2019), desperdicio de alimentos (Rojas-Vargas et al., 2020; Rojas-Vargas et al., 2021a, 2021b), así como estudios de aprovechamiento agrícola (Mora-Mata et al., 2021) y de producción de fertilizantes a partir de trampas de grasas (Rojas-Vargas et al., 2022). Estas experiencias muestran cómo la academia puede generar impactos positivos en la sostenibilidad institucional.

Conclusiones

La predominancia de residuos orgánicos destinados a los rellenos sanitarios evidencia la necesidad de fortalecer los programas de compostaje institucional, integrándolos con investigación aplicada y proyectos piloto de economía circular como estrategia para la reducción de emisiones de GEI. La producción de compostaje podría, además, contribuir a la fertilización de áreas verdes y huertos universitarios, disminuyendo la dependencia de los rellenos sanitarios y aportando de manera significativa a la meta nacional de carbono neutralidad.

La presencia recurrente de materiales valorizables en el flujo ordinario evidencia la urgencia de fortalecer la infraestructura de separación diferenciada y diseñar sistemas de trazabilidad digital que permitan monitorear en tiempo real el desempeño de unidades académicas. La incorporación de tecnologías de sensorización e inteligencia artificial para la clasificación representa un campo de innovación aplicable en campus universitarios.

Los resultados sugieren que la formación ambiental debe trascender actividades aisladas y consolidarse como una política institucional permanente, transversal al currículo y a la gestión administrativa. Esto implica integrar la educación ambiental en procesos de inducción estudiantil y laboral, así como en los planes de estudio, de manera que la separación de residuos deje de ser un acto voluntario y se convierta en un comportamiento institucionalizado.

La caracterización de residuos en la UNA confirma que las universidades son laboratorios vivos de gobernanza ambiental, con capacidad de generar modelos replicables en instituciones públicas y municipalidades. La sistematización de experiencias permite transferir prácticas exitosas en separación, compostaje y valorización hacia comunidades y gobiernos locales, consolidando el rol de la academia en la política pública nacional.

Los datos de caracterización no deben considerarse un insumo aislado, sino un instrumento de gobernanza ambiental que orienta decisiones estratégicas en infraestructura, normativas internas y rendición de cuentas. Esto alinea la práctica universitaria con la Ley 8839 y la Estrategia Nacional de Economía Circular, posicionando a la UNA como un actor clave en la transición hacia

modelos sostenibles de gestión de residuos en Costa Rica.

Referencias bibliográficas

Asamblea Legislativa. (2010). Ley para la Gestión Integral de Residuos, No. 8839.

Bolaños-Palmieri, C., Jiménez-Morales, M. F., Rojas-Vargas, J., Arguedas-Camacho, M., & Brenes-Peralta, L. (2021). Food Loss and Waste Actions: Experiences of the Costa Rican Food Loss and Waste Reduction Network. Foods, 10(2358), 1-16. https://doi.org/10.3390/foods10102358

Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Banco Mundial.

López-Cruz, K., Rojas-Vargas, J., & Bogantes-Sánchez, J. (2019). Gestión integral de los residuos de aceite vegetal de cocina en las sodas del Campus Omar Dengo de la Universidad Nacional de Costa Rica. Revista Uniciencia, 33(1), 18-29.

Méndez-Alfaro, S. (2024). Informe de resultados de GEI 2023 de la Universidad Nacional. https://documentos.una.ac.cr/handle/unadocs/17464

Ministerio de Ambiente y Energía, MINAE & Instituto Meteorológico Nacional, IMN (2021). Inventario Nacional de gases de efecto invernadero y absorción de carbono 1990-2017. Primera Edición. https://cambioclimatico.minae.go.cr/inventario-nacional-de-gases-de-efecto-invernadero-ingei/

Mora-Mata, J., Rojas-Vargas, J., & Madriz-Martínez, M. (2021). Efecto del lombricompost en el cultivo de rábano (Raphanus sativus L.) para favorecer la producción sostenible bajo condiciones de invernadero en Barva, Heredia. Rev Ambientico, 280(1), 59-66.

ONU. (2015). Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.

Rojas-Vargas, J., & Garita-Sánchez, N. (2017). Gestión integral de residuos sólidos aprovechables: experiencia participativa de la comunidad universitaria. Rev Ambientico, 264(1), 45-49.

Rojas-Vargas, J., & Fernández, K. (2018). Gestión integral de residuos eléctricos y electrónicos de la Universidad Nacional. Rev Ambientico, 267(1), 49-53.

Rojas-Vargas, J., Monge-Fernández, Y., & Herrera-Araya, A. (2019). Management and use of organic solid waste during the period 2013-2016 at Universidad Nacional. Revista Uniciencia, 34(1), 60-73.

Rojas-Vargas, J., Monge-Fernández, Y., & Fernández-Hidalgo, K. (2020). Desperdicios de alimentos en sodas concesionadas de una Universidad Pública en Heredia, Costa Rica. Tecnología en Marcha, 33(1), 152-164. https://doi.org/10.18845/tm.v33i1.5029

Rojas-Vargas, J., Monge-Fernández, Y., Jiménez-Morales, M. F., Brenes-Peralta, L., Arguedas-Camacho, M., Hidalgo-Viquez, C., Peña-Vásquez, M., & Vásquez-Rodríguez, B. (2021a). Food loss and waste in food services from educational institutions in Costa Rica. Tecnología en Marcha, 34(2), 187-196. https://doi.org/10.18845/tm.v34i2.4854

Rojas-Vargas, J., Mora-Barrantes, J., Herrera-Vargas, P., & Arias-Zúñiga, V. (2022). Waste management: a study on generating organic fertilizer from oil and grease trap systems. Revista Uniciencia, 36(1), 1-16. https://dx.doi.org/10.15359/ru.36-1.1

Scharff, H., Soon H-Y., Rwabwehare-Taremwa S., Zegers, D., Dick, B., Villas-Bôas, T. & Shamrock J. The impact of landfill management approaches on methane emissions. *Waste Management & Research*. 2023;42(11):1052-1064. doi:10.1177/0734242X231200742

United Nations Environment Programme, UNEP & Climate and Clean Air Coalition, CCAC (2021): Global Methane Assessment: Benefits and Costs of Mitigating Methane Emissions. https://www.ccacoalition.org/resources/global-methane-assessment-full-report.