MEMORIAS DEL 62° CONGRESO INTERNACIONAL DE ACODAL: AGUA, SANEAMIENTO, AMBIENTE Y ENERGÍAS RENOVABLES.

SEXAGÉSIMA SEGUNDA VERSIÓN – 29, 30, 31 DE MAYO DE 2019

Nelson Castaño Contreras
Michelle Feuillet Guerrero
COMPILADORES

JUNTA DIRECTIVA

PRESIDENTE:
Ignacio Restrepo Baquero

VICEPRESIDENTE:
Geovanis Arrieta Bernate

SECTOR DE SERVICIOS AMBIENTALES, CONSTRUCCIÓN O CONSULTORÍA
Gestión y Resultados, Rocío del Pilar Arrieta Bernate – Geovanis Arrieta B.

MIEMBROS PERSONALES
Ignacio Restrepo Baquero (p) - Germán Espejo Mejía (s)
Carlos Rufino Costa Posada (p) - Luis Fernando Ramos Parra (s)

SECTOR INDUSTRIAL Y COMERCIAL:
PAVCO. Pedro Nel González Escobar
ACUATUBOS. Laura Foronda

SECTOR SERVICIOS PÚBLICOS
-Empresa de Servicios Públicos de Chía A.A.A E.S.P. Jairo Pinzón Guerra, Jaime A. Castro
-PROMOAMBIENTAL – Tomás Mendoza Pardo

SECTOR UNIVERSITARIO
Universidad Distrital Francisco José de Caldas – Carlos Yesid Rozo Álvarez

VEEDOR
Carmen Eugenia Sterling S. (p) - Jorge Enrique Ángel (s)

PRESIDENTE EJECUTIVA
Maryluz Mejía de Pumarejo

MIEMBROS SECCIONALES
Seccional Centro
Presidente: Carlos Andres Eduardo Villamil

Seccional Occidente
Presidente: Hugo Salazar Jaramillo

Seccional Noroccidente
Presidente: Jaime Laino Quiceno

Seccional Caribe
Presidente: Juan Pablo Rodríguez

CONGRESO INTERNACIONAL DE ACODAL: AGUA, SANEAMIENTO, AMBIENTE Y ENERGÍAS RENOVABLES.

Esta es una publicación de la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental ACODAL.

Se recogen aquí las memorias del 62° Congreso Internacional de Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables, evento que tiene lugar anualmente en el Centro de Convenciones de la Ciudad de Cartagena de Indias, Bolívar.

ISSN: 2539-0309 (En linea)
Bogotá, 17 de Junio del 2019.
©©Compiladores:
Michelle Feuillet Guerrero
Nelson Castaño Contreras
©© Varios Autores
©© Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL
Diagonal 60 No. 22 – 20
Bogotá D.C., Colombia
PBX: 706 09 00
investigacion@acodal.org.co
Todos los derechos reservados. Prohibida su reproducción total o parcial, por cualquier medio o método sin autorización por escrito de ACODAL.

MEMORIAS DEL 62° CONGRESO INTERNACIONAL DE ACODAL: AGUA, SANEAMIENTO, AMBIENTE Y ENERGÍAS RENOVABLES.

SEXAGÉSIMA SEGUNDA VERSIÓN

29, 30, 31 DE MAYO DE 2019

Nelson Castaño Contreras
Michelle Feuillet Guerrero
COMPILADORES

Contenido

PRESENTACIÓN 7

Diagnóstico del uso y manejo de agroquímicos en el cultivo de fríjol (Phaseolus vulgaris L) en el municipio de Santiago Putumayo Colombia. 8

Estimación de la capacidad de carga turística como herramienta de gestión en prácticas sostenibles: caso de estudio Lejanías, Meta. 18

Caracterización de acueductos rurales en los municipios Vista Hermosa, Puerto Lleras, Mesetas, San José del Guaviare y el Retorno. 34

Valoración de la salud ambiental en viviendas de dos sectores de la ciudad de Bogotá, a partir de la evaluación de impactos generados en la fuente de generación eléctrica y el potencial uso de energía lumínica. 74

Comparación entre la implementación del modelo DRASTIC en acuíferos del Valle de Aburrá y Tenjo Cundinamarca, como herramienta para la evaluación de la vulnerabilidad hidrogeológica. 85

Biosorción de plomo de efluentes mineros usando biomasa modificada de marlo de maiz (zea mays) 95

Impacto de la resolución de productos de sensores remotos en la conformación de modelos de lluvia-escorrentía para simular sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS) 104

Propuesta para la gestión integral de la cadena de valor del reciclaje del plástico en las asociaciones de recicladores en la ciudad de Villavicencio 134

Aprovechamiento de residuos orgánicos en la industrial piscícola en Colombia, para la producción de abono orgánico a partir de la trucha arcoíris. 141

La gestión de sedimentos en los embalses de Colombia caso proyecto hidroeléctrico el quimbo 147

Pulpa de café como alternativa sostenible para la remoción de plomo en aguas sintéticas 156

Modelos regionales para la estimación de caudales medios anuales en la Amazonia y la Orinoquia Colombiana 165

Estudio de la vulnerabilidad de las Aguas Subterráneas por las actividades de enterramiento de cadáveres bajo tierra en cementerios 172

Determinación de la eficiencia de bioadsorción del colorante rojo allura #40, utilizando tusa de maíz, cáscara de banano y cascarilla de arroz aplicado a aguas sintéticas 181

Evaluación de riesgo ambiental asociado al difenoconazol en los cultivos de fresa de una finca piloto en la vereda la Estancia en Madrid, Cundinamarca. 191

Remoción y recuperación de cianuro libre en soluciones acuosas utilizando una resina aniónica. 201

Análisis comparativo de parámetros fisicoquímicos del agua, en el Lago de Yuriria, Guanajuato, México, en dos periodos de muestreo. 209

Es Posible Generar Energía Eléctrica a Partir de los Ecosistemas de Humedales de la Sabana de Bogotá 216

Proceso de acoplamiento coagulación - ozonación para tratar aguas superficiales del lago de Chapala con fines de potabilización. 225

Herramienta tecnológica para el desarrollo productivo y competitivo de cultivos de interés para la seguridad alimentaria colombiana en zonas con alto índice de necesidades básicas insatisfechas en servicios de agua. 234

Elaboración de electrodos de trabajo con materiales económicos y de bajo efecto ambiental, para la determinación de Pb en aguas de una mina de carbón, a través de voltametría. 240

Mal sabor y olor en tilapia de la hidroeléctrica embalse de Betania, Huila - Colombia. 247

Modelamiento físico a escala reducida de estructuras hidráulicas construidas con gaviones y material reciclado (neumático usado) 257

Consecuencias hidroeconómicas del cambio climático en la actividad agrícola de la microcuenca del Mariño, Perú 266

Uso del método de relación de áreas de drenaje para estimar algunas características de la curva de duración de caudales y de caudales de diseño en cuencas no instrumentadas en Santander y Norte de Santander 280

Estudio de Factibilidad de la cáscara de papa como fuente de energía renovable..... 288

Propuesta de metodología para la reducción de escala de la precipitación diaria en el contexto del cambio climático. 297

Evaluación Temporal de la Calidad del Agua en la Potabilizadora del Municipiode Tarqui (Huila. Colombia) 306

Evaluación de la capacidad de autodepuración de ríos de llanura a través de una formulación ecohidráulica. 314

Capacidad de retención experimental de la precipitación en techos verdes con coberturas mixtas..... 321

Validación del modelo Penman – Monteith para el cálculo de la evapotranspiracion potencial en Colombia 330

Evaluación de un Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal con Sistema Vetiver para el Tratamiento de Agua Residual Rural 340

Mejoramiento de la red agrometeorológica en el departamento de Cundinamarca, necesidad del sector agropecuario. 346

Alcantarillado con depuración simultánea. Una alternativa para las zonas rurales..... 358

Aguas residuales de una industria láctea como sustrato para el cultivo en batch de Arthrospira sp.: Composición bioquímica y nutricional de la biomasa..... 367

PRESENTACIÓN

La Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental –ACODAL, realizó el **62° Congreso Internacional de Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables** y simultáneamente, como capítulo Colombiano de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental –AIDIS, el **XVIII Congreso de la Región III** que integra Colombia con los países de Bolivia, Ecuador, Perú y Venezuela. Estos congresos se llevaron a cabo en el hotel y centro de convenciones Las Américas de la ciudad de Cartagena – Colombia, **los días 29, 30 y 31 de mayo de 2019**.

En esta ocasión se contó con **CANADÁ** como **país Invitado de Honor**, con quien se tienen fuertes lazos de inversión. En su carácter de evento internacional, también se contó con la presencia de representantes de países Aliados como Alemania (Estado de Bayern), Corea, España, Estados Unidos, Francia, Holanda, Hungría y Panamá, motivo por el cual los más reconocidos especialistas y empresarios de los sectores académicos, industrial, tecnológico y financiero se dieron en este evento de calidad excepcional que reunió cerca de 2000 asistentes.

Se presentaron un gran número de conferencias técnicas y de desarrollos tecnológicos, las cuales estuvieron a cargo de expertos internacionales en las modalidades conferencias magistrales, conversatorios, seminarios y trabajos técnicos, cuyos ejes temáticos fueron los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible propuestos por la ONU, todo complementado por actividades socio-culturales y de integración entre los asistentes e invitados.

En este documento encontrarán las memorias de los trabajos técnicos en versión completa que fueron presentados durante el evento, y los cuales son investigaciones de interés que se han realizado por diferentes organizaciones y universidades locales e internacionales en diferentes sectores del agua y medio ambiente las cuales son de importancia y relevancia, por lo anterior, agracemos a todos los que hicieron posible el desarrollo de este evento. En especial, a los representantes de AIDIS. Esperamos, mediante el presente documento, contribuir, de alguna manera, al desarrollo de la ingeniería.

Diagnóstico del uso y manejo de agroquímicos en el cultivo de fríjol (Phaseolus vulgaris L) en el municipio de Santiago Putumayo Colombia.

Adriana del Socorro Guerra Acosta[1]*, Lina Fernanda Narváez Aros[2], Joymer Alexander Guevara Barrera[3], Brayan Rafael Getial Montero[4], Carlos Fernando Rosero Espinoza[5]

[1]Instituto Tecnológico del Putumayo, Facultad de Ingeniería, Programa Saneamiento Ambiental
[2, 3, 4, 5] Estudiantes Instituto Tecnológico del Putumayo. Programa Saneamiento Ambiental
**Autor corresponsal:* Putumayo, Instituto Tecnológico del Putumayo, municipio de Colón, Calle 3 Kra 8- 9, Barrio El Centro País. Colombia. Email: aguerra@itp.edu.co – 3137272771.

Resumen

El control de plagas y enfermedades en el cultivo de fríjol del municipio de Santiago Putumayo se caracteriza por el uso de agroquímicos. La investigación evaluó el manejo dado a los agroquímicos en la producción. Para determinar la cantidad de envases, tipo de producto, categoría toxicológica se recolectaron y clasificaron los envases durante 6 meses. En la zona de estudio también se realizaron encuestas relacionadas con aspectos socioeconómicos, manejo, almacenamiento de agroquímicos y riesgos potenciales para los productores. Se recolectaron 1682 envases vacíos, de los cuales el 34% corresponden a fungicidas, el 27% a fertilizantes, el 23% a insecticidas, el 15% herbicidas y sin etiqueta 1%. La principal asesoría para la aplicación es suministrada por almacenes agrícolas 63%, la frecuencia de aplicación depende de las condiciones ambientales que va entre 10 y 15 días. El 88% de los agricultores expuestos a los agroquímicos son hombres, sabiendo que un 55% de los mismos trabajan desde la edad de 16 a 30 años. El 20% no entiende la toxicidad, (18%) dosificación y (5%) el modo de aplicación de la etiqueta del producto. En el análisis multivariado de correspondencia múltiple las encuestas se agruparon en tres grupos por sus similitudes en las respuestas, el primero con 21 de ellas (57.50%), en el segundo con 4 (10%) y el tercero con 15 (32.50 %). Bajo las condiciones del presente estudio se incluye que el uso de los agroquímicos es similar entre los encuestados, caracterizándose por su manejo inadecuado, en cual pone en riesgo la salud de los agricultores y amenazan con el equilibrio de los recursos naturales presentes.

Palabras clave: Agroquímicos, contaminación, fríjol, medio ambiente

Summary

Control of pests and diseases of bean crop in Santiago town are distinguished by the use of agrochemicals. The research tested how agrochemicals were managed in this yield. To determine the quantity of containers, type of product and toxicological category, containers were collected and classified during 6 months. Surveys related to socioeconomic aspects, management, storage of agrochemicals and potential risks for producers were also conducted in the study area. A total of 1682 empty containers were collected, of which 34% correspond to fungicides, 27% fertilizers, 23% insecticides, 15% herbicides and no labeled 1%. Main advising for implementation is provided by agricultural warehouses 63%, frequency of application depends on the environmental conditions

that occur between 10 and 15 days. 88%of farmers exposed to agrochemicals are men, taking into account that 55% of them work from the age of 16 to 30.20% of them do not understand the concept of toxicity, (18%) dosage and (5%) the way of using in the product label.

In the miscellaneous analysis of multiple correspondence, the surveys were grouped into three groups by their similarities in the answers, the first with 21 of them (57.50%), second with 4 (10%) and third with 15 (32.50 %). It must be known that the use of agrochemicals is similar for each respondent, indicating an inadequate use of it, which brings harm to any farmer´s health and threatens the balance of natural resources around.

Key words: agrochemicals, pollution, bean, environment.

Introducción

En Colombia el (decreto 1843 de 1991) reglamenta el uso y manejo de agroquímicos que comprende todas las actividades relacionadas con estas sustancias, tales como producción, experimentación, importación, transporte, almacenamiento, distribución, expendio, exportación, aplicación y disposición final de desechos y residuos de agroquímicos, que tiene por objeto prevenir y minimizar los riesgos derivados del uso de los agroquímicos en materia agronómica, ambiental y sanitaria (Monsalve & trujillo, 2005).

Un aspecto importante sobre los procesos que se realizan en la agricultura es que la mayoría de los agricultores no conocen el manejo adecuado que se les debe dar a los envases de agroquímicos, que de una u otra manera ayuden a mitigar los principales riesgos producidos por agentes tóxicos que ocasionan daño al ambiente y a la salud humana (García & Durga, 2012).

Por lo tanto, la implementación de alternativas adecuadas para el manejo de residuos inorgánicos de agroquímicos se consolida como un aspecto de vital importancia en el desarrollo de los diferentes procesos que se dan en la actividad agrícola garantizando que el campesino cumpla con sus labores de una manera adecuada sin perjudicar el medio ambiente y su salud.

La investigación diagnosticó y analizó el manejo dado a los plaguicidas a lo largo del proceso productivo de cultivo de fríjol voluble en el municipio de Santiago Putumayo, el cual permitirá priorizar alternativas de manejo adecuadas para contrarrestar los efectos adversos por el manejo de los diferentes tipos de plaguicidas.

Métodos de recolección y análisis de información

Localización. El estudio se desarrolló en el municipio de Santiago con coordenadas geográficas 1°08′49″ latitud norte y 77°00′04″ longitud oeste, con una extensión de 577 km² (Corpoamaznonia, 2008). La altitud de la cabecera municipal es de 2.150 msnm, temperatura media de 16°C, precipitación media anual de 1.580 mm, la humedad relativa anual del 83% (Ortega, Rojas, & Delgado, 2009).

Fases a desarrollar. En la primera etapa se realizaron encuestas a los agricultores, acompañados de una observación directa con visitas a fincas y la permanente interacción con los productores involucrados en el proyecto. Para realizar la encuesta se estimó el tamaño de la muestra mediante la aplicación de la fórmula expuesta por Hidalgo y Argoty (1988) citado por Arévalo *et al* 2014).

$$\mathbf{n} = \frac{\mathbf{N} * \mathbf{z}^2 * \mathbf{pq}}{(\mathbf{N}-\mathbf{1}) * e^2 + z^2 * pq} \qquad \textbf{Ecuación (1)}$$

Dónde:
p x q = 0,25 (que corresponde a la probabilidad de acierto y fracaso).
e = 5% (porcentaje de error estimado). (0.05)
z = 1,96 (correspondiente a una confianza del 95%).
N = 55 (número de agricultores encuestados).
n= (total de productores a encuestar)

En la segunda etapa se realizó jornadas de recolección y clasificación de envases y bolsas vacías de agroquímicos utilizados por los agricultores, durante un periodo de seis meses, teniendo en cuenta el tipo, nombre comercial, ingrediente activo, tipo de formulación y grado toxicológico.

Mediante la aplicación de la encuesta, se calculó las siguientes variables.

- Uso de agroquímicos. Productos más utilizados, frecuencia, dosis, criterio de aplicación y asistencia técnica.
- Alternativas de control.
- Aspecto socioeconómico del agricultor, edad, género, nivel educativo, salario y personas a cargo.
- Condiciones de aplicación segura. Persona responsable de las aplicaciones, lugar de la mezcla, equipo de protección, lectura de etiquetas, conocimiento del nivel de toxicidad, manejo de envases vacíos y sobrantes de productos, y mantenimiento de equipo de protección.
- Condiciones ambientales y la percepción del riesgo, usos de fuentes de agua, existencia de escuelas y familias cercanas a los cultivos, conocimiento de síntomas de intoxicación y primeros auxilios.

La información obtenida en las encuestas fue sometida a un análisis multivariado de correspondencia múltiple Système Portable pour l'Analyse de Données (SPAD V 5.0), el cual permite implementar una estrategia de análisis adecuada al tratamiento exploratorio multivariante de grandes tablas de datos.

Resultados y discusión

Análisis disposición final de envases de agroquímicos.

Esta es una acción de vital importancia que permite disminuir los efectos directos e indirectos de la aplicación. Sólo una acción segura y amigable con el ambiente permite reducir los efectos colaterales.

En los datos de recolección y clasificación de envases vacíos de agroquímicos entregados por los agricultores, se encontró que los productos más utilizados en la zona fueron los fungicidas con 579 unidades que equivalen al 34%, los fertilizantes con 450 unidades (27%), 390 unidades de insecticidas con el 23%. Entre los productos menos utilizados están los herbicidas con el 15% y finalmente 13 envases de agroquímicos sin etiqueta que equivalen al 1% del total (Tabla 1).

De igual manera se determinó que el mayor peso se obtuvo con los envases de fungicidas con 56.2 kg que representa un porcentaje de 33%, los fertilizantes e insecticidas son los agroquímicos que están con una cantidad casi similar al pesaje con unos valores de 44.6 y 42.1 kg que resulta a un porcentaje de uso en la zona de 26 y 25% respectivamente, por último, se encuentran los herbicidas de menor cantidad en pesaje con un valor de 27.1 kg y un 16% de uso en la zona.

Tabla 1. Productos y pesaje identificados en la recolección y clasificación de envases

PRODUCTO	NÚMERO (Unidades)	% USO EN LA ZONA POR UNIDADES	PESO (Kg)	% USO EN LA ZONA POR PESO
Fungicidas	579	34%	56.2	33%
Fertilizantes	450	27%	44.6	26%
Insecticidas	390	23%	42.1	25%
Herbicidas	250	15%	27.1	16%
Sin etiqueta	13	1%	1.5	1%
TOTAL	1682	100%	171.5	100%

Fuente: *Esta investigación*

Según la recolección y clasificación de papeletas o bolsas vacías de plaguicidas entregados por los agricultores de la zona de estudio, se identificó que los productos más utilizados en la zona fueron los fungicidas con el 49% (325 unidades), 220 unidades de fertilizantes con el 33%, con el 10% los insecticidas con 68 unidades. El producto menos utilizado son los herbicidas con el 8% que equivalen a 54 papeletas recolectadas.

Por otra parte, sé determino que los agroquímicos con mayor cantidad encontrada son los fungicidas con un pesaje de 14.35 kg y 70% de uso en la zona, los fertilizantes es el segundo producto con una cantidad de 3.48 kg y una frecuencia de uso en la zona de 17% por último encontramos los insecticidas y herbicidas de menor cantidad en pesaje con unos valores de 1.82 y 0.93 kg el cual se observa un uso en la zona de 9 y 5%. (Tabla 2).

Tabla 2. Productos y pesaje identificados en la recolección y clasificación de papeletas (bolsas)

PRODUCTO	CANTIDAD (Unidad)	% USO EN LA ZONA	CANTIDAD (Kg)	% USO EN LA ZONA POR PESO
Fungicidas	325	49%	14.35	70%
Fertilizantes	220	33%	3.48	17%

Insecticidas	68	10%	1.82	9%
Herbicidas	54	8%	0.93	5%
TOTAL	667	100%	21	100%

Fuente: *Esta investigación*

Los principales problemas en la actualidad tienen que ver con la contaminación de estos envases y agregado a eso la dispersión geográfica que tienen. En el sector agropecuario este residuo (los envases vacíos de agroquímicos) se encuentran dispersos, amontonados en los diferentes campos, situación que hace que la recolección de los mismos sea más dificultosa. Cuando falta una gestión continuada en el tratamiento de este tipo de residuos o existe un inadecuado saneamiento ambiental se producen consecuencias negativas en los recursos naturales y en el medio ambiente como puede ser la contaminación del agua subterránea, contaminación atmosférica al quemarse estos envases a bajas temperaturas, entre otros. Así mismo, estos envases pueden ser destinados al "reciclado" por la población, lo cual puede desembocar en un uso cotidiano, sin ningún tipo de control acerca de la limpieza de recipientes o las consecuencias que pueden generar estas conductas (Gerbaudo, 2016).

Ingredientes activos

Según Prinzio & Bannister, (2010) manifiestan que los ingredientes activos son sustancias de origen vegetal, mineral o sintético, donde la formulación facilita la dosificación del agroquímico, ya que se utilizan cantidades fácilmente mensurables, haciendo el producto más seguro en su manejo. Dependiendo del tipo de formulación, existe la posibilidad de que el mismo producto sea clasificado en diferentes categorías toxicológicas. La formulación también permite la mezcla de dos ingredientes activos en una misma formulación, lo que disminuye el costo de la aplicación y también el de producción. No obstante, un aspecto importante que se destacó en la investigación es la función de los ingredientes activos de los agroquímicos más utilizados en las labores realizadas por los agricultores de fríjol de Santiago.

Entre los ingredientes activos de fungicidas tanto para papeletas como envases se obtuvo un total de 904 donde los productos más relevantes fueron Benomil con un 19% seguido del Fosetyl de aluminio con 13% y difeconazole con un 14% (tabla 3).

Tabla 3. Ingredientes activos de Fungicidas

INGREDIENTE ACTIVO	PRODUCTO	CANTIDAD	% USO	CATEGORÍA TOXICOLÓGICA
Benomil	BENOMIL	170	19%	III
Fosetyl de aluminio	FOSETYL	120	13%	III
Difenoconazole	BANAGEN, DIVINO	123	14%	III
Propamocar	ZEPELIN	94	10%	III
Azufre mojable	ELOSAL	91	10%	III
Carbendazin	CARBENDAZIM	87	10%	III
Tebuconazole y Azoxistrobin	TAMIZ, NATIVO	88	10%	II

Clorotalonil	CENTAURO	34	4%	II
Metalaxyl-M y Mancozelo	RIDOMIL	33	4%	III
Azoxystrobin	AMISTAR	35	4%	IV
Chlorothalonil	DACONIL	29	3%	II
TOTAL		904	100%	

Fuente: *Esta investigación*

Los insecticidas evidenciaron 5 ingredientes activos, entre los cuales se destacan cipermetrina con un 40% y clorpifiros con 22% (tabla 4).

Tabla 4. Ingredientes activos de insecticidas

INGREDIENTE ACTIVO	PRODUCTO	CANTIDAD	% USO	CATEGORÍA TOXICOLÓGICA
Cipermetrina	AGROPER, CIPERMETRINA	184	40%	Ib
Clorpirifos	CLORPYIRIFOS	102	22%	II
Ciromazina	CIROMAX	76	17%	II
Avermectina	CAMPO TIN	53	12%	III
Metomil	PILALARMATE	43	9%	Ib
TOTAL		458	100%	

Fuente: *Esta investigación*

El nivel de riesgo para los humanos y para el ambiente está en función del grado de toxicidad del de los agroquímicos en sistema agrícola. Según el (Decreto 1843 de 1991) en el artículo 14 se refiera a las categorías toxicológicas de los agroquímicos donde se clasifican en cuatro; I (rojo) extremadamente toxico, II (amarillo), altamente tóxicos, III (azul) medianamente tóxicos y IV (verde) ligeramente tóxicos. Con respecto a la toxicidad dentro de la investigación la mayoría de los productos utilizados son de categoría III medianamente tóxicos, como también se observó que los productos de categoría I (rojo) y II (amarillo), los agricultores los están aplicando para el cultivo de fríjol (Tablas 3,4), siendo este un problema ambiental, económico y social.

Análisis multivariado de correspondencia múltiple (ACM) de las encuestas.

Con el ACM se pudo establecer que los 7 primeros factores permiten explicar el 67.43 % de la variabilidad total, de los cuales sobresalen los dos primeros factores (Tabla 5).

Tabla 5. Valores propios de las variables cuantitativas resultantes del análisis multivariado de correspondencia múltiple

FACTORES	VALORES PROPIOS	PORCENTAJE	PORCENTAJE ACUMULADO
1	0.2754	16.28	16.28
2	0.2139	12.64	28.92
3	0.1858	10.98	39.90
4	0.1545	9.13	49.02
5	0.1221	7.22	56.24
6	0.0973	5.75	61.99
7	0.0920	5.44	67.43

Fuente: *Esta investigación*

Según la tabla 5, se puede evidenciar que el primer factor representa el 16.28% de la variabilidad el segundo 12.64%, el tercero 10.98%, el cuarto 9.13% y el quinto 7.22%, representando que los cinco primeros factores tienen un porcentaje acumulado del 56.24% de la variabilidad de la encuesta aplicada a los productores de fríjol del municipio de Santiago Putumayo.

Análisis de conglomerado de las encuestas

Tabla 6. Conglomerado de encuestas

GRUPO	Nº DE ENCUESTAS	ENCUESTAS	PORCENTAJE (%)
I	21	1 2 5 8 9 10 12 13 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34	57.50
II	4	3 4 6 7	10
III	15	9 11 14 15 16 17 18 19 20 21 35 36 37 38 40	32.50

Fuente: *Esta investigación*

De acuerdo a la tabla 6, en el grupo I se incluyen 21 encuestas , las cuales son 1 2 5 9 13 12 10 8 22 23 31 27 26 34 24 28 29 30 32 25 y 33, en el grupo II, se encuentran 4 encuestas, las cuales son 7 4 6 y 3, finalmente en el grupo III, se encuentran 15 enceustas , las cuales son 14 21 16 18 19 17 15 20 9 38 40 11 36 35 y 37 que representan 57.50%, 10% y 32.50% de la totalidad de encuestas evaluadas respectivamente.

Con respecto al sobrante del producto preparado los agricultores en el grupo I manifiestan que lo tiran, trayendo diferentes problemas ambientales y de salud para los mismos. En el grupo II los utilizan en diferentes sectores dándole un buen provecho. Para el grupo III ellos aplican todo el producto preparado ya que Moreno, (2009) afirma que se debe calcular muy bien la cantidad de mezcla a utilizar de acuerdo al área a tratar. Esto se hace por medio de la calibración, calculando el volumen de la mezcla y la cantidad de producto comercial requerido.

Se determinó que en el grupo I para la pregunta, en qué lugar se almacenan los agroquímicos, 19 encuestados respondieron la opción 3 (deposito aislado), lo cual es positivo ya que de esta manera se minimiza el contacto que puedan tener las personas y el medio ambiente con estos envases los cuales poseen una alta toxicidad.

De esta manera se puede decir que los agricultores deben tener en cuenta las siguientes recomendaciones antes de comprar insumos agrícolas: En cada recipiente que se deposite en el almacén se debe anotar su fecha de compra o de llegada, cerciorarse de que todos los recipientes tengan etiquetas adecuadas, y de que éstas no se despeguen y se mantengan limpias y legibles, habrá que reemplazar las etiquetas que estén en malas condiciones (FAO, SF).

En la asesoría para el manejo y aplicación de agroquímicos, la variable encontrada en el grupo III fue, V12=3 (ninguno 23%) y en el grupo I se encontraron las respuestas V12=1 (secretaria de agricultura 0%) y V12=4 (agropecuarias 63%) la cual esta es las más seleccionada por los agricultores ya que la distribución y expendio de productos clasificados dentro de las categorías I y II (extremadamente y altamente tóxicos), requiere fórmula o prescripción de un Ingeniero Agrónomo u otro profesional capacitado en las áreas agropecuarias o de salud, debidamente inscrito de acuerdo con el ámbito de competencia y, solo se permitirá la distribución o expendio a personas que presenten el certificado de idoneidad) (Artículo 63, decreto 775, 1990).

Conclusiones

En la zona de estudio el consumo de agroquímicos para el cultivo de fríjol es alto, donde se pudo determinar la variedad de estos teniendo en cuenta los diferentes ingredientes activos, en los fungicidas se hallaron 11, para los insecticidas y herbicidas se encontraron de 5 cada uno. La mayoría de los agricultores utilizan lo básico en elementos de protección personal (botas, guante, mascara), pero estos no ayudan a que ellos no tengan consecuencias por la preparación y aplicación de agroquímicos, además, la disposición de los envases y las bolsas vacías de los productos se realiza de una manera inadecuada, encontrándolos dispersos en lugares que representan un peligro ambiental y para la salud humana.

La toxicidad de los insecticidas (Agroper, Cipermetrina, Pilalarmate) y el herbicida (Paraquat) es alta (categoría I, extremadamente tóxico) donde se ven afectados la parte social, económica y ambiental de los productores. En el análisis multivariado de correspondencia múltiple las encuestas se agruparon en tres grupos por sus similitudes en las respuestas, el primero con 21 de ellas (57.50%), en el segundo con 4 (10%) y el tercero con 15 (32.50 %).

BIBLIOGRAFÍA

Arévalo C., A., Bacca, T. & Soto G., A. (2014). Diagnóstico del uso y manejo de plaguicidas en fincas productoras de cebolla junca Allium fistulosum en el municipio de Pasto. Revista Luna Azul, 38, 132-145. Recuperado de http://lunazul.ucaldas.edu.co/index.php?option=content&task=view&id=898

Asela, D., Puerto, M., Susana, D., Tamayo, S., Daniel, L., & Estrada, E. P. (2014). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud Effects of pesticides on health and the environment, *52*(3), 372–387.

Castillo, F. R. B. (2013). ASISTENCIA TÉCNICA Y CAPACITACIÓN SOBRE BUENAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS EN CULTIVOS DE LULO (Solanum quitoense) A 20 AGRICULTORES DEL CENTRO POBLADO DE BELÉN PARA OPTIMIZAR PRODUCCIÓN.

Cámara de comercio del Putumayo. (2017). Asociación de agricultores y cultivadores de frijol de Santiago Putumayo.

Cisneros FH. El manejo Integrado de plagas: Guía de investigación CIP 7. Lima: Centro Internacional de la Papa; 1992.

Comunicado de la Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes septiembre de 2016 CASAFE promueve el uso de equipos de protección personal al manipular agroquímicos

Comisión europea. 2006. La política comunitaria para un uso sostenible de los plaguicidas. Origen de la estrategia. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas;

CORPOAMAZONIA, 2007. José Ignacio Muñoz Córdoba. Guía Ambiental para la Producción Limpia en el cultivo de frijol a partir del estudio de caso de los cultivos en el Valle de Sibundoy - Putumayo.

Corpoamaznonia. (2008). Agenda Ambiental Departamento del Putumayo, 1–98.

Decreto 2092 de 1986. Por el cual se reglamenta parcialmente los Títulos VI y XI de la Ley 09 de 1979, en cuanto a la elaboración, envase o empaque, almacenamiento, transporte y expendio de Medicamentos, Cosméticos y Similares.

Decreto 775 DEL 16 DE ABRIL DE 1990. MINISTERIO DE SALUD. Por el cual se reglamentan parcialmente los Títulos III, V, VI, VII y XI de la Ley 09 de 1979, sobre uso y manejo de plaguicidas.

Decreto NÚMERO 1843 DE 1991. Por el cual se reglamentan parcialmente los títulos III, V,VI, VII Y XI DE LA LEY 09 DE 1979, sobre uso y manejo de plaguicidas.

Decreto N.º 17557. (1991). Recomendaciones para el manejo seguro de los plaguicidas. Costa Rica: Tecnologias en Marcha.

Decreto 1843 de 1991. (1991). DECRETO NÚMERO 1843 DE 1991. POR EL CUAL SE REGLAMENTAN PARCIALMENTE LOS TITULOS III, V,VI, VII Y XI DE LA LEY 09 DE 1979, SOBRE USO Y MANEJO DE PLAGUICIDAS., *1991*(Julio 22).

Davis, G. (2009). DE MANEJO DE PLAGUICIDA EN EL CULTIVO DEL FRIJOL, 1–20.Uso seguro de e Insumos agrícolas Plaguicidas Jorge Milton Moreno Mena ingeniero agrónomo Junio 2009;

Programa de las naciones unidas para el ambiente (PNUMA).

Franco, I., & Saúl, F. (2016). La importancia de los factores productivos y su impacto en las organizaciones agrícolas en león Guanajuato México ., (2), 393–406.

García, C., & Durga, G. (2012). Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa. Revista de Sociedad, Cultura Y Desarrollo Sustentable, 8, 1–10. https://doi.org/1665-0441

GERBAUDO, Yamila L., (2016). Evaluación de prácticas de productores minifundistas en relación a los envases de agroquímicos. Departamento Conhelo, La Pampa, Argentina.

Guaitero, L. B. G. (2010). PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO AMBIENTAL CAUSADO POR EL USO DE PLAGUICIDAS EN SISTEMAS HORTOFRUTÍCOLAS DE LA SABANA DE BOGOTÁ, 1–180.

Meyer-Baron et ál., 2015. Greenpace, LOS PLAGUICIDAS Y NUESTRA SALUD, UNA PREOCUPACIÓN CRECIENTE

Monsalve, A. S., & Trujillo, O. L. M. (2005). Evaluación del uso de plaguicidas en la actividad\r\nagrícola del departamento de Putumayo. Revista Ciencias de La Salud, 3(2), 168–185. Retrieved from http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56230207

Moreno M. Jorge M. 2009. Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente. Uso seguro de insumos agricolas plaguisidas.

Naranjo Aguilar Francisco. Consultor Sistemas de Gestión, CEGEST. 2010- Manejo seguro y eficiente de agroquímicos

Ortega, J., Rojas, H., & Delgado, D. (2009). EXPEDIENTE MUNICIPAL MUNICIPIO DE SANTIAGO, 1–43.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Manual sobre el almacenamiento y control de existencia de plaguicidas

Organización Panamericana de la Salud y Organización Mundial de la Salud (OPS/OMS), Representación en Paraguay. 2011 - PREVENIMOS LAS INTOXICACIONES Y EVITAMOS LA CONTAMINACIÓN MANUAL DE EDUCACIÓN SANITARIA EN PLAGUICIDAS
Prinzio, D., & Bannister, H. (2010). *Tecnología de aplicación de agroquimicos*

Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente – (PNUMA) y la Asociación de Bananeros de Colombia, (AUGURA). 2009. “REDUCCIÓN DEL ESCURRIMIENTO DE PLAGUICIDAS AL MAR CARIBE” Uso seguro de plaguisidas e insumos agrícolas 48.

Estimación de la capacidad de carga turística como herramienta de gestión en prácticas sostenibles: caso de estudio Lejanías, Meta.

Resumen

Esta investigación se lleva a cabo en Lejanías, Meta, caso de estudio finca Paraíso del Guejar ubicada en la zona rural. Tiene por objeto integrar la metodología de capacidad de carga como eje articulador de la gestión sostenible de espacios naturales con potencial de aprovechamiento en ecoturismo. La Finca utilizada como caso de estudio cuenta con un atractivo turístico (cascada de azufre) por su ubicación cercana al rio Guejar, por lo que se constituye en uno de los lugares más concurridos del municipio, no obstante, el turismo que se ejerce en esta zona es un turismo no controlado por lo cual se está viendo afectado el entorno en el que se desarrolla esta práctica. Los criterios de selección utilizados corresponden a los usos turísticos del lugar: intensivo, de conservación y compartido, y se tuvo en cuenta la revisión del marco normativo, la observación directa en salidas de campo, la dotación, equipamiento y servicios conexos del municipio y la construcción de indicadores de presión y estado de los atractivos naturales además, contempla aspectos económicos, socioculturales y ambientales entre estos la estimación de capacidad de carga turística para el sendero de la finca que conduce a la cascada de azufre, de igual manera se elabora el manual de técnicas sostenibles que contempla el buen uso y manejo de los recursos. Como resultado principal se logra una propuesta metódica que integra la metodología de capacidad de carga con la gestión ambiental del territorio, en términos de uso sostenible y aprovechamiento ecoturístico, por medio del manual de prácticas sostenibles con el fin de brindar herramientas para el buen uso y manejo de los recursos, que involucren a la comunidad y a los turistas en un entorno ideal.

Palabras Clave: Sostenibilidad, capacidad de carga, manejo de recursos, ecoturismo, ambiente.

Introducción

El tratamiento teórico de la sustentabilidad como sinónimo de capacidad de carga (CC) es un concepto ecológico muy importante que fue desarrollado para su aplicación en la fauna y flora, con una administración humana, aunque sus principios también son válidos para la aplicación en actividades humanas (Segrado y Arroyo, 2009). La capacidad de carga es un valor dinámico que se convierte en una herramienta de gestión de un territorio, se debe determinar la capacidad de carga como un indicador de base en la gestión integrada (Botero, C. et al., 2018).

Conforme a lo anterior la capacidad de carga turística está definida como una herramienta para lograr el equilibrio entre uso y preservación de un entorno natural en el que se desarrolle una actividad turística (Lorente, 2001); su finalidad es evaluar las diferentes áreas que podrían ser afectadas, y por medio de cálculos específicos arrojar un número máximo de personas que pueden estar simultáneamente en dicho lugar, teniendo en cuenta esta información, la investigación se enfoca en la estimación de la capacidad de carga para el caso de estudio “Finca paraíso del Guejar” ubicada en la zona rural del municipio de Lejanías, Meta, por medio del reconocimiento de su principal atractivo turístico (Cascada de azufre), así mismo, se plantea la

elaboración de un manual de prácticas sostenibles dirigido a la sostenibilidad agraria, con el fin de brindar herramientas para el buen uso y manejo de los recursos que involucren a la comunidad y a los turistas en un entorno sostenible.

El desarrollo sostenible aplicado al turismo hace referencia a “aquellas necesidades de los turistas y de las regiones anfitrionas del presente, además que preserva y promueve las oportunidades para el futuro. Está enfocado a un modelo de gestión de todos los recursos, de tal forma que se satisfagan todas las necesidades económicas, sociales y estéticas al tiempo que se respeta la integridad cultural, los procesos ecológicos esenciales, la diversidad biológica y los sistemas de apoyo a la vida” (OMT, Citado por, Agüera, 2013, p.15).

El objetivo de esta investigación se basa en la estimación de carga turística para el sendero que dirige a la cascada de azufre, ubicado en la finca Paraíso del Guejar, como herramienta para la gestión de prácticas sostenibles que fortalezcan la conciencia ambiental por medio de la elaboración del manual de técnicas sostenibles que contempla el ejemplo de café orgánico como sostenibilidad agraria dando un recurso para el ecoturismo como una herramienta de desarrollo económico, sociocultural y ambiental en la Finca Paraíso del Guejar en Lejanías, Meta, direccionando la actividad turística al sector ecoturístico y de sostenibilidad agraria.

Material y método

La metodología propuesta para la investigación es la estimación de capacidad de carga del sendero que conduce a la cascada de azufre y la construcción del manual de técnicas sostenibles en prácticas de ecoturismo infiere de un análisis profundo de cada una de las 5 actividades principales que compone la investigación, divididas de la siguiente manera.

Figura 1. Metodología de la investigación

Nota: Elaborado por los Autores.

1. Identificación del atractivo turístico

Esta identificación se hizo apoyados en material bibliográfico y reconocimiento presencial en el municipio de Lejanías, Meta.

El material bibliográfico fue suministrado por parte de la Alcaldía del municipio de Lejanías, Meta como se relaciona a continuación.

Cuadro 1. Documentación recuperada

Documentación recuperada	
Sector	**Documento**
Medio Ambiente	• Diagnostico Final EOT • Resolución Cormacarena • Plan de Desarrollo actualizado • PGIRS Lejanías
Económico	• Diagnostico final EOT
Turístico	Mapas turísticos del municipio

Nota: Elaborado por los Autores.

La salida de campo cumplió el siguiente diario de campo.

Cuadro 2. Diario de campo

Recorrido	Atractivo turístico observado
Bogotá- Villavicencio- Lejanías	Paisaje pie de monte llanero
Lejanías (Hotel llano real-alcaldía de lejanías, Meta- Portal del Guejar- Finca paraíso del Guejar- finca maravillas del Guejar- finca el diamante- hotel llano real)- San juan de Arama	Portal del Guejar cuerpo de agua (río Guejar) - **cascada de azufre**- cascada caño lajon- Piedras gordas
San juan de Arama- cañón del Guejar- mesetas- san juan de arama- Granada	Cañón del Guejar formación rocosa, rafting río Guejar, cascadas cañón.
Granada- puerto lleras- puerto rico- San José del Guaviare	Malecón Río Ariari

Nota: Elaborado por los Autores.

Durante el reconocimiento de los 4 lugares más turísticos de lejanías, Meta se observó que el tipo de turismo que se ejerce en este momento es un turismo no controlado, es decir, la entrada a los lugares turísticos es de manera frecuente sin restricción alguna del número de personas lo cual genera un impacto a corto y largo plazo del recurso o atractivo utilizado, además de esto se evidencio la oportunidad de involucrar a la comunidad cercana al atractivo turístico de manera directa, pues se pueden brindar servicios que traerán beneficios también para ellos aprovechando todo el espacio y la infraestructura con la que cuentan.

La gobernación del municipio de Lejanías contempla el turismo como uno de sus principales proyectos potenciales como se observa en el plan de desarrollo del municipio 2016-2019 “Turismo Sostenible como opción de desarrollo económico” sin embargo deben generarse estrategias que definan el modelo turístico que lejanías quiere llevar y lo más importante es que se tenga un control sobre este recurso. La alcaldía en colaboración con entidades como Parques Nacionales Naturales y universidades como la Universidad del Bosque adelantan estudios de capacidad de carga en zonas específicas de protección de lejanías, este estudio es pertinente realizarlo en estos atractivos visitados y mencionados anteriormente para así contribuir a la conservación del recurso.

Con la información obtenida y los recorridos en campo de los atractivos potenciales de lejanías meta se realiza un valoración por medio de listas de chequeo para determinar el lugar con mas potencial ecoturístico en la zona.

Los criterios que se tuvieron en cuenta para la elaboración de estas listas de chequeo fueron la ocupación actual del área, accesibilidad vial, condiciones del suelo y topografía, accesibilidad, distancia a cuerpos hídricos, instalaciones. Con la calificación de las listas de chequeo (ver ANEXO 1) se determinó el caso de estudio (Finca Paraíso del Guejar) por medio de la calificación de criterios contemplados en la lista de chequeo.

Figura 2. Finca Paraíso del Guejar

Nota: Elaborado por los Autores.
Ubicación: Latitud:74° 20´ 57,73″ W/ Longitud:

4° 48´ 59,60″ N. /Altitud: 826 m.s.n.m.

Figura 3. Cascada de Azufre

Nota: Elaborado por los Autores.

2. Identificación de recorridos y senderos

La identificación de recorridos y senderos se hizo por medio del reconocimiento presencial; se realizó el recorrido del sendero con el apoyo de instrumentos de medición, como el odómetro, el cual arrojó la distancia desde el punto de partida (casa principal de la finca paraíso del Guejar) hasta el atractivo turístico (cascada de azufre), la distancia calculada correspondió a 820 metros de recorrido del sendero.

Figura 4. Senderos Finca Paraíso del Guejar

Nota: Elaborado por los Autores

Este sendero cuenta con señalización en partes estratégicas del mismo como se observa en las siguientes fotos, la señalización es rustica e indica atractivos específicos para que no pasen desapercibidos en el trayecto.

Figura 5. Señalización Finca Paraíso del Guejar

Nota: Elaborado por los Autores

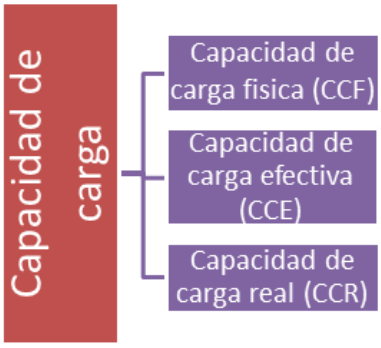
La identificación de este sendero permite delimitar la zona que se ve directamente afectada por el tránsito de los turistas, además de ser una herramienta muy importante para así poder hallar la capacidad de carga turística de la finca paraíso del Guejar con la finalidad de seguir el modelo turístico sostenible en donde se tiene en cuenta el desarrollo de la actividad turística de la mano con el entorno y medio ambiente de tal forma que no se vea afectado negativamente y se pueda seguir aprovechando.

3. Metodología para hallar capacidad de carga

Desde una perspectiva medioambiental, las primeras definiciones sugerían que la capacidad de carga era el nivel de uso recreativo de un área natural protegida que aseguraba el mantenimiento de la calidad medioambiental y la calidad de la experiencia recreativa de los visitantes de los espacios naturales protegidos (Wagar, 1964).

Para la estimación de la capacidad de carga turística en la Finca paraíso del Guejar se empleó la metodología de Cifuentes (1992), esta metodología propone que para establecer la capacidad de carga turística se deben considerar tres niveles como lo son: la capacidad de carga física, capacidad de carga real y la capacidad de carga efectiva (ver figura 4). Por medio de esta metodología se desarrolló una aproximación de capacidad de carga turística para lugares turísticos que requieren de este valor para su sustentabilidad ambiental.

Figura 6. Categorías de estimación de la Capacidad de Carga



Nota: Elaborado por los Autores.

Cifuentes (1992) define las capacidades de carga física, efectiva y real como una relación expresada de la siguiente forma:

$$CCF > CCR \geq CCE \qquad \textbf{Ecuación (1)}$$

Donde:

CCF es la capacidad de carga física y corresponde a la relación entre el espacio disponible y la cantidad de personas que lo pueden visitar durante un día.
CCR es la capacidad de carga real a través de la cual analiza factores del lugar, como son: el factor social, la vulnerabilidad del suelo, la accesibilidad, la precipitación, el brillo solar, los cierres temporales, la propensión a inundarse del terreno llamados factores de corrección y la capacidad de carga Efectiva (CCE).

Los factores de corrección considerados para esta investigación son:

- Factor social (FCsoc)
- Factor de Erodabilidad (FCero)
- Factor de Accesibilidad (FCacc)
- Factor de Anegamiento (FCane)
- Factor de Vegetación (FCveg)
- Factor Precipitación (FCpre)
- Factor de Brillo Solar (FCsol)

CCE es la capacidad de carga efectiva, la cual corresponde al límite máximo aceptable de personas que un lugar puede recibir sin dañarlo o afectarlo, dada la capacidad para ordenarlos y manejarlos. Se obtiene multiplicando la CCR con la capacidad de manejo (CM) (Cifuentes, 1992).

Construcción del Manual de técnicas sostenibles

Para la construcción del manual de técnicas sostenibles caso de estudio Lejanías, Meta, se determinó que la zona de estudio finca paraíso del Guejar, además de prestar servicios turísticos como el senderismo, puede adquirir un valor agregado para los visitantes al relacionarse con el agroturismo, los principales atractivos del agroturismo son la posibilidad de estar en contacto con la naturaleza, la calma que puede experimentarse en el entorno y el acercamiento a tareas productivas que se realizan en el campo.

El manual tiene como propósito brindar información sobre las actividades y acciones realizadas en relación con la sostenibilidad agraria, presentando los cultivos orgánicos específicamente la producción orgánica de café como alternativa sostenible para la Finca Paraíso del Guejar ubicada en la zona rural de Lejanías, Meta. Adicionalmente se presentan las fichas de cultivo respectivamente y la ficha de bocashi como buena práctica en el uso del suelo brindando una orientación a los operadores del servicio turístico como alternativa sostenible que generará beneficios económicos a los habitantes de la finca paraíso del Guejar y un entorno sostenible a los turistas.

Resultados y discusión:

Aplicando la metodología descrita en el apartado anterior se obtuvieron sobre los siguientes resultados:

Capacidad de carga física: Para este cálculo, se usan los factores de visita (horario 8 horas y tiempo de visita 1.5 horas) (Cifuentes, 1992).

CCF= S/SP*NV **Ecuación (2)**
CCF= 820/1*5=4100 visitas/día
Se obtiene la capacidad de carga física de la división de la longitud de sendero sobre el tiempo que se tarda el recorrido, multiplicando este resultado por el número de visitas (5).
Este último factor (NV) en los senderos equivale a:

NV=Hv/Tv **Ecuación (3)**
NV=8/1.5= 5 visitas/ día

Para la capacidad de carga real (CCR) se tienen en cuenta los factores de corrección, estos factores hacen referencia a las variables ambientales que puede presentar el sendero. No se tomaron en cuenta dos factores de corrección el de cierres temporales y fauna, pues en Lejanías, Meta, puntualmente en la finca Paraíso del Guejar, no hay cierres temporales del sendero ni presencia de especies en peligro de extinción o algún tipo de amenaza.

CCR=CCF*FCx **Ecuación (4)**
Donde:
Fcx: Factor de corrección de la variable “x”

FCx=1-Mlx/Mlx **Ecuación (5)**

Donde:
Mlx: Magnitud limitante de la variable “x”
Mtx: Magnitud total de la variable “x

- Factor social (FCsoc)

Determinada por el flujo de visitantes, grupos máximos de personas y distancia entre grupos. Considera aspectos referentes a la calidad de la visita.
FCsos=1-Mlx/Mlx

El número de grupos (NG) que puede estar simultáneamente en cada sendero se calcula así:

NG=Ls/Dg **Ecuación (6)**
Donde:
Ls: largo total del sendero
Dg: distancia requerida por cada grupo

NG=820m/213m=3.8

Teniendo en cuenta que son 200m y 13 de cada persona en el recorrido para un total de 213 metros. Es necesario calcular el número de personas que pueden estar simultáneamente en el lugar o sendero apoyándonos en la siguiente formula:

P=NG*Npp **Ecuación (7)**
Donde
NG: Numero de grupos
Npp: número de personas por grupo

P=3.8*13=49.4 personas
Ml (magnitud limitante del sendero), como cada persona ocupa 1 m de espacio equiparamos por esta unidad de medida el factor P (Personas) y se sustrae de los metros totales (mt) del sendero. (Zuleta & Bedoya, 2011)

Ml=ml-P=820m-49.4=770.6m **Ecuación (8)**

Entonces:
FCsos=(1-770.6m)/820m=0.93

FCsos=0.93

- Factor de Erodabilidad (FCero)

Este factor es determinado por la pendiente y el grado de erodabilidad o el grado de susceptibilidad del suelo a erosionarse, el cual puede limitar los accesos al sitio por parte de los visitantes. Para el cálculo de este factor, se tomó en cuenta el grado de pendiente de la finca paraíso del Guejar atribuyéndosele grados de erodabilidad en tres rangos tal como propone

Cifuentes en su metodología. Teniendo en cuenta que Lejanías presenta un tipo de suelo limo arcilloso en el sector donde se ubica la Finca paraíso del Guejar.

FCero=1-(mea*1.5)+(mem*1)/mt **Ecuación (9)**
Dónde:
mea: metros del sendero con erodabilidad alta (100m).
mem: metros del sendero con erodabilidad media (500m).
mt: metros totales de sendero

FCero=1-(100m*1.5)+(500m*1)/820m **Ecuación (10)**
FCero=0.43

- Factor de Accesibilidad (FCacc)

Es el grado de dificultad que podrían tener los visitantes para desplazarse por el sendero, debido a la pendiente.

Entonces:
FCacc=1-(maa*1.5)+(mam*1)/mt **Ecuación (11)**
Donde:
maa: metros del sendero con accesibilidad alta (80m).
mem: metros del sendero con accesibilidad media (500m).
mt: metros totales de sendero

FCacc=1-(80*1.5)+(500*1)/820m=0.46
FCacc=0.46

- Factor de Anegamiento (FCane)

Toma en cuenta aquellos lugares en los que el agua tiende a estancarse y el pisoteo tiende a incrementarse los daños al sendero lo que limita el acceso o el paso a través de los senderos. (CIFUENTES, 1992)

FCane=(1-ma)/mt **Ecuación (12)**
Donde:
ma: metros anegados del sendero.
mt: metros totales del sendero.

Entonces:
FCane=(1-45)/820=0.05

FCane=0.05

- Factor Precipitación (FCpre)

Es un factor que en la mayoría de los casos, dificulta o impide totalmente el desarrollo de actividades de Interpretación Ambiental con los visitantes, ya que de esto depende si los turistas están dispuestos a hacer el senderismo en estas zonas, pues, puede representar un peligro

dependiendo del tipo de suelo que se tenga en el lugar, en la finca paraíso del Guejar las altas precipitaciones dificultan el senderismo, pues, hay tramos en los que las pendientes son pronunciadas y el suelo puede tender a ser resbaloso, además de esto, este factor de precipitación contribuye a las afectaciones que puede tener el terreno por anegamiento.

FCpre=(1-hl)/ht **Ecuación (13)**
Donde:
hl: horas de precipitación limitantes por año (122 días * 1 hrs./día = 122 hrs.).
ht: horas disponibles / año es decir (horario de visita de la finca x 365 días del año)

ht=8h*365
ht=2920 h/año

Las horas de precipitación limitantes por año se determinaron teniendo en cuenta las precipitaciones que suministro el IDEAM, asi como también los meses de mayor precipitación durante el año que son (8) enero, febrero, abril, mayo junio, octubre, noviembre, diciembre; Para un total de 241 días, se toma el total de días multiplicado por el promedio de 1 hrs/día (CIFUENTES, 1992) para un total de 241 hrs.

Entonces:
FCpre=1-241hrs/2920hrs=0.92
FCpre=0.92

- Factor de Brillo Solar (FCsol)

Este factor es importante tenerlo en cuenta ya que de la intensidad y la exposición al sol en el sendero dependen muchas veces que si se realicen estos recorridos, Para determinarlo se tiene que en la zona de estudio hay un brillo de sol fuerte entre las 10:00am y las 15:00pm (5 horas) son las horas que el IDEAM considera de máximo brillo solar con base a la información obtenida por medio de la página del IDEAM se tienen estos meses (julio, agosto, septiembre) como los de mayor intensidad solar (90 días).

FCsol=1-(hsl/ht*ms/mt) **Ecuación (14)**

Dónde:
hsl = horas de sol limitantes/año (90 días * 5 horas= 450hrs/año)
ht = horas al año que los senderos están abiertos (275 días correspondientes a meses de lluvia * 2 horas se toman solo en las horas de la mañana = 550 horas/año)
ms = longitud del sendero sin cobertura (80m)
mt = longitud total del sendero (820 m).

FCsol=1-(450/550*80/820)=0.92
FCsol=0.92

- Factor de Vegetación (FCveg)

Es uno de los factores más importantes pues su afectación es directa ya que el senderismo conlleva al ensanchamiento del camino, incidiendo directamente en la vegetación.

FCveg=1-ml/mt **Ecuación (15)**
Donde:
ml: metros de bosque a ser afectadas (teniendo en cuenta los mismos metros de accesibilidad alta 80m)
mt: es la longitud total del sendero

FCveg=1-80/820=0.90

FCveg=0.90
Entonces la capacidad de carga real está dada por:

CCR=CCF*(FCsoc*FCero*FCacc*FCane*FCpre*FCsol*FCveg)
CCR=CCF*(0.93*0.43*0.46*0.05*0.92*0.92*0.90) CCR=29 visitas/día **Ecuación (16)**

Este valor de 29 visitas a día, estima el número de visitas que teniendo en cuenta la extensión del sendero, factores meteorológicos y ambientales podrían realizar en la Finca Paraíso del Guejar.

La capacidad de carga efectiva (CCE) es el producto de la capacidad de carga real y la capacidad de manejo

CCE=CCR*CM **Ecuación (17)**

Capacidad de manejo: Se define como el estado o condición que la administración de un área protegida debe tener para desarrollar sus actividades y alcanzar sus objetivos. Para calcular la CM se tuvieron en cuenta las variables de infraestructura, equipamiento y

personal, las cuales se relacionan directamente con el manejo del flujo de visitas. Se aplicó el promedio con la siguiente fórmula (Cifuentes, 1992).

CM= ((Infr+Equip+Pers)/3)*100 **Ecuación (18)**
CM= ((0.57+0.43+0.91)/3)*100
CM=63 visitantes/día

A cada uno de estos componentes se valoró con respecto a cuatro criterios adaptados de la metodología de (Cifuentes, 1992), estos criterios utilizados fueron:

1. Cantidad: relación porcentual entre cantidad existente y cantidad óptima.
2. Estado: condiciones de conservación y uso de cada componente.
3. Localización: ubicación y distribución espacial apropiada de los componentes en el área.
4. Funcionalidad: utilidad práctica que determinado componente tiene para el personal como para el visitante.

Cuadro 3. Calificación para cada variable

VARIABLE	CRITERIOS				
	Cantidad	Estado	Localización	Funcionalidad	Promedio
Infraestructura	1,95	2,40	2,25	2,45	0.57
Equipo	2,80	3,60	3,20	4,00	0.43
Personal	3,17	3,67	3,17	4,50	0.91

Nota: Elaborado por los Autores.

Entonces:

CCE=29*0.63 **Ecuación (19)**
CCE=18 visitas/día

Esta capacidad de carga efectiva es el valor que traza el máximo de visitas que se pueden hacer en el sendero que conduce a la cascada, sin alterar de manera negativa el entorno.

Cuadro 1. Resultados estimación capacidad de carga

CAPACIDAD DE CARGA	**RESULTADO**
CAPACIDAD DE CARGA FISICA (CCF)	4.100Visitas/día
CAPACIDAD DE CARGA REAL (CCR)	29 visitas/día
CAPACIDAD DE MANEJO (CM)	63 visitantes/día
CAPACIDAD DE CARGA EFECTIVA (CCE)	**18 visitas/día**

Nota: Elaborado por los Autores.

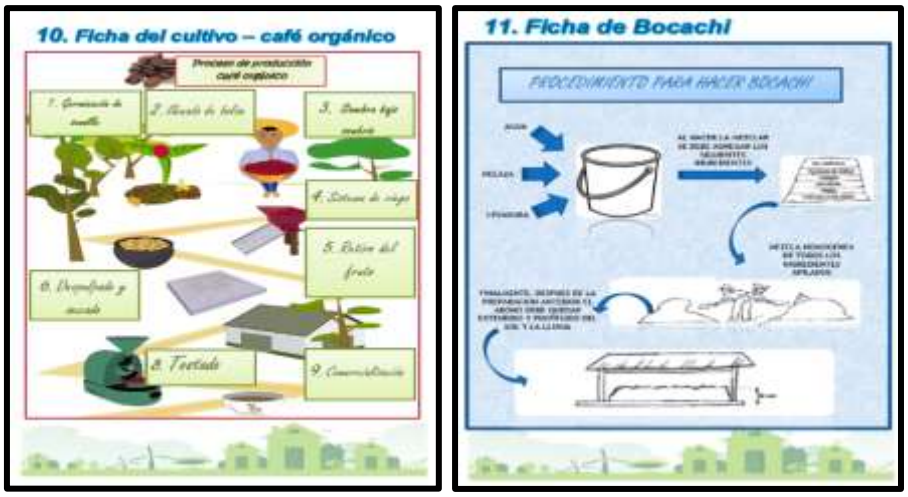
Los resultados obtenidos indican que el sendero de la finca Paraíso del Guejar que conduce al atractivo natural (cascada de azufre) puede recibir 18 visitas al día, este número es el límite de visitas que pueden ingresar al tiempo en este sendero. El hallar o estimar en este caso el valor de la capacidad de carga para este lugar genera un valor óptimo de visitantes que pueden ingresar a este sendero, y llegar al punto turístico en este caso la cascada de azufre, sin afectar de manera negativa el entorno en el que se desarrolla esta actividad, sin embargo, se debe tener en cuenta no sólo este valor, también se debe contemplar y adelantar estudios de fauna y flora, así como forestales para dar una mayor aproximación del impacto que genera el tránsito de personas por este sendero.

El manual elaborado por su parte, consta de los siguientes ítems: presentación, introducción, justificación, beneficios, criterios básicos para el concepto de sostenibilidad agraria, agricultura

orgánica, cultivos orgánicos, ejemplo de cultivo orgánico – Café orgánico, recomendaciones, ficha del cultivo – café orgánico, ficha de Bocashi. Este manual facilita el concepto y aplicación de la sostenibilidad agraria, va dirigido específicamente a la finca Paraíso del Guejar, sin embargo, puede ser utilizado en zonas cercanas o con condiciones ambientales similares.

Este manual fue realizado con el propósito de brindar información sobre las actividades y acciones realizadas en relación con la sostenibilidad agraria, presentando los cultivos orgánicos específicamente la producción orgánica de café como alternativa sostenible para la Finca Paraíso del Guejar ubicada en la zona rural de lejanías, Meta, donde se realizan actividades de ecoturismo siendo este un atractivo más para los turistas que la visitan. Adicional se presentan las fichas de cultivo respectivamente y la ficha de bocashi como buena práctica en el uso del suelo.
Este manual tiene por objetivo presentar una orientación a los operadores del servicio turístico brindando una alternativa sostenible que generara beneficios económicos a los habitantes de la finca paraíso del Guejar y un entorno sostenible a los turistas, en esta finca además de las actividades turísticas se tiene un cultivo pequeño de café, así como de hortalizas la finalidad de este manual es direccionar estos cultivos a la sostenibilidad agraria que se basa en el manejo y conservación de los recursos naturales, este tipo de prácticas en la actividad agraria, conservan la tierra, el agua y la biodiversidad, son prácticas económicamente viables y ambientalmente sostenibles con la implementación de estas prácticas la finca Paraíso del Guejar tendría un atractivo más considerado como el agroturismo que es la actividad turística que se desarrolla en un entorno rural esta también es conocida como turismo rural donde además de conocer las instalaciones de la finca rural pueden ver y hacer parte de las prácticas sostenibles de la finca.

Figura 6. Ficha técnica cultivo- café orgánico y ficha técnica de elaboración de Bocachi



Nota: Elaborado por los Autores.

Conclusiones

Este manual facilita el concepto y aplicación de la sostenibilidad agraria, va dirigido específicamente a la finca Paraíso del Guejar, sin embargo, puede ser utilizado en zonas cercanas o con condiciones ambientales similares. Por otra parte, al realizar la estimación de capacidad de carga se logró hallar el valor de visitas por día que puede recibir el sendero que conduce al atractivo turístico (cascada de azufre) de la Finca Paraíso del Guejar sin verse afectado negativamente en el aspecto medioambiental, el resultado que se obtuvo fue de 18 visitas al día. No se tiene antecedente de este estudio o estimación de capacidad de carga para la finca, por lo cual los resultados de la investigación sirven de base para la construcción de una herramienta para la planificación y gestión ambiental entorno al patrimonio natural. Por medio de la investigación se plantea una alternativa sostenible para comunidades con potencial ecoturístico, con el fin de reconocer sus principales atractivos sean turísticos o agrarios generando una fuente económica a los habitantes por dichas actividades, además de involucrar a toda la comunidad ya sea siendo participe de la cadena de valor del ecoturismo como turista.

Referencias bibliográficas

Cifuentes, M. (1992). Determinación de capacidad de carga turística en áreas protegidas (No. 194). Costa Rica: Bib. Orton IICA/CATIE.

Wagar, J.A. (1964). The Carrying Capacity of Wildlands for Recreation. *Forest Science Monographs*, 7(#), 1-23.

Zuleta, J. A., & Bedoya, G. C. (2011). Capacidad carga turística sendero jardín el Balsal y sendero cultural Balsal Elto. Organización Ambiental Vida.

Ibañez, R. (2016). Capacidad de carga turística como base para el manejo sustentable de actividades ecoturísticas en Unidades de Manejo Ambiental (UMA) de Baja California Sur (BCS). *El Periplo Sustentable*, 30, enero-junio, 37-76.

Agüera, F.O (2013). La capacidad de carga como instrumento para garantizar la sostenibilidad en el ecoturismo. *Tyrudes*, 6(15), 2-11.
Lorente, P. E. (2001). La capacidad de carga turística. Aspectos conceptuales y normas de aplicación. *Anuales de Geografía de la Universidad Compluten*, 1-20.

Botero C, Hurtado Y, Gonzales J, Ojeda M, Díaz L, (2008). Metodología de cálculo de la capacidad de carga turística como herramienta para la gestión ambiental y su aplicación en cinco playas del caribe norte colombiano. *Gestión y Ambiente,* 1-14.

Segrado R, Arroyo L, (2009). El método de la capacidad de carga turística aplicado a la medición de la sustentabilidad de Cozumel, México. *Turydes*, 2(5) 1- 26

Caracterización de acueductos rurales en los municipios Vista Hermosa, Puerto Lleras, Mesetas, San José del Guaviare y el Retorno.

Andrea Catalina Moreno Rodríguez1, René Ricardo Cuéllar Rodríguez2*

[1]Corporación Universitaria del Meta
[2] Corporación Universitaria del Meta
**Autor corresponsal:* Escuela de Ingenierías, Facultad de Ingeniería Ambiental. Corporación Universitaria del Meta, Dirección, Calle 32 No. 34B-26 – San Fernando, Villavicencio, Meta. 500001. Colombia. Email: ancamoro1608@gmail.com

Abstract

The quality of water affects the health of ecosystems and therefore of man. Water quality is also an influential factor in determining the poverty or wealth of a country and determines the degree of development. At present, Colombia lives a peace in certain areas that had been involved in the armed conflict, however, after that, a development with a territorial approach and where the needs of the villages about the supply of services is a subject to be developed. The purpose of this document is to know the physical and operational status of the aqueducts and their water treatment systems in the municipalities of Vista Hermosa, Puerto Lleras, Mesetas, San José del Guaviare and El Retorno, for the formulation of alternatives for improvement and optimization of the existing infrastructure. For this purpose, the ocular inspection was carried out to determine the physical and operational status of the aqueducts of the town from its intake to the storage system, it was estimated the Water Quality Risk Index (WQRI) and the Municipal Risk Index for Water Supply. (MRIWS), the compliance of the technical criteria established by the Technical Regulation of Drinking Water and Basic Sanitation - RAS 2000 with respect to the infrastructure required according to the quality of the water was evaluated. water, and thus finally formulate alternatives for the improvement and optimization of the catchment, purification and storage infrastructure. As main findings are that aqueducts are not legalized, there is a low development from their systems of capture, pretreatment and treatment, making the water supplied has a high risk to human health.

Keywords: Water quality, Rural aqueducts and Drinking water treatment.

Resumen

La calidad del agua afecta la salud de los ecosistemas y, por lo tanto, del hombre. La calidad del agua también es un factor influyente para determinar la pobreza o la riqueza de un país y determina el grado de desarrollo. En la actualidad, Colombia vive una paz en ciertas áreas que han estado involucradas en el conflicto armado, sin embargo, después de eso, un desarrollo con un enfoque territorial y donde las necesidades de las aldeas sobre el suministro de servicios es un tema por desarrollar. El propósito de este documento es conocer el estado físico y operacional de

los acueductos y sus sistemas de tratamiento de agua en los municipios de Vista Hermosa, Puerto Lleras, Mesetas, San José del Guaviare y El Retorno, para la formulación de alternativas de mejora y optimización. de la infraestructura existente.

Para ello, la inspección ocular se llevó a cabo para determinar el estado físico y operacional de los acueductos de la ciudad desde su ingreso hasta el sistema de almacenamiento, se estimó el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua (WQRI) y el Índice de Riesgo Municipal para el Suministro de Agua. (MRIWS), se evaluó el cumplimiento de los criterios técnicos establecidos por el Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS 2000 con respecto a la infraestructura requerida de acuerdo con la calidad del agua. agua, y así, finalmente, formular alternativas para la mejora y optimización de la infraestructura de captación, purificación y almacenamiento. Los hallazgos principales son: acueductos no legalizados, bajo desarrollo de sus sistemas de captura, tratamiento previo y tratamiento, por lo que el agua suministrada tiene un alto riesgo para la salud humana.

Palabras clave: Calidad del agua, Acueductos rurales y Tratamiento de agua potable.

Introducción

El concepto de desarrollo sostenible proviene de la Comisión Brundtland, constituida por la Asamblea General en 1983. Su informe, “Nuestro Futuro Común” (1987) presentaba el término “desarrollo sostenible” como el desarrollo que permite satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las del futuro de satisfacer sus propias necesidades, y buscaba atender tanto las demandas que implica el desarrollo en cuanto el consumo de recursos naturales como la protección del ambiente (Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, 1987)

La Conferencia sobre el Desarrollo Sostenible (2012), se establecieron 17 objetivos de desarrollo sostenible en la que reconocen que el mayor desafío del mundo actual es la erradicación de la pobreza. En este sentido, el objetivo 6 “Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”, se constituye un objetivo transversal a otros objetivos ya que sin agua la humanidad se deprime cada vez en la pobreza, amenaza la seguridad alimentaria y pone en riesgo la vida (PNUD, 2017).

La escasez de agua afecta a más del 40% de la población mundial y cifra que crecerá con el cambio climático. Aunque 2.100 millones de personas han conseguido acceso a mejores condiciones de agua y saneamiento desde 1990, la decreciente disponibilidad de agua potable es un problema que aqueja a todos los continentes (PNUD, 2017). En 2011, 41 países experimentaban estrés hídrico; 10 de ellos estaban a punto de agotar su suministro de agua dulce renovable y ahora dependen de fuentes alternativas. Se estima que al menos una de cada cuatro personas se verá afectada por escasez recurrente de agua para 2050 (PNUD, 2017).

Por otro lado, el PNUD en el 2017 determino que con el fin de garantizar el acceso universal al agua potable segura y asequible para todos en 2030, es necesario realizar inversiones en

infraestructura, proporcionar instalaciones sanitarias y fomentar prácticas de higiene en todos los niveles.
La relación entre el medio ambiente y el desarrollo se mira en dos ejes principales: haciendo alusión a los servicios ecosistémicos que brinda la naturaleza al hombre y los efectos del cambio climático, considera el uso del agua y suelos garantizando la oferta del recurso hídrico, en términos de cantidad y calidad, brindando un servicio eficiente caracterizado por su continuidad, cobertura y calidad.

En consecuencia, el sector de agua y saneamiento es fundamental, dado que contribuye a la calidad de vida de la población al mejorar las condiciones de salubridad y el desarrollo económico de las regiones. En cuanto a la calidad del agua vs la calidad de vida, se ha definido el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua para Consumo Humano (IRCA), como el grado de riesgo de ocurrencia de enfermedades relacionadas con el no cumplimiento de las características físicas, químicas y microbiológicas del agua para consumo humano, el cual queda registrado en el Sistema de Vigilancia de la Calidad del Agua Potable para consumo humano (SIVICAP) del Instituto Nacional de Salud (INS), (MINSALUD, 2016)

No obstante, para el departamento de Meta tenía una población estimada de 961.334 habitantes para el año 2015, 728891 habitantes (75.8%) en la zona urbana y 232443 (24.2 %) en la zona rural. Dicha población se encuentra distribuida en 29 municipios, de los cuales 28 reportaron información al SIVICAP en el 2015. El IRCA mostro ningún municipio con nivel sin riesgo (0.0%), 3 municipios con nivel de riesgo bajo (10.7%), 14 municipios con nivel de riesgo medio (50.0%), 10 municipios con nivel de riesgo alto (35.7%) y 1 municipio con nivel de riesgo inviable sanitariamente (3.6%) (MINSALUD, 2016).

Sin embargo, según la información de las EVAs e IRCA a partir de la información de los centros de salud. para el Meta presento la tasa de mortalidad por EDA en menores de 5 años en 42.6%, la tasa de incidencia general de EDA en 68.7%, tasa de incidencia en hepatitis A en 4.8% y una tasa de incidencia en leptospirosis de 0.9%. Para el Guaviare presento la tasa de mortalidad por EDA en menores de 5 años en 69.4%, la tasa de incidencia general de EDA en 38.0%, tasa de incidencia en hepatitis A en 10.8% y una tasa de incidencia en leptospirosis de 77.4%. En consecuencia, se puede ver la relación existente entre la calidad del agua y el riesgo de padecimiento de EDA por parte la población (MINSALUD, 2016).

Así mismo, el IRCA consolidado del departamento de Meta para el año 2015 fue del 32.15% nivel de riesgo medio, permaneciendo en el mismo rango con respecto al año 2014, para la zona urbana fue del 24.3% también en riesgo medio y para la zona rural del 58.49% en nivel de riesgo alto. Para el período 2007 a 2015, la tendencia IRCA mostró una disminución de los valores entre los años 2011 y 2013, sin embargo, el aumento para los años 2014 y 2015 mostrando un deterioro de la calidad del agua Adicionalmente, se puede observar como la brecha de calidad de agua entre el área rural y urbana tiene un incremento entre el 25% y el 50%.) (MINSALUD, 2016).

Según el Inventario Sanitario Rural (ISR), se evidencia a nivel departamental al Meta con los siguientes aspectos:

a.- Cobertura de abastecimiento de agua y acueducto: La cobertura de abastecimiento de agua en el departamento está por encima de los porcentajes nacionales, 76.4% frente al 56.3% del país, mientras que, en cobertura de agua tratada en el departamento, con un 1.7% se encontró algo más de 10 puntos por debajo del 11.8% de la media nacional. Esto quiere decir que la población de localidades rurales que aún no contaban con estos servicios equivalente a 59096 habitantes en abastecimiento de agua y a 246148 en cobertura de agua tratada.
b.- Tecnología utilizadas en abastecimiento de agua: La mayoría de los sistemas de abastecimiento existentes contaban con redes de distribución en un 83.2% superando la media nacional que era del 53.4%. En lo relacionado con el número de plantas de tratamiento existentes, vale la pena señalar que de las 12 encontradas 2 estaban en funcionamiento.
c.- Indicadores institucionales. La gran mayoría de entidades que prestaban el servicio de distribución de agua correspondía a organizaciones comunitarias como juntas de acción comunal, juntas administradoras de acueducto, y asociaciones de usuarios.

Así mismo, el ISR describe la situación de los municipios Mesetas, Puerto Lleras, Vista Hermosa, la cual de cierta manera permite hacer un panorama acerca de los acueductos veredales acerca del tipo de abastecimiento y su cobertura (Tabla 1).

Tabla 1 Coberturas del suministro de agua para los municipios de Mesetas, Puerto Lleras y Vista hermosa

Municipio	Dpto	P0	P1	P2	P3	P4	P5	Ptotal	CobAbasto	CobAcdto	CobAbastecimiento
Mesetas	Meta	0	0	0	7115	0	0	7115	100%	0%	100%
Puerto lleras		0	0	0	2652	0	0	2652	100%	0%	100%
Vista hermosa		1458	0	0	6266	0	828	8552	73,27%	9,68%	82,95%
Variables y Códigos: Población con nivel de servicio 0 (P0), Población con nivel de servicio 1 (P1), Población con nivel de servicio 2 (P2), Población con nivel de servicio 3 (P3), Población con nivel de servicio 4 (P4), Población con nivel de servicio 5 (P5), Población total con Agua (Ptotal), Cobertura de abastecimiento de agua sin tratamiento (CobAbasto), Cobertura de acueducto(agua con tratamiento) (CobAcdto),Cobertura de abastecimiento de agua (total) (CobAbastecimiento)											

Fuente: ISR, 2002

Para el departamento del Guaviare, el municipio de San José del Guaviare no se encuentra información acerca del acceso agua potable a nivel urbano y rural. Por otro lado, el municipio de El Retorno el 67.1% de las viviendas tienen conexión al sistema de acueducto y el 71.7% de las

viviendas tiene conexión al sistema de alcantarillado (fuente E.O.T. El Retorno- Guaviare, análisis territorio urbano, 2001). En el principal centro poblado, La libertad, el cual cuenta con un total de 236 viviendas suscriptoras del servicio, cuenta con Planta de Tratamiento y potabilizadora de acueducto y a su vez la instalación del 100% del sistema de micro medición, presta el servicio de Agua Potable las 24 horas del día. (Plan de Desarrollo Municipal 2012-2015).
De igual forma, en la inspección de El Unilla cuenta con acueducto para beneficiar 84 suscriptores inscritos a la junta de acción Comunal; otros acueductos veredales con los que cuenta el Municipio son: acueducto de la inspección de Cerritos, acueducto Vereda La Floresta, acueducto Vereda Caño Raya, Acueducto Vereda de Guarumales – Caño Bonito, vereda Patio Bonito, vereda El Jordan Alto, Vereda La Nueva Primavera (Tierra Alta), La Marina, vereda Primavera. (Plan de Desarrollo Municipal 2012-2015)

Más allá de la inequidad que muestran los indicadores de acceso, frente a las áreas urbanas, el sector de agua y saneamiento en el ámbito rural presenta grandes retos y desafíos que demandan un esfuerzo y un trabajo continuo de todas las instituciones, en efecto los principales problemas y desafíos identificados: Inadecuado marco normativo: Información deficiente, débil capacidad institucional de los entes territoriales, participación de la comunidad en los proyectos.

Por otro lado, según las cifras oficiales del DANE (2017), para el año 2016, el servicio de acueducto tenía una cobertura del 97.7% en cabeceras municipales, y de 60.1%. en los hogares en centros poblados y veredas. Aunque en la zona urbana del país se han logrado avances valiosos en la cobertura y gestión de este servicio, en la zona rural aún se presentan rezagos significativos en materia de abastecimiento y calidad del agua, así mismo se presentan debilidades en la gestión del servicio, bajo nivel de desarrollo tecnológico, situaciones que reflejan condiciones de inequidad con relación a las zonas urbanas.

Adicionalmente, según el Departamento Nacional de Planeación DNP (2014), el Meta y el Guaviare son clasificados como departamentos con municipios que tienen cabeceras pequeñas y densidad poblacional baja, en otras palabras, son considerados en la categoría de Rural disperso, por ejemplo, para Puerto Lleras, Mesetas, Vista Hermosa, San José del Guaviare y El Retorno. En este sentido,

A pesar de que los municipios cuentan con un acueducto municipal, no alcanza a suplir la demanda de la población residente en la zona urbana ni en la zona rural, vulnerando los derechos de los habitantes. El faltante del recurso para la población rural se ve soportado en la creación e implementación de acueductos veredales o comunitarios, los cuales no poseen la infraestructura adecuada y necesaria, los procesos y tratamientos aptos para la potabilización del agua captada y en la mayoría de sus casos con un personal capacitado.

Con el fin de mejorar la calidad de vida de los usuarios que se abastecen de los acueductos rurales, es necesario realizar el estudio y evaluación de la calidad del agua captada y suministrada, y del estado operativo de los sistemas de tratamiento de agua potable, para formular el plan de mejoramiento al sistema de potabilización y acueductos veredales que permita garantizar el correcto funcionamiento de los sistemas de abastecimiento y distribución.

Materiales y métodos

Priorización de acueductos veredales
La priorización de los acueductos veredales se realizó teniendo en cuenta una matriz de ponderación de los principales criterios de interés como lo son la población beneficiada, la calidad del agua, el reporte de enfermedades relacionadas con el agua, la distancia al casco urbano y el tipo de transporte por el cual se accede; cada una de estas con un valor distinto de ponderación de acuerdo al enfoque del proyecto y la posibilidad de realizar las visitas de campo.

Caracterización de los acueductos veredales según información secundaria.
La caracterización de los acueductos veredales se realizó mediante la compilación de información secundaria de Plan de Ordenamiento Territorial, El Plan de Desarrollo, Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos, Plan Departamental de Agua Potable y Saneamiento Básico, Datos Estadísticos del DANE y del DNP.

Dicha caracterización permitió conocer inicialmente la presencia y ausencia del servicio de acueducto y alcantarillado por cada vereda, de cada municipio. Especificando sobre el tipo de distribución, porcentaje cobertura del servicio, el uso de la micromedición, la existencia de una planta de tratamiento para la potabilización de agua y la continuidad en la prestación del servicio. Adicionalmente, el número de servicios por acueducto, el tipo de captación de agua y el cumplimiento normativo respecto a la prestación del servicio de acueducto como: registro, estudios de costos y tarifas, estratificación rural, registro en la superintendencia de servicios públicos, concesión de aguas y trasformación empresarial.

Diagnóstico de los acueductos veredales mediante inspección ocular.
La caracterización secundaria de los acueductos veredales se complementó con la caracterización dada por la visita de campo para realizar el diagnostico ocular de los acueductos veredales. En esta se evaluó el estado estructural (presencia de patologías en el terreno y la estructura), técnico (presencia de procesos unitarios para el tratamiento del agua) y operativo (el buen funcionamiento de cada una de las unidades) del acueducto.

Diagnóstico de los acueductos veredales para determinar el Índice de Riesgo de Calidad de Agua (IRCA) y Índice de Riesgo Municipal por Abastecimiento de Agua (IRABA).
Para el análisis de muestras aguas arriba y aguas debajo de los acueductos veredales de los municipios Mesetas (El Naranjal), Vista Hermosa (Termales, Costa Rica, Buena Vista, Palestina/Buenos Aires), Puerto Lleras (Chinata, La Unión, Caño Rayado y El Caribe), San José del Guaviare (El Capricho y El Caracol) y El Retorno (San Lucas y La Cristalina) siguiendo los protocolos establecidos por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales para el análisis de aguas superficiales y subterráneas.

Las muestras aguas arriba fue tomada en el embalse a una distancia de 50 cm de punto de captación de la bocatoma para el caso de cuerpos superficiales. Y para el caso de aguas subterráneas, la muestra aguas arriba se realizó en la salida de la válvula de purga del sistema de bombeo. Para la toma de la muestra aguas abajo se empleó la salida de la última unidad de

tratamiento o pretratamiento del agua, el tanque de almacenamiento antes de su distribución, válvulas de desaire o el grifo más cercano al acueducto.

Luego, se realizó la rotulación de los envases, el llenado de la hoja de campo y su almacenamiento en las cavas con hielo. Posteriormente, antes de las 24 horas después a la toma de muestra se entregaron las muestras en las oficinas de Tecnoambiental S.A.S para el análisis de calidad de agua bajo la resolución 2115 de 2007. Los parámetros analizados fueron: Alcalinidad Total, Calcio, Cloro Residual Libre, Cloruros, Color Aparente, Conductividad, Dureza Total, Hierro Total, Magnesio, Nitratos, Nitritos, pH, Sulfatos, Turbidez, Coliformes Totales y Escherichia coli.

Para el cálculo del IRABA se tendrán en cuenta los procesos de tratamiento, distribución y continuidad del servicio.

Diagnóstico de los acueductos veredales según los criterios técnicos establecidos por el Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS 2000.

Los resultados de los análisis físicos, químicos y microbiológicos de las muestras tomadas fueron analizados según los requerimientos técnicos que deben cumplir los acueductos para suministrar agua para consumo humano. De esta manera, se puede determinar la calidad del agua y se puede sugerir las operaciones unitarias de tratamiento de agua.

Resultados

En este sentido, el objetivo de estudio fueron los acueductos veredales de los municipios de Mesetas (veredas El Naranjal), Vista Hermosa (veredas Termales, Costa Rica, Buena Vista y Palestina-Buenos Aires), Puerto Lleras (veredas La Unión, Caño Rayado, Caribe y Chinata), San José del Guaviare (veredas El Capricho y El Caracol) y el Retorno (veredas San Lucas y La Cristalina).

Diagnóstico de los acueductos veredales mediante inspección ocular.
Los acueductos con una captación superficial fueron: En el municipio de Mesetas fue El Naranjal. En el municipio de Vista Hermosa fueron Los Termales, Costa Rica, Buena Vista y Palestina-Buenos Aires: En el municipio de San José del Guaviare fueron El Capricho y El Caracol. Y en el municipio de El Retorno fue La Cristalina. La Gráfica 1 muestra los principales elementos constitutivos y la Tabla 1 relaciona los principales problemas

Grafica 1. Elementos constitutivos estructurales de los acueductos con captación de fuentes superficiales

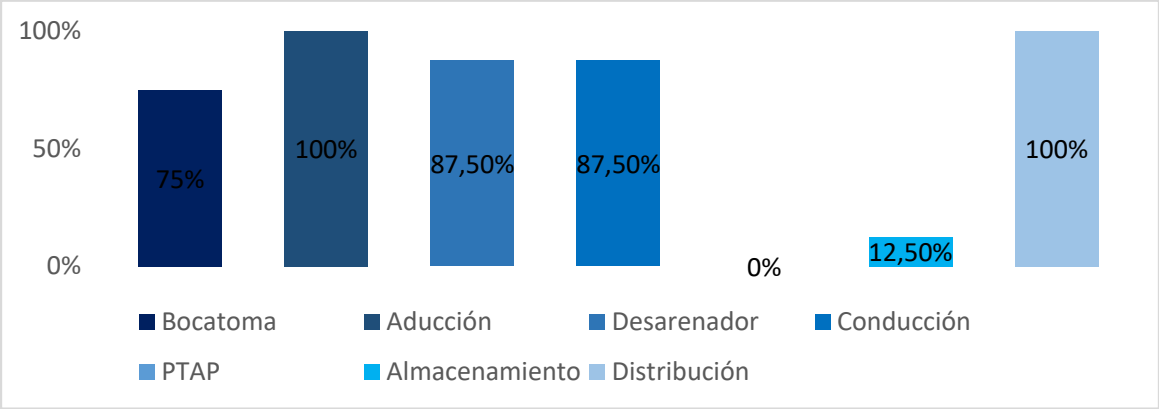


Tabla 2. Principales problemas evidenciados en los acueductos con captación de fuentes superficiales

Acueducto	Observaciones
El Naranjal	Canal en lecho rocoso desde el punto de captación hasta la bocatoma. Desarenador de baja eficiencia (sin pantallas). Perdida de agua en el desarenador por avería en la compuerta de lavado. No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. La tubería de conducción de agua desde el desarenador se encuentra expuesta en superficie. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no está capacitado.
Los Termales	El acceso a la captación representa un riesgo al operario. Proceso de remoción de masa aguas arriba y posterior arrastre de material como árboles y rocas hacia esta. La captación se hace de manera artesanal y puede ser llevada por la corriente. Presenta un sistema artesanal para la retención de solidos (no tiene rejilla). La tubería de aducción desde el desarenador se encuentra expuesta en superficie. El desarenador esta colmatado por hojas, arenas y finos. No presenta ablandamiento y desinfección. La tubería de conducción desde el desarenador se encuentra expuesta en superficie. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal no está capacitado..
Costa Rica	El acceso a la captación representa un riesgo al operario. Hay dos puntos de captación que se usan según la cantidad de material que arrastra rio. Captación de agua se hace de manera artesanal y puede ser llevada por la corriente. Presenta un sistema artesanal para la retención de solidos (no tiene rejilla). La tubería de aducción de agua desde el desarenador se encuentra expuesta en superficie. No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de

Acueducto	Observaciones
	mantenimiento no está capacitado.
Buena Vista	El acceso a la captación representa un riesgo al operario en las visitas. La rejilla presenta taponamiento por hojas y piedras. La cámara de recolección de la bocatoma se colmata por arenas y obstruye la salida de agua al desarenador. La cámara de recolección no presenta una válvula o compuerta de lavado. Desarenador es abierto y se da la caída de hojas y ramas sobre este. La tubería de aducción de agua hacia el desarenador presenta múltiples fracturas por sobrepresión. No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no está capacitado.
Palestina-Buenos Aires	Desarenador es abierto y se da la caída de hojas y ramas sobre este. La tubería de aducción de agua hacia el desarenador presenta múltiples fracturas por sobrepresión. No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no está capacitado.
El Capricho	El área de captación está constituida por una zona de inundación con materia orgánica en descomposición. Presenta un sistema artesanal para la retención de solidos (no tiene rejilla). Existe una planta de tratamiento en desuso. La tubería de aducción de agua hacia el desarenador presenta múltiples fracturas por sobrepresión. No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no está capacitado.
El Caracol	El área de captación está constituida por una zona de inundación con materia orgánica en descomposición. La entrada de las mangueras al desarenador no es de forma estable. Se capta mayor agua que el volumen que el desarenador puede tratar. No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no está capacitado.
La Cristalina	El área de captación está constituida por una zona de inundación con materia orgánica en descomposición. Uno de los arietes no funciona y por tanto no se puede llenar el tanque de almacenamiento. No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. Hay sistema de macromedicion y no hay sistema de micromedición. El personal de mantenimiento no está capacitado.

Los acueductos con una captación superficial fueron: En el municipio de Puerto Lleras fueron Caño Rayado, La Unión, El Caribe y Chinata. Y en el municipio de El Retorno fue San Lucas. La

Gráfica 2. Elementos constitutivos estructurales de los acueductos con captación de fuentes subterráneas

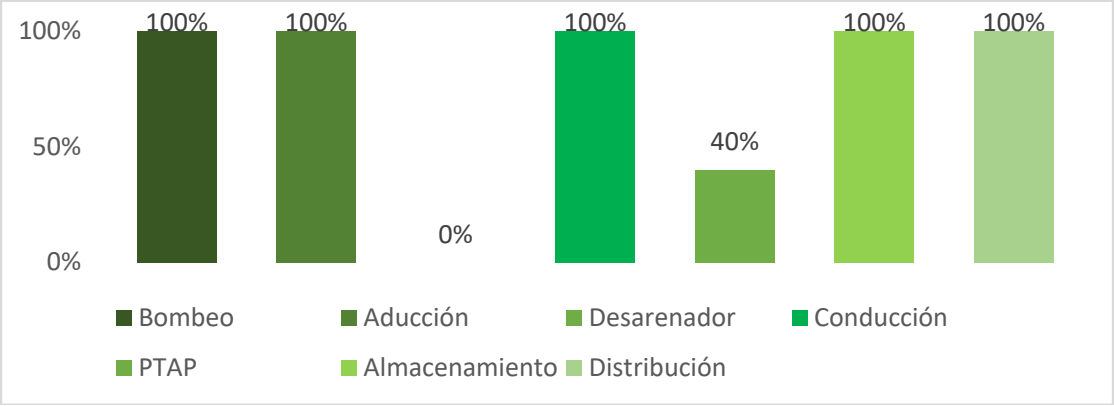


Tabla 3. Principales problemas evidenciados en los acueductos con captación de fuentes subterráneas

Caño Rayado	No hay continuidad en la prestación del servicio. El agua es filtrada y clorada. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no tiene formación técnica.
La Unión	No hay continuidad en la prestación del servicio. No presenta sistema de ablandamiento, pero si de desinfección. Existe pozos sépticos a menos de 30m del punto de extracción de agua. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no tiene formación técnica.
El Caribe	No hay continuidad en la prestación del servicio. Se tiene una planta de tratamiento, pero no se usa por falta de energía eléctrica. Existe pozos sépticos a menos de 30m del punto de extracción de agua. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no tiene formación técnica.
Chinata	No presenta sistema de ablandamiento y desinfección. Uno de los pozos de abastecimiento y su tanque de almacenamiento fue apoderado por un particular. No hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no tiene formación técnica
San Lucas	El agua es filtrada y clorada. Hay sistema de macromedición y micromedición. El personal de mantenimiento no tiene formación técnica

Diagnóstico detallado del Acueducto Veredal Asonaranjal-Mesetas

El servicio de acueducto se presta desde hace 22 años a 35 usuarios, aproximadamente 4 personas por familia. Funciona los 7 días de la semana, 24 horas al día y se cobra $8.000 pesos

de servicio. El agua es captada de la fuente superficial “Quebrada Agua Linda”, la bocatoma del acueducto Asonaranjal se encuentran ubicado en el mismo lugar del acueducto del casco urbano del municipio de Mesetas (Figura 1)

El punto de captación está ubicado en las coordenadas N 3.42167° W 74.11411° a una altitud de 812 msnm, se observa que el agua de la quebrada “Agua Linda” es dividida en dos canales hechos artesanalmente en lecho de piedra, la cual conduce agua para la bocatoma municipal y la del acueducto Asonaranjal.

La bocatoma se localizada en las coordenadas N 3,42182° W 74,11382° y a una altitud de 809 msnm. Es una presa pentagonal irregular de concreto reforzado (6,0m por 5.1m por 4.1m por 1.3m por 3.0m) y una altura de 0.6m. La rejilla es de 1.3m de ancho, 1.1m de largo, con 37 barrotes separados cada 0.008m.

La línea de aducción, bocatoma – desarenador está compuesto por un sistema de aducción de una tubería PVC de 8” y 30m de largo, la cual está cubierta por concreto, y es la encargada de transportar el agua de la bocatoma al desarenador. Existe un primer tramo que toma el agua que cae en la rejilla y la lleva a una cámara de recolección (2m de lado por 1m de profundidad) y que a partir de esta continua hacia el desarenador. (Figura 2).

Figura 1 Vista posterior derecha Presa/Embalse tanto del municipio de mesetas como la vereda Asonaranjal

Figura 2 Sistema de cribado, canal de aducción, cámara de recolección del acueducto de Asonaranjal.

.

El desarenador está ubicado en las coordenadas N 03.42197° y W 74.11359° y a una altitud de 805 msnm, la tubería de entrada y de salida del desarenador es de 8”, tiene forma rectangular de ancho 1.92m, largo 6.30m, profundidad de 2.50m, no cuenta con pantallas deflectoras, cuenta con una rejilla de dimensiones 1.70m por 0.83m a la salida del tanque y con una válvula de lavado la cual no está funcionando. (Figura 3)

La línea de conducción desarenador- vereda El Naranjal está compuesto por 2 tubos de PVC de 8”, la cual se encuentra instalada a la intemperie sobre la superficie, sin recubrimiento alguno, sin embargo, no evidencia alguna avería.

Figura 3 Desarenador del acueducto veredal Asonaranjal

Figura 4 Línea de Conducción Desarenador- Vereda El Naranjal

Acueducto veredal Los Termales- Vista Hermosa

El servicio se presta hace 8 años a 32 usuarios, aproximadamente 4 personas por familia, funciona los siete días de la semana, las 24 horas del día.

El punto de captación está ubicado en las coordenadas N 3.16896° W 73.89577° y a una altitud de 383 msnm, se evidencia presencia de un proceso de remoción de masa pasado y el posterior arrastre de sólidos como árboles, suelo y rocas (Figura 5).

El acueducto no cuenta con una bocatoma (estructura hidráulica construida sobre una fuente superficial con el fin de captar agua), la captación de agua se hace de manera artesanal es una manguera de 3”, anclado a un galón con huecos. La manguera es protegida por una cercha, la cual tiene piedras grandes encima que ayudan a sostenerla y estabilizarla para que no sea arrastrada por la corriente (Figura 6).

Figura 5 - Presencia de remoción en masa en la quebrada de captación del acueducto veredal Los Termales

Figura 6 - Punto de captación de agua del acueducto veredal Los Termales

Existen dos formas de acceder al punto de captación, ambas representan un riesgo al operario. En la primera manera de acceder se deben superar dos caídas de agua, la primera es subiendo por la cascada por medio de un tronco resbaloso y entre piedras, y la segunda es subiendo por medio de la manguera. La segunda forma de acceder es por la montaña, que es de pendiente alta y el suelo es bastante inestable (Figura 7).

Línea de Aducción Bocatoma –Desarenador se hace por una manguera de 3” de 280 m de largo, la manguera no se encuentra protegida, está expuesta a posibles daños por el paso de animales y personas o por procesos de remoción en masa.

El desarenador está ubicado en las coordenadas N 3.16932° W 73.89327° y a una altitud de 377 msnm, consiste en un tanque en concreto de 4 m de largo por 1.4m de ancho. Presenta 3 cámaras, con una altura de 0.5m en la primera y tercera cámara y 2m en la segunda cámara, las tres cámaras tienen un borde libre de 0,1m. A la entrada del desarenador se encuentra una válvula globo protegida por una caja de concreto de 0.5m por 0.5m (Figura8).

La unidad cuenta con dos pantallas deflectoras, la primera está ubicada a una distancia de 0.5 m y la segunda a 3.0 m de la entrada del desarenador, el primer bafle presenta taponamiento por hojas, y toda la unidad presenta colmatación de sólidos por arenas, la unidad cuenta con un aliviadero el cual ayuda a eliminar excesos de recurso hídrico en época de lluvias (Figura 8).

Figura 7 – Primera forma de acceso al punto de captación del acueducto veredal Los Termales

Figura 8 - Vista general del desarenador y el tanque de almacenamiento del acueducto veredal Los Termales

La línea de aducción, desarenador- tanque de almacenamiento, conduce el agua por una tubería de 3” y 1m de longitud, del desarenador al tanque de almacenamiento y tiene una válvula de globo protegida por una caja de concreto de 1.0 m por 1.0 m para el control del paso del agua.

El sistema de almacenamiento está constituido por una estructura de concreto 4.1m por 4.1m con una profundidad de 2.1m, con un borde libre de 0.15 m, espesor de muros de 0,20 m, presenta dos tubos de aireación, una tubería que funciona como aliviadero y una tubería de salida de 3”.

La distribución de agua se hace por medio de tuberías de 2”, la cual se encuentra expuesta en el suelo y en el paso de quebradas está protegida por cerchas (Figura 9).

Figura 9 - Tubería de distribución del agua del acueducto veredal Los Termales

Acueducto Veredal Costa Rica- Vista Hermosa

El servicio de acueducto se presta desde hace 25 años, a 110 usuarios, aproximadamente 4 personas por familia, funciona los 7 días de la semana las 24 horas del día, se cobra $6.000 pesos.

El punto de captación cuenta con dos estructuras de captación, la primera con coordenadas: N 3.19654° W 73.90279° (Caño Seco) y la segunda con coordenadas: N 3.19825° W 73.90247° (Caño Embarrado). La captación a partir de Caño Seco es realizada en temporada de lluvias y la Y la captación a partir de Caño Embarrado es realizada en temporada seca.

La captación a partir de Caño Seco se hace a través de una presa hecha con palos y piedras apiladas y la captación es hecha con un tubo de 4” anclado a un galón plástico con perforaciones, el cual es sostenido por una piedra (Figura 10). Y la captación a partir de Caño Embarrado se realiza por medio de un tubo de 4” anclado a un galón plástico con perforaciones, el cual es sostenido por dos costales llenos de piedras y arenas (Figura 11).

Figura 10 - Estructura de captación de Caño Seco, acueducto veredal Costa Rica

Figura 11 - Estructura de captación de Caño Embarrado, acueducto veredal Costa Rica

Fuente: Elaboración propia

Las líneas de conducción de las bocatomas de Caño Seco y Caño Embarrado tienen las mismas características, son tuberías de 4” instaladas a la intemperie sobre la superficie, sin recubrimiento alguno y se han hecho elevaciones artesanales de la tubería con palos, piedras, lazos (Figura 12).

Figura 12 - Elevaciones artesanales de la tubería de distribución del agua del acueducto veredal Costa Rica

El punto de Conexión de las captaciones de Caño Seco y Caño Embarrado está ubicado en las coordenadas N 3.19643° W 73.90146° y a una altitud de 480 msnm, se evidencia dos tuberías de 4”, donde una está conectada (la que proviene de Caño Seco) a la red de distribución de agua y la otra se encuentra desconectada, las distancias aproximadas del punto de captación de agua a Caño Seco y Caño Embarrado son 150 m y 230 m respectivamente (Figura 13).

Figura 13 - Punto de conexión de la captación de agua del acueducto veredal Costa Rica

Acueducto Veredal Buena Vista- Vista Hermosa

El servicio de acueducto se presta desde hace 20 años a 25 usuarios, aproximadamente 4 personas por familia, funciona los 7 días de la semana, las 24 horas del día. Y se cobra $8000 pesos.

Se capta agua del cauce Caño Moscú con coordenadas N 3.10219° W 73.88058° y a una altitud de 588msnm. La bocatoma es tipo fondo en concreto reforzado, la presa y la garganta tiene el diseño de un vertedero rectangular con doble contracción donde las medidas de los muros laterales son 1.0 m de altura, separación de los muros en la entrada es de 4.4 m, en la garganta es de 3.0 m, en la salida de 4.4 m. (Figura 14). Cuenta con una rejilla de hierro donde el ancho es de 0.4 m y el largo de 2.0 m, con separación entre barrotes de 0.02 m y diámetro de los mismos es de 0.007 m. La rejilla presenta taponamiento por hojas y piedras.

Figura 14 - Bocatoma de fondo del acueducto Buena Vista

La cámara de recolección es rectangular 1.45 m por 1,30 m con muros en concreto reforzado cuyo espesor es de 0.30 m y su altura es igual a la de los muros laterales, cuenta con una tubería de excesos y una tubería que conduce el agua al desarenador. La unidad presenta colmatación por sólidos y obstrucción de la salida de agua al desarenador.

Para el mantenimiento de la cámara el operario debe retirar todas las arenas y piedras de forma manual con un balde.

La línea de aducción parte de la cámara de recolección sale un tubo en PVC de 6”, este tubo conecta con dos mangueras de 2”, luego estas mangueras conectan a un tubo en PVC de 4”, para luego conducir el agua al desarenador. El desarenador está localizado en las coordenadas N 3.87804° W 73.87804° y a una altitud de 540 msnm. Es un tanque en concreto el cual está dividido en cinco zonas (Figura 15).

Figura 15 -Desarenador del acueducto de Buena Vista

Zona I (Cámara de aquietamiento): se reduce la velocidad del agua a su llegada, sus dimensiones son: ancho: 0,40 m, largo: 0,50 m, altura: 0,40 m. **Zona II (Entrada al desarenador)**: construida entre la cámara de aquietamiento y una cortina, la cual obliga a las líneas de flujo a descender con rapidez, de manera que se sedimente el material más grueso, sus dimensiones son: ancho: 1,50 m, largo:

0,80 m, profundidad: 1,30 m, borde libre: 0,10 m. **Zona III (zona de sedimentación)**: se sedimentan todas las partículas restantes, sus dimensiones son: ancho: 1,50 m, largo: 1,10 m, profundidad: 1,30 m, borde libre: 0,15 m. **Zona IV (almacenamiento de lodos)**: la unidad no presenta una zona de recolección efectiva de los lodos para su posterior evacuación mediante un sistema de purga. Los lodos se depositan en el fondo de forma dispersa. **Zona V: (salida del desarenador)** esta zona está constituida por una pantalla sumergida, el vertedero de salida y el canal de recolección, se observa una malla pequeña a la salida de la unidad. las dimensiones internas de la cámara son: ancho: 1,50 m, largo: 0,80 m, profundidad: 1,30 m, borde libre: 0,20 m.

La línea de conducción inicia con una tubería de 4” que se reduce a 1” a ½”. En los puntos de conexión se evidencia fracturas en las tuberías debido a los cambios de presión durante las operaciones del acueducto.

Acueducto Veredal Palestina - Buenos Aires (Vista Hermosa)

Se presta el servicio de acueducto desde hace 20 años a 220 usuarios, aproximadamente 4 personas por familia, funciona los 7 días de la semana las 24 horas del día.

La captación se hace del Caño Guadualito, con coordenadas N 3.09617° W 73.87115° y una altitud de 407msnm. La bocatoma de tipo mixto (toma lateral y de fondo) y ubicada a la margen izquierda del caño. La rejilla de fondo es de 1.70m por 0.45m y con una separación entre barrotes de 0.02m, mientras la rejilla lateral es de 1.00m por 0.25m y con una separación entre barrotes de 0.02 m. Luego, el agua es conducida a la cámara de recolección se encuentra ubicada en el muro lateral. Y el agua es transportada en un tubo de PVC de 6” revestida en concreto a una estructura de desarenado y aliviadero de 1m por 1m, ubicada a 3,5m de la cámara de recolección (Figura 16).

La línea de aducción es de 200 m en PVC de 6”, 10m se encuentra revestido con concreto y 190m está sobre la superficie del suelo, conduce el agua de la cámara de recolección al desarenador. El desarenador se ubica en las coordenadas N 3.09548° W 73.86985°, a una altitud de 404 msnm, es de tipo discontinuo. Sus dimensiones de 2.45m x 6.9m, con una altura de 1.8m y altura de agua

de 1.65 m y un borde libre de 0.15 m. Se encuentra enchapado en cerámica y presenta tres (3) zonas, separadas por dos (2) pantallas. (Figura 17).

Figura 16 - Elementos de la bocatoma mixta del acueducto veredal Palestina-Buenos Aires

Figura 17 - Zonas del desarenador

Zona I (Cámara de aquietamiento y entrada al desarenador): se disipa el exceso de energía de velocidad en la tubería de llegada, lateralmente se encuentra un vertedero de excesos que lleva el caudal sobrante de nuevo al cauce, sección las líneas de flujo descienden con rapidez, de manera que se sedimente el material más grueso inicialmente, sus dimensiones internas son: ancho: 2,2m, largo: 0,55m, profundidad: 1,8m, borde libre: 0,15m.

Zona II (zona de sedimentación): es la zona en donde se sedimentan todas las partículas restantes y en donde se cumple en rigor con las leyes de sedimentación, sus dimensiones internas son: ancho: 2,2 m, largo: 3,2 m, profundidad: 1,80 m, borde libre: 015 m.

Zona III: (salida del desarenador) esta zona está constituida por una pantalla sumergida, el vertedero de salida y el canal de recolección, se observa una malla pequeña a la salida de la unidad. las dimensiones internas de la cámara son: ancho: 2,2m, largo: 1,65m, profundidad: 1,8m, borde libre: 0,15m.

La distribución de agua se hace por medio de una red de tuberías de 4” y, se encuentra expuesta sobre el suelo.

Acueducto Veredal La Unión- Puerto Lleras

El servicio de acueducto hace 25 años a 25 usuarios, aproximadamente 5 personas por familia, funciona los 7 días de la semana 3 horas al día, 2 horas en la mañana y 1 hora en la tarde.

La captación de agua se hace de un pozo perforado a 13 m de profundidad, con coordenadas N 3.21787° W 73.41446° y una altitud de 254 msnm. Se extrae el agua por medio de una electrobomba, mediante una tubería de succión y de descarga de 2” (Figura 18). El agua se conduce a un tanque elevado de 8 m^3, ubicado a 7m de altura respecto al piso, a partir del cual se distribuye agua por gravedad mediante una tubería de 4”, con una posterior reducción a 2” y acometidas en ½”.

Figura 18 - Captación de agua subterránea (pozo profundo) del acueducto veredal La Unión

Acueducto Veredal Caño Rayado- Puerto Lleras

El servicio de acueducto hace 10 años a 35 usuarios, aproximadamente 5 personas por familia, funciona los 7 días de la semana, 2 horas al día (de 8am a 10 am) todos los días y se cobra $8.000 pesos de servicio.

La captación de agua se hace de un pozo perforado a 15 m de profundidad, con coordenadas N 3.16591° W 73.40302° y una altitud de 264 msnm. Se extrae el agua por medio de una electrobomba de 12 hp, tiene una tubería de succión y de descarga de 2”. El agua pasa por un filtro de lecho filtrante y posteriormente se suministra cloro. El agua es llevada a un tanque elevado por medio de una tubería 2”. El tanque elevado es de 10 m^3 y se está ubicado a 12 m de altura (Figura 19). La distribución del agua se hace por gravedad por medio de una tubería de 4”

Figura 19 - Planta de tratamiento y tanque elevado del acueducto veredal Caño Rayado

Acueducto Veredal El Caribe- Puerto Lleras

El servicio de acueducto se presta hace 14 años a 6 familias y un colegio, aproximadamente 5 personas por familia, funciona 2 días de la semana por 1 hora y media.

La captación de agua se hace de un pozo perforado a 48 m de profundidad, con coordenadas N 3.18710° W 73.45302° y una altitud 263msnm. Se extrae el agua por medio de una bomba sumergible tipo esfero, la tubería de succión y de descarga de 2”. El sistema de tratamiento es por filtración, pero no está en uso desde su instalación ya que funciona con una planta portátil Diesel y no se puede costear el combustible para su funcionamiento (Figura 20).

Figura 20 - Planta de tratamiento del acueducto veredal El Caribe en desuso

Acueducto Veredal Chinata (Loma Linda)- Puerto Lleras

El servicio de acueducto está constituido por 3 pozos excavados, cada uno con su tanque de almacenamiento y su red de distribución.

El pozo 1 abastece agua desde hace 25 años, ubicado en las coordenadas N 3.30299° W 73.37106° y a una altitud 258m, su profundidad es de 14m y tiene una camisa de concreto de 36" (Figura 21), el agua es extraída por medio de una bomba de 2 caballos de fuerza, tiene 2 tuberías de succión de 1½" y 1¼", tiene una tubería de descarga de 1¼" (Figura 22).

Figura 21 Pozo 1 del acueducto veredal Chinata

El agua es conducida al tanque de almacenamiento 1, ubicado en las coordenadas N 3.30100° W 73.37078° y a una altitud 268msnm, a 200 metros del pozo 1, el tanque es una estructura de concreto reforzado de 40 m^3 y tiene una tubería de salida de 4".

El pozo 2 abastece agua desde hace 7 años, ubicado en las coordenadas N 3.30750° W 73.36411° y a una altitud 252 msnm, su profundidad es de 18 m de profundidad y tiene una camisa de concreto de 36", el agua es extraída por medio de una bomba sumergible tipo esfero y el agua es conducida a un tanque de almacenamiento 2 por un tubo de 1" y manguera de 1¼". Tanque de almacenamiento 2 está ubicado en las coordenadas N 03.30771° W 73.36514° y a una altitud 269 msnm, a 200 metros del pozo 2, consta de 6 tanques de plástico con capacidad de 10m3 cada uno; los cuales tienen una tubería de entrada de 2" y de salida de 4" (Figura 22).

Figura 221 Pozo 2 y tanque de almacenamiento del acueducto veredal Chinata

El pozo 3 y tanque de almacenamiento 3; tiene 40 de antigüedad y está localizado en un predio privado, y no está siendo usado para abastecer a la comunidad de la vereda ya que el dueño del predio se apropió del pozo y del tanque de almacenamiento.

Acueducto Veredal El Capricho- San José Del Guaviare

El servicio de acueducto se presta desde hace 24 años a 200 usuarios, aproximadamente 4 personas por familia, funciona los 7 días de la semana las 24 horas del día y se cobra $8.000 por casa o $15.000 a los servicios de lavadero de motos.

El sistema de captación se hace a partir de un embalse localizado en las coordenadas N 2.36754° W 72.81718° y a una altitud de 314 msnm. La presa consta de un muro de contención transversal en concreto reforzado de 19.2m de longitud, 1.6m de altura y muros de 0.2m de espesor. La captación consiste en una tubería con una rejilla y está colocada dentro de un galón perforado. Adicionalmente, dicha estructura está recubierta por una malla en angeo. La línea de aducción está conformada por una tubería de 6" de 5.0m recubierta por concreto hasta el desarenador. El

sistema de desarenado lo compone un tanque rectangular en concreto de cuatro zonas. (Figura 23 y 24).

En el 2012 fue entregado al acueducto la planta de tratamiento de agua potable (PTAP) que consta de las operaciones unitarias de coagulación (tanques dosificadores de sulfato y cal), floculación, sedimentación (módulos de sedimentación tipo colmenas), filtración y desinfección (cloración), Adicionalmente, la PTAP esta provista de un tanque de almacenamiento para el agua tratada (Figura 25).

Figura 23 - Punto de captación y línea de aducción del acueducto veredal El Capricho

Figura 24 Vista de frente del desarenador del acueducto veredal El Capricho

Fuente: Elaboración propia.

Zona I (Cámara de aquietamiento y vertedero de excesos): se disminuye la velocidad del agua a su llegada (1.4m de ancho, 1.4m de largo y 0.9m de alto (Figura 24). **Zona II** (Entrada al desarenador): construida entre la cámara de aquietamiento y la pantalla, obliga a las líneas de flujo a descender con rapidez, con ello se sedimenta el material más grueso, (1.7m de ancho, 1.7m de largo y una profundidad de 1.6m. **Zona III** (zona de sedimentación): ubicada entre las dos pantallas, se sedimentan todas las partículas restantes (1.7m de ancho, 4.2m de largo y 1.6m de profundidad). **Zona IV**: (salida del desarenador) constituida por una pantalla sumergida, el vertedero de salida y el canal de recolección, se observa una malla pequeña a la salida de la unidad (1.7m de ancho, 2.1m largo y 1.6m de profundidad).

Figura 25 Planta de tratamiento de agua potable en desuso del acueducto veredal El Capricho

No obstante, la infraestructura no está en funcionamiento por no tener los recursos para la operación de la estructura por no tener un sistema de micromedicion, cobro real del servicio y la generación de recursos propios para el auto sostenimiento del acueducto.

La línea de distribución inicia con una tubería de 4” en el desarenador, a lo largo de la tubería hasta el primer usuario se encuentran 6 desaireadores para regular los cambios de presión y 4 válvulas de limpieza para actividades de limpieza y reparación.

Acueducto Veredal El Caracol- San José Del Guaviare

El servicio de acueducto se presta desde hace 9 años a 60 usuarios, 4 personas por familia, funciona los 7 días de la semana, las 24 horas del día.

Se hace la captación de una quebrada que alimenta un embalse y que se encuentra localizado en las coordenadas N 2.39614° W 72.81965° y a una altitud de 312 msnm. La presa consiste en un muro de contención transversal en concreto reforzado, sus dimensiones son 5.0m de longitud, 0.7m de altura y tiene muros 0.2m de espesor. El punto de captación consta de dos mangueras de 2” que están ubicadas a 0.3m del borde del muro, separadas una de la otra 0.1 m. La línea de

aducción del punto de captación al desarenador se hace por medio de dos mangueras de 2” y con una longitud de 50m (Figura 26).

El desarenador está ubicado en las coordenadas N 2.39629° W 72.81935° y una altitud de 306msnm. Consiste en un tanque en concreto con dimensiones de 2.15 m de largo, 0.70 m de ancho y una altura de 1.25m. Presenta 3 zonas, separadas por 2 pantallas. La primera pantalla obliga a las líneas de flujo a descender con rapidez (paso del agua por debajo de la pantalla), con ello se sedimenta el material más grueso. La segunda pantalla se encuentra sumergida y hace que las líneas de flujo a asciendan con rapidez (paso del agua por encima de la pantalla), con ello se sedimenta el resto de material suspendido. La unidad cuenta con tres tipos de tubería de salida: excesos de 4” (parte superior del desarenador a la izquierda), lavado de 2” (parte inferior del desarenador en el centro) y distribución 3” (parte inferior del tanque a la izquierda).

La distribución se hace por medio de una tubería de 3” de forma directa y presenta un desaireador a 1.5m del desarenador.

Figura 26 Punto de captación del acueducto veredal El Caracol

Figura 2 Desarenador del acueducto veredal El Caracol

Acueducto Veredal San Lucas- El Retorno

Se presta el servicio de acueducto desde hace 1 año y medio a 42 usuarios, aproximadamente 5 personas por familia, funciona los 7 días 24 horas al día.

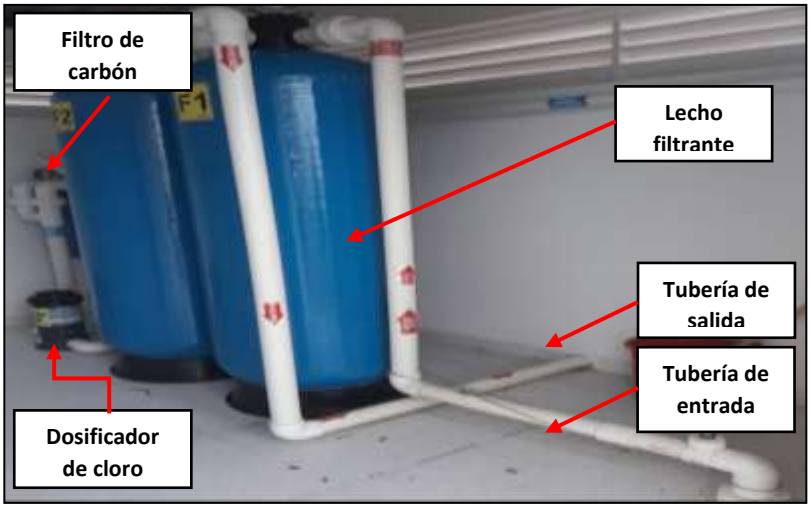
La captación de agua se hace de un pozo perforado a 58 m de profundidad, con coordenadas N 2.19589° W 72.83306° y una altitud 244msnm. Se extrae el agua por medio de una bomba sumergible, que tiene una tubería de succión 6” y de descarga de 2” (Figura 28).

El agua se conduce a un sistema de tratamiento a 150 m del punto de extracción, ubicado en las coordenadas N 2.19482° W 72.83337° y a una altitud de 256 msnm, compuesto por una unidad de filtración, desinfección (cloración) y filtración con cartucho de carbono (Figura 29 y 30),

Figura 28 Pozo perforado del acueducto veredal San Lucas

Figura 29 Unidad de tratamiento y almacenamiento de agua del acueducto veredal San Lucas

Figura 30 Detalle del sistema de tratamiento de agua del acueducto veredal San Lucas



Posteriormente el agua es conducida por una tubería 2” a un tanque de almacenamiento de 42 m^3. El tanque de almacenamiento cuenta con una tubería de lavado 3” y en esta se encuentra un macromedidor.

Acueducto Veredal La Cristalina- El Retorno

El servicio se presta desde hace 2 años a 45 familias y un colegio, aproximadamente 5 personas por familia y 180 estudiantes, funciona 7 días de la semana 24 horas por al día y se cobra $5000 pesos.

El punto de captación se hace a partir de una quebrada que alimenta un embalse ubicado en las coordenadas N 2.06137°W 72.88085° y a una altitud de 316 msnm.

La captación se realiza a partir de un embalse alimentado por una quebrada, la presa está construida en concreto reforzado con un muro transversal de 4.0m y una altura de 1.65m, posee una garganta de 2.1m de longitud, 1.1m de ancho y flanqueada por muros de 1.0m. En el piso de la garganta se ubica una rejilla de 0.4m de ancho, 1.9m de largo y con una separación entre barrotes de 0.06 m. La rejilla está ubicada 0.20 m del margen izquierdo de la presa y 0.70 m de la parte frontal (Figura 31). Adicionalmente, la presa tiene 4 orificios sumergidos en tubería de 3”. Por lo tanto, la cámara de recolección es alimentada tanto por el agua que cae por la rejilla, como el agua que entra por las tuberías, posteriormente el agua se conduce al desarenador mediante una tubería de 6”.

Figura 31 Bocatoma y desarenador del acueducto veredal La Cristalina

Desarenador

El desarenador se encuentra adjunto a la bocatoma, de dimensiones 1.4m de largo por 1,1m de ancho. Posee dos zonas separadas por una pantalla en diagonal. En la primera zona se hace el

aquietamiento de las aguas, al encontrarse una mayor área de flujo para el volumen conducido y con ello se sedimenta el material más grueso.

La línea de aducción del desarenador al tanque de almacenamiento consta de un tubo de 6” de 32.7 m de longitud. El tanque de almacenamiento está construido en concreto reforzado, presenta dimensiones de 12.0m de longitud, 3.0m de ancho y 2.0m de altura, tiene un volumen aproximado de 70.0m^3, con un espesor de muro de 0.20m y contiene dos tapas de inspección y una salida de excesos con 4 tubos de 3” los cuales están a una profundidad de 0.25 m con respecto al borde, (Figura 32).

Figura 32 Tanque de almacenamiento uno del acueducto veredal La Cristalina

El agua del tanque de almacenamiento es conducida en dos tubos galvanizados de 4” cada uno hasta un sistema de ariete, el cual se encuentra a 37 m de distancia (Figura 33)**.**

Figura 33 Línea de aducción tanque de almacenamiento uno-Arietes

Los arietes impulsan el agua hacia el tanque de almacenamiento dos al aprovechar la energía potencial del agua, al encontrarse el tanque de almacenamiento más alto que el ariete. La conducción del agua se hace a través de dos tuberías 1½”. Los arietes presentan desgaste en sus empaques generando fugas y adicionalmente solo está en funcionamiento un ariete (Figura 34).

Línea de Aducción desde los arietes hasta el Tanque de almacenamiento dos Transporta el agua por medio de 2 tuberías tubería de 1½” por 300 m. Las dimensiones del tanque de almacenamiento es de 8 m dos longitud, 4 m ancho y 2.50 m de profundidad; el espesor del muro es de 0.17 m y cuenta con una capacidad de volumen aproximado de 65m^3. El tanque es alimentado por 2 tuberías tubería de 1½” proveniente de los arietes y cuya entrada está a 0.3m del techo. Y tiene una tubería de 3” para el alivio de excesos y cuya salida está a 0.3m del techo.

Figura 34 Sistema de bombeo (Arietes) del acueducto veredal La Cristalina

Adicionalmente, presenta 2 cajas de 0.80 m por 0.80 m. La caja ubicada en la cara sur del tanque contiene el macromedidor y la tubería de distribución es de 2”. La caja ubicada en la cara

occidental del tanque contiene válvula de lavado de 4” y la tubería de excesos de 3” (Figura 35). Finalmente, las acometidas son en 1/2”.

Figura 35 Tanque de almacenamiento 2 del acueducto veredal La Cristalina

Diagnóstico de los acueductos veredales según el Índice de Riesgo de Calidad del Agua

Las fuentes de que captan el agua los acueductos tienen un riesgo a la salud humana entre un 44.4% y 68.1%. De estos, uno (1) tiene un nivel de riesgo medio (Chinata pozo 1) equivalente al 7% de los acueductos analizados, dos (2) tienen un nivel de riesgo inviable sanitariamente (La Cristalina y El Caracol) equivalente al 14% de los acueductos analizados, y once (11) tienen un nivel de riesgo alto equivalente al 79% de los acueductos analizados.

El agua distribuida por los acueductos tiene un riesgo a la salud humana entre un 44.4% y 86.1%. De estos, uno (2) tienen un nivel de riesgo medio (Chinata pozo 1 y La Unión) equivalente al 14% de los acueductos analizados, dos (2) tienen un nivel de riesgo inviable sanitariamente (La Cristalina y El Caracol) equivalente al 14% de los acueductos analizados, y once (10) tienen un nivel de riesgo alto equivalente al 71% de los acueductos analizados

Los parámetros de alcalinidad, calcio, cloruros, conductividad, dureza, magnesio, nitratos, nitritos y sulfatos no tienen un aporte al IRCA, por ser aguas naturales y su composición obedece a disolución de sales por los fenómenos de escorrentía del agua lluvia y el propio movimiento del agua por su cauce. No obstante, no se descarta que parte de estas sales tengan un origen antrópico relacionado con prácticas agrícolas.

Los parámetros de cloro residual libre, color aparente, hierro total, pH+, turbidez, coliformes totales y *Escherichia coli* tienen un aporte importante al IRCA, ya que están relacionados con la desinfección, la contaminación del agua con materia fecal y las principales características organolépticas del agua.

Índice de Riesgo de Municipal por Abastecimiento de agua (IRABAm)

El IRABAm todos los acueductos no cumplen con las condiciones aceptables para cada uno de los criterios de tratamiento, distribución y continuidad del servicio, teniendo una clasificación entre el 42% y el 60% y el nivel de riesgo de la prestación del servicio bajo esas condiciones a la salud humana es Alto.

Según el tratamiento, la mayoría carecen de sistemas de coagulación/floculación, sistemas de filtración (excepto Caño Rayado y San Lucas) y procesos de desinfección (excepto La Unión, Caño Rayado y San Lucas). Todos los acueductos carecen de un laboratorio con los equipos mínimos necesarios para realizar los ensayos de prueba de jarras, demanda de cloro, turbiedad, color y pH. Adicionalmente, todos los acueductos veredales no tienen trabajadores certificados de conformidad con las Resoluciones 1076 de 2003 y 1570 de 2004 del MAVDT. Y según la continuidad de la prestación del servicio, los acueductos de La Unión, Caño Rayado y El Caribe prestan de forma intermitente el servicio, limitándose el acceso al recurso hídrico por parte de los usuarios a unas pocas horas al día.

Diagnóstico de los acueductos veredales según los criterios técnicos establecidos por el Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS 2000

De acuerdo a los parámetros de calidad evaluados por análisis de laboratorio y en comparación con los criterios establecidos por el Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS 2000, todos los acueductos veredales toman aguas de una fuente cuya calidad es deficiente, excepto el acueducto de San Lucas donde la calidad del cuerpo hídrico es regular. Dicha valoración obedece a no cumplir los parámetros de coliformes totales, pH, turbiedad y color, indicando que los acueductos requieren de una infraestructura y procedimientos que garanticen el tratamiento del agua y que esta no sea perjudicial para la salud humana. Para los acueductos cuya calidad es deficiente requieren la implementación de pretratamiento, coagulación, sedimentación, filtración (rápida o lenta), desinfección y estabilización. Y para el acueducto de San Lucas se requiere solo los procesos de filtración (rápida o lenta), desinfección y estabilización.

Discusión

Ninguna de las fuentes de las que se capta agua para consumo humano tiene un nivel Sin riesgo según el IRCA, su nivel de riesgo se encuentra entre Medio a Inviable Sanitariamente y predominando el nivel de riego Alto (11 de los 14 acueductos, 79% de los casos analizados). Esto implica que deben ser tratadas estas aguas para garantizar que estas no causen un daño a la salud humana.

Ninguna de los acueductos veredales oferta un agua apta para consumo humano (Sin riesgo según el IRCA), su nivel de riesgo se encuentra entre Medio a Inviable Sanitariamente y predominando el nivel de riego Alto (10 de los 14 acueductos, 71% de los casos analizados). Esto indica que los no se tienen los sistemas de pretratamiento y tratamiento para corregir los parámetros de calidad por parte de los acueductos o que estos operan ineficientemente. Para los 14 acueductos (se incluye por separado las dos redes de captación y suministro de la vereda Chinata), los parámetros que se incumplen son Cloro residual libre (86% de los casos), Color (21% de los casos), Hierro total (29% de los casos), pH (43% de los casos), turbidez (57% de los casos), Coliformes totales (100% de los casos) y E.coli (100% de los casos).

Todos los acueductos veredales presentan un índice de riesgo por abastecimiento alto (valor del IRABAm entre el 42% y el 60%, donde cero por ciento (0%) cuando cumple con las condiciones aceptables). Indicando que cumplen con las condiciones aceptables para cada uno de los criterios de tratamiento, distribución y continuidad del servicio. Dentro de estos aspectos se resalta la ausencia de tratamientos de acuerdo a las características de calidad del agua de la fuente, la realización de la cloración como procedimiento obligatorio, la ausencia de personal calificado y laboratorios para el control del proceso.

Según los criterios del Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS 2000, trece (13) de los acueductos (93% de los casos) toman aguas de una fuente cuya calidad es deficiente y por lo tanto requieren la implementación de pretratamiento, coagulación, sedimentación, filtración, desinfección y estabilización. Un (1) acueducto (San Lucas) requiere los procesos de filtración, desinfección y estabilización ya que la calidad es regular.

El plan de mejoramiento de los acueductos veredales de Vista Hermosa, Puerto Lleras, Mesetas, San José del Guaviare y el Retorno debe comprender el acompañamiento del Estado en la legalización de los acueductos ante la Superintendencia de Servicios Públicos, lo que les permite acceder tanto a recursos económicos para realizar las optimizaciones de los sistemas existentes, como la capacitación de los operarios.

Adicionalmente, de las actividades que pueden conducir a una mejora de la calidad del agua de fácil ejecución por la comunidad (acueductos de Los Termales, Buena Vista y Palestina-Buenos Aires) están la estabilización de taludes aguas arriba de la bocatoma, (aseguramiento de árboles y rocas) y el retiro de material ya desprendido causante de la pérdida de calidad del agua o un dalo a la infraestructura.

Así mismo, todos los acueductos pueden ordenar los usos de los predios alrededor del recurso hídrico y este mismo, para reducir la contaminación de este por actividades de agrícolas, pecuarias y el vertimiento de aguas domésticas.

Dentro de las medidas que pueden realizar la comunidad de los acueductos de La Cristalina, El Capricho y El Caracol deben remover la cubierta vegetal que se encuentra en el embalse (zona inundada) en descomposición y que causa la proliferación de bacterias y algas, la generación de material suspendido, turbidez y color al agua.

También, dentro de las medidas que pueden hacer las comunidades es la limpieza de las rejillas de las bocatomas, las cámaras de recolección de las bocatomas y los desarenadores, puesto que en la mayoría de los acueductos estos presentaban colmatación y esta sería una causa de la perdida de la calidad del agua.

Dentro de las obras que deben ejecutarse están: la construcción de una bocatoma que permita el almacenamiento, la captación controlada y el cribado del agua (acueductos de Termales y Costa Rica), el enterramiento de las líneas de conducción de agua o aseguramiento de estas a la pared en los cruces de los ríos (acueductos de Los Termales, Costa Rica, Buena Vista y Palestina-Buenos Aires), la construcción de un desarenador (acueducto de Costa Rica), la optimización del desarenador por medio de la inclusión de dos (2) pantallas deflectoras (acueducto de Palestina-Buenos Aires), la construcción de un segundo módulo de desarenado (acueducto de El Caracol).

Como obra complementaria y requerida a todos los acueductos veredales está la implementación de un sistema de coagulación, floculación, clarificación y filtración, ya que el agua suministrada mejoraría su calidad en cuanto turbidez, el color y reducir la cantidad de microrganismos presentes en al agua.

Los acueductos de El Naranjal, Los Termales, Costa Rica, Buena Vista, Palestina-Buenos Aires, El Caribe, Chinata pozo 1, Chinata pozo 2, La Cristalina, El Capricho y El Caracol deben implementar el sistema de desinfección, así como la higiene y desinfección de desarenadores, tanques de almacenamiento y la línea de conducción, puesto que los microorganismos no solo están en la fuente sino en todo el sistema de distribución. Adicionalmente, para los acueductos de Caño Rayado y San Lucas se debe revisar tanto el sistema de cloración y dosificación, puesto que los resultados arrojan que la presencia de Coliformes totales y E. coli en el agua suministrada.

Recomendaciones:
Se sugiere extender el presente ejercicio para los demás departamentos de la Orinoquia y la Amazonia ya que solo se analizó una minúscula parte del territorio si se tiene en cuenta que: se abordó 1 de 4 departamentos de la Orinoquia (25.0%) y 1 de 6 departamentos de la Amazonia (16.7%). Del departamento del Meta solo se analizaron 3 de 29 municipios (10.3%) y del departamento del Guaviare solo se analizaron 2 de 4 municipios (50%). Del municipio de Mesetas (Meta) solo se analizó 1 de 55 veredas (1.8%), del municipio de Vista Hermosa (Meta) solo se analizó 5 de 90 veredas (5.6%), del municipio de Puerto Ileras (Meta) solo se analizó 4 de 32 veredas (12.5%), del municipio de San José del Guaviare (Guaviare) solo se analizó 2 de 145 veredas (1.4%) y del municipio de El Retorno (Guaviare) solo se analizó 2 de 75 veredas (2.7%).

El levantamiento de esta información es de importancia para el Estado en la intervención de dichos sistemas puesto que debe garantizar la calidad de vida y calidad ambiental en su territorio.

Debe adicionalmente realizar un estudio similar para conocer las condiciones de alcantarillado ya que este servicio tiene un rezago respecto al acueducto y así mismo para la gestión integral de residuos sólidos por considerarse una tercera opción a intervenir después del acueducto y el alcantarillado; esto permitirá tener un conocimiento más real de las condiciones de saneamiento del área rural.

Para el acueducto de La Unión se requiere evaluar la dosificación de cloro puesto que alrededor del pozo de extracción y líneas de conducción del agua se encuentran pozos sépticos que pueden tener exfiltraciones y por ende infiltraciones a la red.

La Corporación Universitaria del Meta debe adelantar los estudios antes mencionados por que crea una oportunidad de visibilidad de la universidad al realizar la actividad de extensión, fortaleciendo el conocimiento de las comunidades sobre los acueductos veredales y el manejo del recurso hídrico y promoviendo el desarrollo sostenible de Regiones que en el pasado fueron olvidadas y son la nueva frontera de desarrollo del país.

Finalmente, la universidad puede colaborar con el desarrollo algunas de las veredas aquí evaluadas, ya que a través de las facultades de Ingeniería Ambiental e Ingeniería Civil se pueden realizar los estudios para la realización de las obras civiles y adecuaciones ya mencionadas.

Agradecimientos
Se agradece a la Corporación Universitaria del Meta por permitir realizar el proyecto de investigación según los datos recabados por el Convenio 1441 de 2017 suscrito entre la Alianza MERUM y el Ministerio de Educación Nacional, denominado: “Fortalecimiento de las capacidades socioeconómicas y técnicas de las comunidades del PDET Macarena / Guaviare a través de programas para el desarrollo rural – ALIANZA MERUM”

Referencias bibliográficas
Alcaldía de Puerto Lleras(n.d.). Esquema de Ordenamiento Territorial de Puerto Lleras: Documento técnico.

Alcaldía del Retorno Guaviare. Nuestro municipio: información general. Tomado de http://www.elretorno-guaviare.gov.co/informacion_general.shtml

Alcaldía del Retorno Guaviare (2012-2015). Plan de Desarrollo Municipal del Retorno Guaviare: “UN GOBIERNO A SU SERVICIO”.
Alcaldía de San José del Guaviare (n.d.). Plan Básico de Ordenamiento Territorial: Documento técnico: Análisis territorial.

Alcaldía de Vista Hermosa (2008-2011). Plan de Desarrollo Municipal de Vista Hermosa: “Alianza con Responsabilidad”.

Conpes 3810. (2014). Política Para El Suministro De Agua Potable Y Saneamiento Básico En La Zona Rural.
Decreto 1076 De 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Presidencia de la republica de la república de Colombia.

Desarrollo Rural Sostenible: Donde El Campo Y El Medio Ambiente Convergen. Departamento Nacional de Planeación. 2017.

Organización Mundial de la Salud. Resúmenes Metodológicos en Epidemiología: Análisis de la situación de salud (ASIS). Boletín epidemiológico de la organización Panamericana de la Salud, noviembre 2016.

Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Plan Departamental para el Manejo Empresarial de los Servicios de Agua y Saneamiento. Meta.

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD. Objetivos de Desarrollo Sostenible, Agua Limpia y Saneamiento. Tomado de http://www.co.undp.org/content/colombia/es/home/sustainable-development-goals/goal-6-clean-water-and-sanitation.html

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD. (2017). Objetivos de Desarrollo Sostenible. Tomado de www.co.undp.org/content/colombia/es/home/post-2015/sdg-overview.html. 2017.

Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico: TÍTULO A. Sistemas de Potabilización / Vargas Liévano, Armando (Ed.). Bogotá, D.C. Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010.

Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico: TÍTULO B. Sistemas de Potabilización / Vargas Liévano, Armando (Ed.). Bogotá, D.C. Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010.

Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico: TÍTULO C. Sistemas de Potabilización / Vargas Liévano, Armando (Ed.). Bogotá, D.C. Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010.

Resolución 2115 De 2007. Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Valoración de la salud ambiental en viviendas de dos sectores de la ciudad de Bogotá, a partir de la evaluación de impactos generados en la fuente de generación eléctrica y el potencial uso de energía lumínica.

Camilo A. Vargas Terranova1*, Javier M. Gonzalez Diaz 2, Hector J. Luna Wandurraga.

1, 2 Docente Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle.
3 Docente Programa de Ingeniería Ambiental. Universidad Antonio Nariño.

*Camilo A. Vargas Terranova: Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle, carrera 2 No. 10 – 70, piso 6, Bloque A – Barrio La Candelaria. Bogotá D.C., Código Postal: 111711. Colombia. Email: cvterranova@unisalle.edu.co

Resumen

En este documento, se sintetiza parcialmente la metodología de la investigación que se adelantada en la actualidad entre la Universidad de La Salle y la Universidad Antonio Nariño titulada “Estrategias de aprovechamiento energético renovable enfocadas al urbanismo y condiciones ambientales de viviendas en Colombia”.

En dicho proceso investigativo y tomando como referencia las UPZ 36 (San Jose-Localidad Rafael Uribe) y 57 (Gran Yomasa-Localidad Usme) de la ciudad de Bogotá, se adelanta un proceso piloto para valorar el posible cambio que se puede surgir en la salud física y ambiental, con la potencial sustitución de la fuente de energía eléctrica en viviendas tipo.

En el contexto nacional las dos actividades principales que se adelantan para la generación de energía eléctrica, son el manejo dinámico de fuentes hídricas superficiales (hidroeléctricas) y el aprovechamiento calorífico de fuentes fósiles (termoeléctricas). Estas dos actividades han puesto en manifiesto, umbrales importantes de afectación a los entornos naturales donde se adelantan y en la salud pública de las comunidades circundantes a dichas áreas de influencia. Sin embargo, resulta en parte abstracto considerar el hecho de que existan otros efectos ligados al concepto de salud ambiental, en los centros urbanos donde la energía se consume luego de su transporte desde la fuente de generación.

Bajo esta premisa, y apoyado en el estudio de viabilidad para la sustitución de fuentes de energía a partir del análisis de variables meteorológicas adelantada por la Universidad Antonio Nariño; se proyecta la consecución de acciones afines al Plan Decenal de Salud Pública del Distrito Capital, tras la evaluación de los impactos generados en la fuente de generación eléctrica, y la ejecución tanto de un estudio ecológico como uno de percepción para valoración de calidad ambiental y física de los habitantes adscritos a las zonas definas.

Palabras clave: salud ambiental, energía renovable, impactos ambientales, estudio ecológico.

Abstract

This document partially synthesizes the methodology of the research carried out today between the University of La Salle and the University Antonio Nariño entitled "Strategies of renewable energy use focused on urban planning and environmental conditions of housing in Colombia".

In this research process and taking as reference the UPZ 36 (San Jose-Locality Rafael Uribe) and 57 (Gran Yomasa-Usme Locality) of the city of Bogotá, a pilot process is being conducted to assess the possible change that may arise in the physical and environmental health, with the potential substitution of the electric power source in typical housing.

In the national context, the two main activities that are carried out for the generation of electric power are the dynamic management of surface water sources (hydroelectric) and the calorific use of fossil sources (thermoelectric). These two activities have highlighted important thresholds affecting the natural environments where they are carried out and the public health of the communities surrounding these areas of influence. However, it is partly abstract to consider the fact that there are other effects linked to the concept of environmental health, in urban centers where energy is consumed after transport from the source of generation.

Under this premise, and supported in the feasibility study for the substitution of energy sources from the analysis of meteorological variables advanced by the University Antonio Nariño; the achievement of actions related to the Ten- Year Public Health Plan of the Capital District is projected, after the evaluation of the impacts generated in the source of electric generation, and the execution of both an ecological study and a perception for environmental and physical quality assessment of the inhabitants assigned to the defined areas.

Keywords: environmental health, renewable energy, environmental impacts, ecological study.

Introducción

La energía solar es una fuente de energía que tiene varias importantes ventajas sobre otras y que, para su aprovechamiento, también presenta varias dificultades. Entre sus ventajas se destacan principalmente su naturaleza inagotable y su utilización libre de contaminación. La energía solar se transforma en la naturaleza en otras formas de energía, como biomasa y energía eólica, pero también se puede transformar a otras

formas de energía como calor y electricidad. Las aplicaciones más difundidas en Colombia son el calentamiento de agua -para uso doméstico, industrial y recreacional (calentamiento de agua para piscinas)- y la generación de electricidad a pequeña escala. Rodríguez Murcia, H. (2008).

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), la salud se define como un estado de completo bienestar físico, mental y social y no sólo ausencia de enfermedad o incapacidad. Rengifo, H. (2008). Al respecto, son múltiples los estudios que han asociado los impactos ambientales en términos de contaminación con la potencial afección de dicho umbral de salubridad humana.

Son indiscutibles los aportes que en términos de la degradación ambiental y de forma particular en la degradación del aire, se ponen en manifiesto al evaluar la incidencia que tiene el consumo de fuentes fósiles en las formas tradicionales más representativas, tal y como lo son los automotores. Romero, M. (2006), y las fuentes fijas incluyendo las plantas generadoras de energía eléctrica.

Frente a este panorama, se fortalece la búsqueda de un uso de fuentes de energías alternativas, que no solo suplan demandas energéticas eléctricas particulares de forma eficiente, sino de que contribuyan con la reducción de los impactos ocasionados por el sector energético y el consumo de fuente fósiles. Santamarta, J. (2010). En paralelo, se presumen también notorios los beneficios ambientales y físico para entornos humanos.

Metodología

El desarrollo de este proyecto está acondicionado a tres fases como se describe a continuación:

Fase 1: Determinación de potenciales eólico y solar. Para este proceso se utilizarán datos provenientes de una base datos con información de variables meteorológicas como radiación solar, velocidad de viento y temperatura, entre otras. Se hará uso de la herramienta de computación científica Matlab, a través de la cual se realizará un pre-procesamiento de los datos para filtrar datos espurios o erróneos, y posteriormente determinar el promedio diario anual de las variables de interés. Finalmente se utilizarán las ecuaciones de estimación de potencial eólico (densidad de potencia) y potencial solar (horas solar pico).

Con el fin de comparar los resultados obtenidos a partir de los datos propios del proyecto, se utilizarán datos relativos a estos indicadores provenientes de los Atlas de radiación solar y de vientos que proporcionan la UPME y el IDEAM.

Esta comparativa permitirá establecer diferencias y similitudes de los datos suministrados por los Atlas en las ubicaciones puntuales de las sedes de la Universidad Antonio Nariño. Esta comparación tendrá en cuenta un análisis estadístico representativo de los resultados.

Finalmente, se establecerán múltiples escenarios de aprovechamiento de dichas energías con el fin de obtener un espectro de opciones con los cuales se realicen comparativos de acuerdo con criterios como eficiencia y viabilidad económica de su implementación. Este objetivo será cumplido satisfactoriamente realizando previamente una completa revisión de las tecnologías apropiadas para cada tipo de energía con las cuales sea posible generar electricidad; estudiando en particular su grado de eficiencia, su costo, su robustez, su impacto en el medio, los requerimientos físicos para su implementación, su productividad en términos de la carga a la cual estaría conectada, entre otros.

Fase 2: Diseñar estrategias de implementación de tecnología. Esta fase se desarrolla a partir de un análisis del cambio potencial de fuente de energía en las UPZ piloto de la ciudad de Bogotá, asociando con ello la identificación de aspectos ambientales, la calificación de los impactos apoyado en la metodología para estos estudios ambientales, desarrollada por la Secretaria Distrital de Ambiente y los informes de variables de generación y del mercado eléctrico colombiano de la UPME.

Como herramientas de apoyo se consideran pertinentes el diseño y ejecución de encuestas, estudios de percepción en salud, un estudio ecológico en el marco de las disposiciones de la Secretaria Distrital de Salud, el manejo de cartografía temática y georreferenciación, el desarrollo y la evaluación de matrices de impacto.

Se fortalecerá para el contraste en salud y ambiente, la evaluación de algunos procesos particulares del suministro eléctrico en la ciudad y la normativa vigente del área.

Fase 3: Establecimiento de beneficios. En esta fase se realizará la construcción de indicadores de rentabilidad, a partir de la definición de la mejor alternativa técnica que se identifique, y de la construcción del flujo de caja de dicha alternativa. También se realizará un análisis de sensibilidad con el propósito de medir el impacto de cambios en las variables de control, derivado de las condiciones de riesgos e incertidumbre.

De igual manera se realizarán escenarios de valoración económica a partir de proyecciones econométricas de las principales variables asociadas a la determinación de la mejor alternativa determinada en el componente técnico.

Resultados y discusión.

En el marco de la fase 2, de la metodología anteriormente sintetizada, se presentan algunos avances logrados para la fecha de construcción de este trabajo.

El porcentaje de generación eléctrica en Colombia apoyado en unidades hidroeléctricas es del 60% aproximadamente. En el caso de Bogotá el 100% proviene de esta fuente y en específico a partir de la hidroeléctrica del Guavio (1000 MW), la cual entró en operación el 15 de diciembre de 1992, con casa de máquinas de caverna, automatizada y líneas de transmisión con aislamiento para 500 kV.

La distribución de energía en la ciudad capital está a cargo de la Empresa de Energía de Bogotá (EEB), que por medio de Enel-Codensa realiza la comercialización de la energía en toda la ciudad con una cobertura en promedio del 98,9%.

Esta empresa cuenta con una participación en el sector energético nacional del 22,1%. El 23 de octubre de 1997, se realizó un proceso de capitalización de EEB con recursos internacionales, lo que permitió la separación de sus actividades, y la conformación de Codensa (actividades de distribución y comercialización) y Emgesa (actividades de generación y comercialización), sin embargo, la actividad de transmisión continúa siendo ejercida directamente por EEB constituyéndose en su actividad primordial en el sector eléctrico.

Con respecto a la energía fotovoltaica en Colombia, con la Ley 1715/2014, se regula la integración de las energías renovables no convencionales al Sistema Energético Nacional, y determina el desarrollo de la energía solar en el país (artículo 19). Actualmente en Bogotá se conocen proyectos de industrias que implementaron esta energía, una de ellas, es la compañía de comestibles Italo, la cual desarrollo el proyecto de energía fotovoltaica más grande de la ciudad. Con respecto a las zonas residenciales se destaca el proyecto de Ciudad Tunal, en el cual algunas viviendas de propiedad horizontal cuentan con paneles solares, los cuales proveen la energía para los calentadores de agua de los hogares para un periodo proyectado de 34 años.

Evaluación preliminar unidades habitacionales y condiciones de salubridad energética.

La UPZ San José (36) fue reglamentada por el Decreto 176 de 2006, y se compone en un 98% aproximadamente de viviendas de estrato socio- económico 3, y un 2% de estrato 2. La UPZ Gran Yomasa (57) fue reglamentada por el Decreto 411 de 2004, y está compuesta en su mayoría por el estrato 2 (88%) y con un 12% aproximadamente de estrato socio-económico 1 (SDP, 2017).

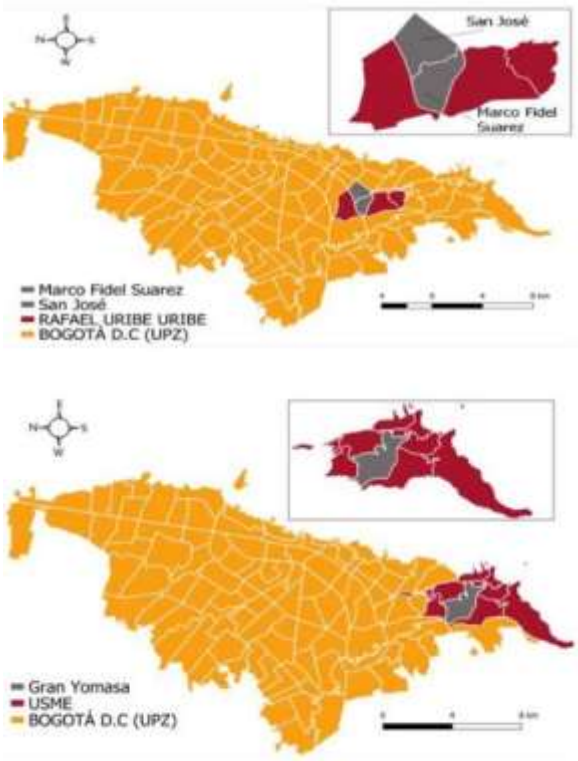


Figura 1. Localización UPZ. Arriba San José, Abajo Gran Yomasa. Adaptado de Veeduría Distrital.

La tipología de las viviendas presentes en las UPZ corresponde a la de propiedades no horizontales, caracterizada por edificaciones familiares que en general presentan entre 2 a 3 niveles. En algunas de ellas pueden presentar más de dos grupos familiares

pisos con algunos casos de hasta 4 familias por vivienda. Algunas entrevistas puntuales han permitido identificar, que esta condición responde a la dinámica de alquiler por niveles y/o habitaciones.

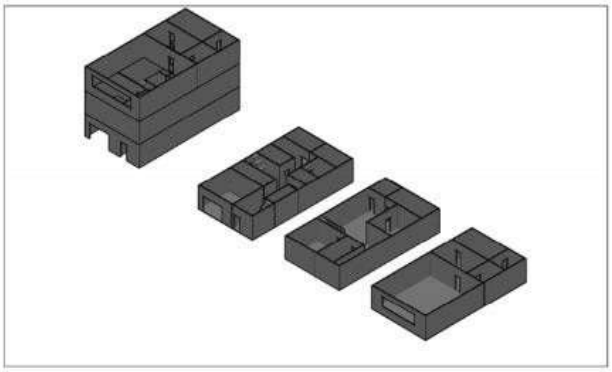


Figura 2. Configuración típica-viviendas UPZs de estudio.

La UPZ 57 cuenta con 147.506 habitantes de los cuales el 84,7% se ubica en el estrato bajo, el 14,9% en el bajo-bajo y el 0,4% corresponde a población sin estratificar (ANALISIS DE RIESGOS 2018). La clasificación por estratos se puede observar en la figura 3.

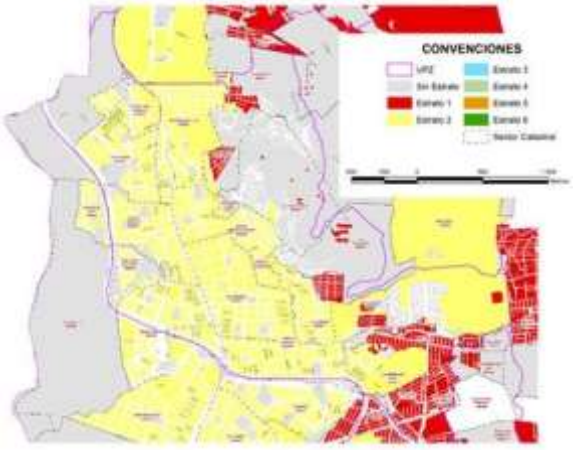


Figura 3. Distribucion socioeconómica UPZ 57. SDP-2017.

Aunque la estructura física es relativa a la zona en que se ubique la vivienda, lo normal es encontrar en el piso 1 un local o un garaje o hasta 4 habitaciones; 2 baterías sanitarias y una cocina/comedor compartido. En la segunda planta es esquema es similar, con 3 a 4 habitaciones una cocina, un baño y sala-comedor.

En el tercer nivel por lo generar solo se encuentra el patio de uso compartido o en algunos casos la mita del área de este nivel se encuentra construido un apartamento sencillo de 1 a 2 habitaciones, con 1 baño y 1 cocina y su respetiva área para sala- comedor.

Se identifica que es más probable encontrar viviendas en -obra gris- en la UPZ 57, donde los acabados no son tan importantes en las viviendas, pero si la cantidad de niveles. Las

viviendas de la UPZ 36 tienen un área de terreno mayor que va de los 8x15 m y en la UPZ 36 de 7x12m.

Respecto a la cobertura de servicios públicos domiciliarios en la localidad de Usme, para el año 2014 el 96,6% de las viviendas cuentan con acueducto, con alcantarillado un 99,3%, gas natural 93,3% y energía eléctrica 99,7%. Respecto a la recolección de basuras esta alcanza un 99,4%.
En Rafael Uribe Uribe, la cobertura de acueducto es de 99,4%, alcantarillado 99%7, recolección de basura 99,9%, energía eléctrica de 98.8% y gas natural 89,4%. Por lo que se entiende que los servicios públicos elementales no son un problema en cuanto a deficiencia.

Con respecto a la generación de energía, por parte de la Central Hidroeléctrica del Guavio están llegando a Bogotá, a través de las líneas de la Central de Chivor, la energía entra al sistema interconectado, a través de la subcentral de Torca, al norte de la capital, y luego se transmite a la subcentral Circo, localizada en inmediaciones del cerro Guadalupe, en el interior de la ciudad las distribución ya depende de las subestaciones que hace la conversión del voltaje para la correcta comercialización ya sea para sector residencial o industrial.

Si bien las actuales fuentes de energía en Colombia alcanzan a cubrir las necesidades energéticas de las principales ciudades y cada vez son más los municipios conectados a la red eléctrica nacional aún hay deficiencias en este desde lo ambiental hasta lo social, por tal razón el uso de energías alternativas no convencionales como la solar fotovoltaica contribuye de forma positiva al bienestar social desde el punto de vista en cómo se reducen aspectos negativos para el ambiente comparado con fuentes tradicionales, de acuerdo con Morales, F. es posible “estimar las emisiones de dióxido de carbono evitadas para el caso colombiano: según cálculos de UPME (2009), las emisiones del sistema interconectado colombiano son de 272 gramos de CO_2 por kilovatio hora.

Un sistema fotovoltaico de 3 kW de potencia genera 22 gramos por kilovatio hora. Por lo tanto, las emisiones de CO_2 evitadas por un sistema fotovoltaico residencial son de 250 gramos, o 1,08 toneladas al año. Esto corresponde a 1,1 toneladas de CO_2 evitadas. Si se supone que el valor de las externalidades evitadas por emisión de CO_2 corresponde a 0,006 dólares o 11,4 pesos kWh, el valor de las externalidades evitadas por una instalación que genere 4308 kWh anuales, es de alrededor de 49 mil pesos. Existen, además, varias externalidades evitadas que son de difícil valoración económica hasta que haya estudios más específicos; entre otros, está la reducción en emisiones de dióxido de azufre SO_2 que se estima en 1,26 gramos por kWh y óxidos de nitrógeno (SO_x) los **cuales se calculan en 1,31 gramos por kWh. Se puede esperar, que el valor de las emisiones evitadas se incremente con el tiempo en la medida que aumente la demanda por certificados de reducción de emisiones”.**

Evaluación preliminar de impactos ambientales asociados a la fuente de generación y conducción eléctrica.

De los aspectos ambientales relevante en esta valoración preliminar se tiene que en los embalses se generan emisiones de metano por la acumulación de materia orgánica, impacto en ecosistemas acuáticos pudiendo afectar sus ciclos de vida, además las emisiones producidas son comparables a la emisión de CO2 de termoeléctricas.

Con respecto a su transmisión y distribución, la contaminación electromagnética es significativa con un impacto negativo de rango algo. Como impacto positivo se tiene el acceso a energía con una amplia cobertura nacional. Por otro lado, se tienen las fuentes lumínicas de las cuales se puede generar energía sin impactos directos sobre los medios evaluados, que en comparación con los embalses serían una buena alternativa para la generación de energía a pequeña escala.

Conclusiones

- La incorporación de tecnologías limpias para la generación eléctrica en la ciudad de Bogotá, es lograble técnica y económicamente hablando. Esta adopción es particularmente importante para la conversión de energía lumínica a energía eléctrica en hogares.

- La salud ambiental, considera el amplio espectro de actividades que el hombre adelanta y el entorno dispone, traducidas en todo caso en calidad de vida. La salubridad está ligada a la calidad de los ambientes, y es preponderante validar dicho escenario.

- Las fuentes tradicionales de generación de energía eléctrica en Colombia son los sistemas hídricos superficiales y los combustibles fósiles. Para la trasformación efectiva de la energía natural, se adelantan actividades en hidroeléctricas y termoeléctricas que requieren mayor atención en términos de impactos y efectos.

- El uso de energía lumínica en hogares colombianos, puede llegar a repercutir positivamente en las condiciones de salud de sus habitantes. Resulta interesante validar este aspecto en relación con las disposiciones legales ambientales y de salud, de los territorios nacionales.

Referencias

Cubillos, A. Estenssoro, F. (2011). Energía y medio ambiente. una ecuación difícil para américa latina: los desafíos del crecimiento y desarrollo en el contexto del cambio climático. IDEA- USACH. Santiago de chile. http://biblioteca.clacso.edu.ar/clacso/engov/2013 0827052932/engMAalCubillosEstenssoro.pdf.

Fazelpour, F. Soltani, N. Rosen, M.A. (2014). Feasibility of satisfying electrical energy needs with hybrid systems for a medium-size hotel on KishIsland, Iran. Energy;73:856-865.

Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). (2014). Líderes en energía limpia, países top en energía renovable en latinoamérica. http://awsassets.wwf.es/downloads/tabare lide res_en_energias_limpias_baja_r.pdf

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2016). Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero. Zetta comunicadores. http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bv irtual/023634/INGEI.pdf. [Accessed 24 July 2017].

León, F. Vargas, A. (2018). Pre-feasibility of wind and solar systems for residential self-sufficiency in four urban locations of colombia: implication of new incentives included in Law 1715A*.

Majano, A.M. (2014). Study on the Development of the renewable energy marketin latin america and the caribbean. Inter-american development bank (IDB).

Mayor Ruiz, F. (2016). Estimación de la emisión histórica de gases de efecto invernadero por embalses hidroeléctricos en colombia y su potencial impacto en el factor de emisión de la generación eléctrica. (Doctoral dissertation, universidad nacional de colombia-sede bogotá). http://www.bdigital.unal.edu.co/55960/. . [Accessed 24 July 2017].

Ministerio de Salud-Colombia. (2011). Plan decenal de salud publica PDSP, 2012-2021.

Morales, Fernando. (2013). Cálculo de una tarifa de alimentación para instalaciones fotovoltaicas residenciales en Colombia. Semestre Económico. 16(34), 13-39.

Moselle, B., Padilla,J. , Schmalensee,R. (2010). Harnes singre newable energy inelectric power systems:theory,practice,policy. RFF Press.

Ortiz, D. Sabogal, J. Hurtado, E. (2012). Una revisión a la reglamentación e incentivos de las energías renovables en colombia. Revista facultad de ciencias económicas, investigación y reflexión, 20(2):55-67.

Regueiro , R. (2011). La contribución de las energías renovables al bienestar. una lección todavía no aprendida. Revista Galega de Economía. 20. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=39121275 011. ISSN 1132-2799 .

Secretaria Distrital de Ambiente-Bogotá, Colombia. (2010). Plan decenal de descontaminación del aire para Bogotá.

Secretaria Distrital de Ambiente-Bogotá, Colombia. (2010). Metodología para la identificación de aspectos y clasificación de impactos ambientales.

Sistema de información Eléctrico colombiano (SIEL). (2017). Cobertura del sistema interconectado nacional–consultas estadísticas. http://www.siel.gov.co. [Accessed 24 July 2017].

Wang, J. Feng, L. Tang, X. Bentley,Y. Höök, M. (2017). The implications off ossil fuel supply constraints on climate change projections: A supply- sideanalysis. Futures;86:58-72.

XM Compañía de Expertos en Mercados S.A.E.S.P. Description of the colombian electric system. http://www.xm.com.co/Paginas/Mercado-de- energia/descripcion-del-sistema-electrico- colombiano.aspx,n.d. [Accessed 24 July 2017].

Comparación entre la implementación del modelo DRASTIC en acuíferos del Valle de Aburrá y Tenjo Cundinamarca, como herramienta para la evaluación de la vulnerabilidad hidrogeológica.

Gina P. Gómez Acero 1, Camilo A. Vargas Terranova 2*, Nicolás Andrade Betancourt 3.

[1, 3] Consultores en Ingeniería Ambiental y Sanitaria.

[2] Docente Programa de Ingeniería Ambienta y Sanitaria. Universidad de La Salle.

[*] *Camilo A. Vargas Terranova:* Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle, carrera 2 No. 10 – 70, piso 6, Bloque A – Barrio La Candelaria. Bogotá D.C., Código Postal: 111711. Colombia. Email: cvterranova@unisalle.edu.co.

Resumen

Este trabajo desarrollado desde el programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad de La Salle, muestra la comparación en la implementación del modelo DRASTIC en dos contextos nacionales diferentes. En ambos casos, el ejercicio de valoración preliminar de la vulnerabilidad de unidades acuíferas, se apoyó en información secundaria solicitada.

Metodológicamente se empleó la plataforma de ArcGIS 10.1, para los geoprocesos a los 10 municipios que conforman el Valle de Aburra utilizando como georreferenciación la capa World_Topo_Map. El parámetro (D) se tomó de expedientes asociadas a concesiones; el valor de (R) fue revisado mediante los balances hídricos realizados para las dos zonas de estudio; los valores de los parámetros litología del acuífero (A), litología de la zona no vadosa (I) y el suelo (S), fueron obtenidos a partir del Atlas Geológico de Colombia versión 2015, del Servicio Geológico Colombiano (SGC) en formato Shape. Para el relieve del área en el caso del Valle de Aburra se utilizó el modelo de elevación digital de la NASA STRM con resolución de 30 metros con código N06w076, en tanto se empleó el modelo de elevación digital realizado por HYDROSHED para el caso de Tenjo. Las salidas se entregaron en escala 1:150000.

Tras la evaluación del índice DRASTIC se identificaron los índices de vulnerabilidad representados en mapas temáticos donde se evidenciaba índice medio-alto para el acuífero Antioqueño los municipios de Medellín, Bello, Sabaneta e Itagüí y para el caso de Tenjo la vulnerabilidad presenta múltiples espectros entre muy bajas piedemonte de los cerros de Cota, y alta en la zona suroriental y noroccidental donde se localizan los pozos de extracción más superficiales.

Algunas de las medidas de manejo hídrico en pro de la protección de las unidades hidrogeológica infieren diseño e implementación de redes de monitoreo, y la evaluación sistemática tanto de las posibles amenazas como de los impactos derivados de ellos.

Palabras clave: Vulnerabilidad, Acuífero, Valle de Aburra, Tenjo, DRASTIC.

Abstract

This work, developed from the Environmental and Health Engineering program of the Universidad de La Salle, shows the comparison in the implementation of the DRASTIC model in two different national contexts. In both cases, the exercise of preliminary assessment of the vulnerability of aquifer units was based on secondary information requested.

Methodologically, the ArcGIS 10.1 platform was used for the geoprocesses of the 10 municipalities that make up the Aburra Valley using the World_Topo_Map layer as georeferencing. Parameter (D) was taken from files associated with concessions; the value of (R) was revised through the water balances carried out for the two study areas; the values of the parameters lithology of the aquifer (A), lithology of the non-vadose zone (I) and the soil (S), were obtained from the Geological Atlas of Colombia version 2015, of the Colombian Geological Service (SGC) in Shape format .

For the surface area in the case of the Aburra Valley, the digital elevation model of the NASA STRM with resolution of 30 meters with code N06w076 was used, while the digital elevation model made by HYDROSHED was used for the case of Tenjo. The outputs were delivered in 1:150000 scales.

After the evaluation of the DRASTIC index, the vulnerability indexes were identified, represented in thematic maps showing a high average index for the Antioquia' aquifer in the municipalities of Medellín, Bello, Sabaneta and Itagüí and for the case of Tenjo the vulnerability presents multiple spectra between very low the piedmont of the Cota hills, and high in the southeast and northwestern zone where the most superficial extraction wells are located.

Some of the water management measures for the protection of hydrogeological units infer the design and implementation of monitoring networks, and the systematic evaluation of both the possible threats and the impacts derived from them.

Keywords: Vulnerability, Aquiferwater, Valle de Aburra, Tenjo, DRASTIC.

Introducción

Las aguas subterráneas son importantes reservas naturales de agua, que sirven como fuente de abastecimiento en diversas actividades antropogénicas que pueden llegar a impactar directamente su cantidad y su calidad del agua sino se realiza una gestión integral del recurso. Este es el caso de Tenjo Cundinamarca y del Valle de Aburra en

Antioquia, donde se desarrollan actividades de extracción de aguas subterráneas para abastecer a la comunidad y realizar actividades económicas que a través de los años generan sobreexplotación y el deterioro de los acuíferos locales, producto de las actividades que impactan directamente las reservas y las características intrínsecas de las regiones.

El modelo internacional DRASTIC permitió definir las zonas de vulnerabilidad a la contaminación de los acuífero Guadalupe (Sabana de Bogotá-Tenjo) y del acuífero libre del Valle de Aburra (Antioquia). A partir de ello se definieron algunos lineamientos básicos que pueden llegar a apoyar la gestión hídrica subterránea local. Dicha gestión del recurso, se proyectó mediante el establecimiento de planes ambientales base, en respuesta a los umbrales de vulnerabilidad definidos por la metodología implementada. Se destacan herramientas para el control de factores que aumentes el riesgo de la contaminación, la sistematización de información, la definición de entes responsables y la definición de áreas de manejo ambiental estratégicas.

Metodología

La estimación del índice de vulnerabilidad DRASTIC responde a la combinación de ponderaciones y valores para siete variables, que permiten zonificar áreas definidas según potencial de contaminación Vargas (2010).

Se define una ponderación a partir del factor de clasificación encontrada (Xr) y otra ponderación a partir del factor de ponderación (Xw), definido de la siguiente manera:

Tabla 1. Factor de ponderación (Xw) DRASTIC

Símbolo	Variable	Factor de ponderación
Dw	Profundidad hasta nivel freático	5
Rw	Recarga neta	4
Aw	Litología del acuífero	3
Sw	Tipo de suelo	2
Tw	Topografía y relieve	1
Iw	Impacto a zona vadosa	5
Cw	Conductividad hidráulica	3

Fuente: Autores. Adaptación de EPA, 1987

Una vez realizada la ponderación independiente de cada variable, se calcula el índice de vulnerabilidad como la suma de los productos entre el factor de clasificación encontrado por el factor de ponderación de cada variable. De lo anterior se aprecia que:

Índice de vulnerabilidad =

DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + IrIw + CrCw (1)

Donde Xr= factor de clasificación encontrado; Xw= factor de ponderación.

Luego de realizar las correspondientes calificaciones a los parámetros según corresponda, dentro de la misma metodología se establecen los rangos valores cuantitativos, para establecer el grado de vulnerabilidad como lo muestra la tabla 2.

Tabla 1. Valores calificación final

Grado	Vulnerabilidad general
Muy bajo	23-64
Bajo	65-105
Moderado	106-146
Alto	147-187
Muy Alto	188-230

Fuente: Autores. Adaptación de EPA, 1987

Para el caso del acuífero del Valle de Aburrá se realizaron geoprocesamientos en un Sistema de información Geográfico (SIG), sobre la plataforma de ArcGIS 10.1, en la cual se delimito la información hacia los 10 municipios que conforman el Valle de Aburra: Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Medellín, Itagüí, Sabaneta, Envigado, La Estrella y Caldas.

Como Georreferenciación se utilizó la capa online de ESRI, World_Topo_Map. La evaluación del parámetro (D), se realizó tomando los registros de mediciones piezométricas el valor de (R), fue revisado mediante los balances hídricos realizados por el AMVA en el informe “determinación y protección de las potenciales zonas de recarga en el norte del Valle de Aburrá“(2012), además de la revisión de los datos de las estaciones hidrometeorológicas del IDEAM. A partir de 77 pozos. Los valores de los parámetros (A), (I) y (S), fueron obtenidos a partir del Atlas Geológico de Colombia versión 2015, del Servicio Geológico Colombiano (SGC), haciendo uso del gbx de descarga MGC_2015, shp usando la capa de unidades cronoestratigrafías, junto a la información del informe “Microzonificación sísmica detallada de los municipios de Barbosa, Girardota, Copacabana, Sabaneta, La Estrella, Caldas y Envigado (“AMVA, 2006”).

El manejo de los raster se manejó con celdas de tamaño 30 x 30 metros. Se realizó la última reclasificación de los valores obtenidos del algebra de mapas y overlay con los

valores de vulnerabilidad de DRASTIC según EPA y generar la correspondiente cartografía.

Para el caso del acuífero Guadalupe en Tenjo, fue necesario desarrollar 3 fases principales. La primera fase consistió en desarrollar la línea base del proyecto, para lo cual se solicitó información relacionada a aspectos climáticos, geológicos e hidrológicos característicos de la región. En la segunda fase se determinó el comportamiento de cada una de las variables de la siguiente manera:

La variable profundidad (D) se determinó haciendo uso del inventario de pozos entregado por la CAR, se tomaron en consideración 103 pozos con información correspondiente a localización geográfica y características de profundidad de 1,5 m hasta más de 30 m. Dichas características fueron agrupadas y clasificadas con la valoración correspondiente a los rangos de profundidad hasta la capa freática y ponderación entregados por la metodología DRASTIC.

Para la determinación de la recarga neta del sistema (R) se tomó en consideración los valores de recarga tomados de los balances hídrico climático y balance hídrico del suelo, los dos bajo la metodología Thornthwaite y bajo el supuesto de tener valores de evapotranspiración en el rango 18 mm/mes y 26 mm/mes desarrollado por Galvis y Fernandez donde se encontró que existe reserva de agua especialmente en las áreas montañosas. Con los valores encontrados en los balances estudiados y un mapa de recarga de acuíferos Sabana de Bogotá desarrollado por un grupo de investigación Geología ambiental TERRAE, se realizó la ponderación de la zona de estudio con base a los rangos definidos por la metodología aplicada.

Para la litología (A) se tomó en consideración el estudio geológico de la zona desarrollado por la alcaldía municipal y se comparó con cada una de las unidades cronoestratigraficas definidas en el mapa geológico entregado por el SGC en formato Raster para mejor nivel de detalle. Dichas características litológicas encontradas se relacionaban con las características litológicas dadas por la metodología para así realizar la respectiva ponderación.

Para la variable de suelo (S), haciendo uso del mapa de clasificación de tipos de suelo entregado por el IDEAM y la clasificación y mapa de las unidades de paisaje del municipio entregado por la alcaldía, se identificó geográficamente cada una de las características existentes en el área de estudio y se pondero de acuerdo con los valores establecidos para cada tipo de suelo definidos por DRASTIC.

Para la topografía (T) con la ayuda el mapa topográfico entregados por el IGAC a escala 1:100.000 en formato Raster para mejor nivel de detalle, se realizó el mapa de pendientes y la respectiva clasificación en los rangos y ponderaciones establecidos.

Para la ponderación de la zona vadosa (I) se tomó información y puntos geográficos de las características del suelo a diversas profundidades desarrollado por la secretaria distrital de ambiente. Las características fueron ponderadas (con valoración “valor típico

Ir") de acuerdo con la naturaleza de la zona vadosa encontradas por la secretaria de ambiente.

Por otro lado, para la conductividad hidráulica (C) se tomó en consideración el modelo hidrogeológico del municipio. Con información teórica de conductividad hidráulicas según lo encontrado en dicho modelo se ponderó este parámetro de acuerdo con los rangos establecidos.

Finalmente, la tercera fase estuvo relacionada a la sobre posición de cada una de las variables evaluadas aplicando la metodología de algebra de mapas para definir el índice DRASTIC en Tenjo. Dicho índice quedó representado en un mapa temático zonificado en áreas según los diferentes grados de vulnerabilidad encontrados en el área de estudio.

Resultados y discusión.

Según la metodología DRASTIC el valor máximo de recarga neta a calificar es de 254 mm/año con una ponderación de 9, establecido según los criterios del panel de expertos, mientras que los valores de recarga calculados por el AMVA se encuentran la mayoría por encima de este valor a excepción de los escenarios de año seco, esto debido a que los valores de evaluación se realizaron sobre las condiciones meteorológicas norteamericanas, ya que es un modelo desarrollado para el territorio estadunidense, con promedios de precipitación muy inferiores a los presentados en Colombia al ser un país tropical, evidenciado uno de los principales criterios a revisar para la implementación de este modelo en diferentes sitios del mundo.

De acuerdo con los mapas de índice de vulnerabilidad, se define que de manera general el Valle de Aburrá una vulnerabilidad baja, ocasionada por la conductividad hidráulica, por lo que la velocidad de transporte de contaminantes no llega a medidas significativas o de intervención. Sin embargo se encuentran focos con valores considerables, hacia el centro del casco urbano de la ciudad de Medellín.

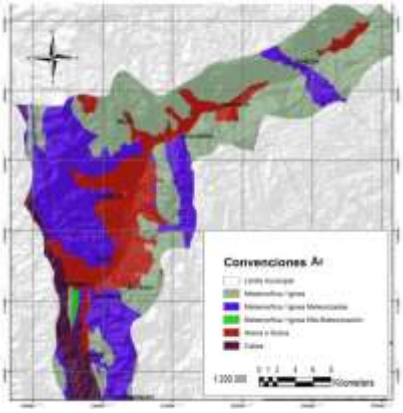


Figura 1. Ejemplo de geoprocesamiento-Litologia (Ar), Valle de Aburra-Antioquia.

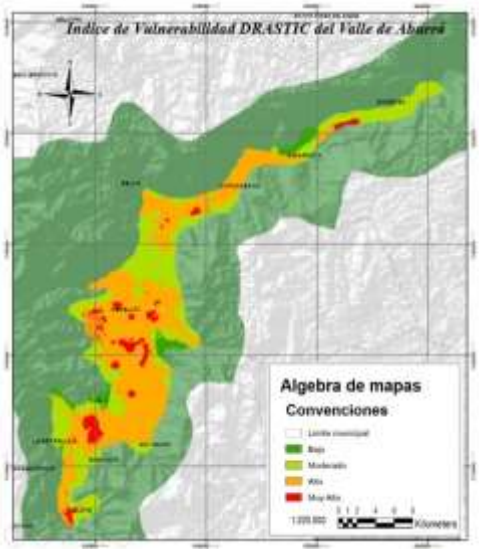
Sobre los rangos obtenidos se observa como las áreas con mayor calificación de vulnerabilidad se encuentran sobre el valle del Rio Aburrá, principalmente sobre el casco urbano de la ciudad de Medellín y con rangos menores sobre el sector urbano de Sabaneta con límites con La Estrella e Itagüí; del mismo modo los municipios de Bello, Copacabana y Girardota tienen un área representativa de vulnerabilidad media y alta sobre el acuífero, el municipio de Barbosa es el que cuenta con menor riesgo a la contaminación del acuífero.

En lo correspondiente al municipio de Tenjo en Cundinamarca se identifican valores de muy bajos vulnerabilidad en zonas de pocos asentamientos humanos y gran vegetación que dificultan la extracción de aguas subterráneas y el paso de contaminantes al nivel freático.

Se determina un índice de vulnerabilidad bajo en la zona valle del municipio, producto de sus características litológicas (lutitas masivas con baja conductividad hidráulica) y de importantes potencias, reduciendo el impacto en la zona saturada.

A pesar de estas características a lo largo de la zona plana, hay zonas de vulnerabilidad moderada. Una de estas zonas se encuentra en la parte central, otro en la parte suroccidental y otro en la parte noroccidental.

Figura 2. Vulnerabilidad Hidrogeológica, Valle de Aburra-Antioquia.



Dichas áreas corresponden a los asentamientos humanos como el casco urbano municipal, y la identificación de actividades industriales con grandes consumos de agua, presencia de pozos profundos y superficiales, lo cual incrementa la probabilidad de contaminación del recurso y sobreexplotación del mismo.

Además, se identifica un índice de vulnerabilidad moderada en las zonas montañosas, es decir, los lugares de afloramiento de la formación arenisca dura del grupo Guadalupe.

Este índice de vulnerabilidad se debe a que son las zonas de mayor recarga por su gran fracturamiento y balances hídricos y de suelo analizados, haciendo que sean zonas propensas a contaminación a pesar de que presenten niveles de profundidad hasta el nivel freático entre los rangos 15,2 y 30,5 metros.

Se debe tener presente, que es pertinente realizar un estudio en zonas de interés como la zona suroriental donde se evidencia una vulnerabilidad de características altas y se encuentra una institución educativa y otras actividades comerciales que cuentan con pozos poco profundos del orden de 4,6 m a 15,2 m.

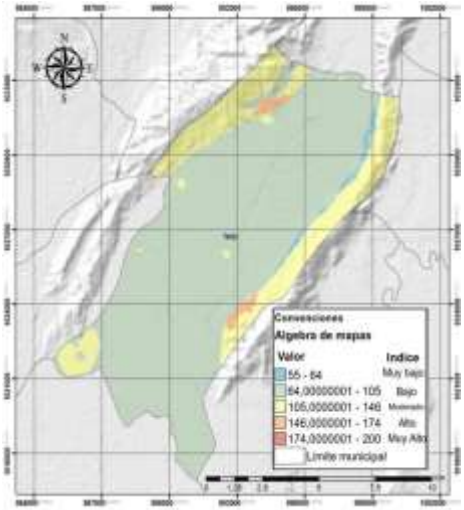


Figura 3. Vulnerabilidad Hidrogeológica, Tenjo- Cundinamarca.

Conclusiones

Aun cuando la metodología implementada permite realizar diagnósticos de susceptibilidad en unidades acuíferas de múltiples características, las zonas de interés seleccionadas no permiten uniformidad en la captura de información base para el montaje de las variables definidas por DRASTIC, a fin de realizar una comparación más focalizada, a pesar de que se emplearon niveles de resolución muy amplios.

La disponibilidad de información, el número de puntos de extracción de agua que aporte registros, el nivel de detalle de los modelos de elevación, la claridad y actualización en la información litológica de las regiones evaluadas; son algunos de los factores que no permitieron ampliar el nivel de detalle y con ello optimizar los resultados de los modelos desarrollados en las dos regiones definidas.

El mapa temático referente a la vulnerabilidad intrínseca frente a contaminación del sistema de acuíferos en el municipio de Tenjo permite identificar que el 62.70% del municipio cuenca con un índice bajo, seguido por un 25.05% del área total de estudio con índice moderado, un 10.97% muy bajo y un 1.28% alto, con lo cual se determina que las

áreas de vulnerabilidad moderada y alto deben estar bajo constante monitoreo que contribuya con la prevención de contaminación del recurso subterráneo.

En el Valle de Aburrá, se evidencia una vulnerabilidad medio-alta, por lo que se requiere mantener un plan de manejo propicio, buscando la prevención y cuidado del recurso hídrico, además que se define que el factor geológico es una las principales circunstancias del factor de vulnerabilidad.

DRASTIC y otros modelos de dispersión de contaminantes, amplían su potencial uso en el marco de la gestión hídrica, pues se fortalece a la de de zonas de interés hidrogeológico y de vulnerabilidad. De esta forma cobra más fuerza la formulación de planes de respuesta en caso de contaminación y sus incidencias socioambientales.

Referencias

Akenjii, V., Ako Ako, A., Ayuk, R., & Hosono, T. (2015). DRASTIC-GIS model for assessing vulnerability to pollution of the phreatic aquiferois formations in doula-cameroon. journel of african earth sciences 102.

AMVA (2012) Informe de determinación y protección de las potenciales zonas de recarga en el norte del Valle de Aburrá.

Betancur, T., Mejia , O., & Palacio , C. (2009). Modelo Hidrogeológico conceptual del bajo Cauca antioqueño: un sistema acuífero tropical. Facultad de ingeniería Universidad de Antioquia, 48 , 107-118.

EPA. (1987). Drastic A Standardized System For Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. EPA, 600 (35), [2-87].

Erades, C. M. (2013). Gestión integral de los recursos hídricos, el caso de la cuenca del Rio Pangani. Fundación universitaria Andaluza Inca Garcillaso.

Fierro Morales, J (2009). Indicios de tectónica activa en la sabana. Relación de la geología y las aguas subterráneas.

Galvis, K. & Martinez, E. (2016) Diagnóstico de la disponibilidad del recurso hídrico en la cuenca del Río Chicú, generado por medio de balances hídricos.

Hernández, R. M. (2010). Metodología para el desarrollo de un modelo hidrogeológico mediante herramientas de Información Geográfica. IMDEA agua, 1-18.

López Vera, F. (2002). Estrategias para proteger las aguas subterráneas de la contaminación. revista latino americana de hidrogeología n2, 9 - 16.

Martínez, M., Delgado, P., & Fabregat, V. (1998). Aplicación del método drastic para la evaluación del riesgo de afección a las aguas subterráneas por una obra lineal.

Montaño, J., Gagliardi, S., Vidal, H., & Montaño, M. (2004). Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero mercedes en el área metropolitana de la

ciudad de Paysandú - comparación de los métodos god y drastic. revista latinoamericana de hidrogeología.

Navas Guerrero, E., García Rodríguez, M., Llamas Madurga, R., & Vrba, J. (1998). La vulnerabilidad de las aguas subterráneas en el plan regional de la comunidad autónoma de Madrid. jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente.

Rueda G, O. M., & Betancur, T. (2006). Evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea en el bajo cauca antioqueño. Avances en recursos hidráulicos (13).

Samper, J., García, M., Pisani, B., Alvares, D., Varela, A., & Losada, J. (2005). Modelos hidrológicos y sistemas de información geográfica para la estimación de los recursos hídricos: aplicación de GISbalan a varias cuencas españolas. Estudios de la zona no saturada del suelo, VII.

Sanchez, J. (2011). Conceptos fundamentales de hidrogeología. Salamanca: Universidad de Salamanca.

SGC, (2015) Atlas geológico Colombiano 2015.

Torres Quintero, J. E., Agudelo, N., Ortiz, O. & Soler Pedreros, R. F. (2015). Evaluación de la vulnerabilidad del recurso hídrico subterraneo del municipio de Cota Cundinamarca utilizando el modelo DRASTIC. Avances, investigación en ingeniería, 12.

Vargas, C.M. (2010). Propuesta metodológica para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos a la contaminación. Bogotá D.C.: Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Sostenible.

Vergara Flores, V., Gutiérrez, G., & Flores Ramos, H. (2009). Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero morroa a contaminación por plaguicidad aplicando la metodología DRASTIC. Ingeniería y desarrollo. 52-64.

Vias, J., Perles , M., Andreo, B., & Carrasco, F. (2000). Aplicación del método DRASTIC para la cartografia de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero carbonatado de Torremolinos. Geogaceta, 27.

Vidal Olivera, V. M., Gonzales- Abreu Fernández, R., Jiménez Peña, Y., Valdés González, L., Castro Carrillo, M. & Rodríguez Ramos D. (2015) Vulnerabilidad a la contaminación del acuífero norte de la provincia Ciego de Ávila. Ingeniería hidráulica y ambiental, 36(2), [45-56].

Biosorción de plomo de efluentes mineros usando biomasa modificada de marlo de maiz (zea mays)

Carmencita Lavado Meza1*,Franklin Oré Jimenez2, José Bazán Correa1

1Universidad Nacional de Ingeniería
2Universidad Nacional Intercultural de la Selva Central Juan Santos Atahualpa

*Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental Universidad Nacional Intercultural de la Selva Central Juan Santos Atahualpa, Jr. Los Cedros 141 – Chanchamayo, Junín. Perú. Código Postal: 12856. Email: clavado@uniscjsa.edu.pe

Abstract

Removing ions Pb (II) was investigated from aqueous solutions using biomass corn cob chemically modified with a 0.2 M NaOH solution, using a batch system, achieving 40% increase in adsorption capacity compared to similar unmodified (ZM). The corncob modified (MZM) was characterized by infrared spectroscopy Fourier transform (FTIR) determining presence of functional groups such as OH and carboxylic groups which would favor biosorption process, the surface area was determined to be the equal to 2.2 m2/g. Likewise, adsorption capacity versus time MZM contact biosorbent dose, pH and initial concentration of Pb (II) solution were evaluated. The optimal conditions for the removal of Pb (II) were 4g/L MZM, stirring time 60 minutes and pH equal to 5.0. The experimental equilibrium data were better adjusted to the Langmuir model, which would indicate a monolayer biosorption. The MZM has a maximum capacity of biosorption of 12.44 mg / g. It was possible to remove 98% of Pb (II) contained in a mining effluent

KeyWords: biosorption , lead, mining effluent, modified corncob.

Resumen

Se estudió la remoción de los iones de Pb(II) de soluciones acuosas utilizando la biomasa del marlo de maíz modificado químicamente con una solución 0.2 M de NaOH, mediante un sistema batch, lográndose incrementar la capacidad de adsorción en un 40% frente a su similar sin modificar (ZM). El marlo de maíz modificado (MZM) se caracterizó por espectroscopía infrarroja con transformadas de Fourier (FTIR) determinándose la presencia de grupos funcionales como OH y grupos carboxílicos los cuales estarían favoreciendo el proceso de biosorción, se determinó el área superficial siendo esta igual a 2.2 m2/g. Así mismo, se evaluó la capacidad de adsorción del MZM en función del tiempo de contacto, dosis del biosorbente, pH y concentración inicial de la solución de Pb (II). Las condiciones óptimas para la remoción de Pb(II) fueron 4g/L de MZM, tiempo de

agitación de 60 minutos y pH de la solución igual a 5.0. Los datos experimentales de equilibrio se ajustaron mejor al modelo Langmuir, lo que indicaría una biosorción en

monocapa. El MZM posee una capacidad máxima de biosorción de 12.44 mg/g. Se logró remover el 98% de Pb (II) contenido en un efluente minero.

Palabras clave: Biosorción, efluente minero, marlo de maíz modificado, plomo.

Introducción

La contaminación del agua con metales pesados es uno de los problemas ambientales más severos, debido a su toxicidad, persistencia y bioacumulación, convirtiéndose, así, en un riesgo para la salud humana y el medio ambiente. El plomo es un metal pesado muy tóxico, sus efectos sobre la salud humana incluyen anemia, hipertensión, esterilidad, daño a los riñones y retardo mental. (García y Colin, 2010) Algunos métodos convencionales utilizados para la remoción de plomo de aguas residuales provenientes de la minería, fábrica de pinturas y baterías, son: filtración con membrana, precipitación química e intercambio iónico, estas tecnologías muchas veces resultan no ser utilizadas por el alto costo de operación. (Hengpeng y Zhijuan, 2010) La biosorción se puede definir como la retención de iones por material biológico no vivo a través de mecanismos fisicoquímicos, el proceso comprende la fase sólida (biosorbente) y la fase líquida (solvente, comúnmente agua) la cual contiene la especie disuelta a ser removida. (Dos Santos et al., 2011) La biosorción se presenta como un método atractivo debido a las ventajas que presenta, como bajo costo, ya que, generalmente se emplea biomasa sin aplicación industrial como restos orgánicos industriales y desechos agrícolas; así mismo el material puede regenerarse, se puede retener el metal en presencia de otros cationes y es de fácil operación (Ronda et al., 2015). Estudios recientes muestran óptimos resultados cuando el material (biomasa) presenta componentes estructurales como proteínas, polisacaráridos o nucleótidos con diversos grupos funcionales como carbonilos, carboxilos, hidroxilos y grupos aminos o amidas; estos grupos tienen la capacidad de enlazar con los iones disueltos en la solución por atracción electrostática. Los materiales lignocelulósicos contienen uno o más de los grupos mencionados, donde la capacidad de interacción de estos con los iones depende del pH, temperatura, fuerza iónica del medio, características químicas el metal así como la capacidad adsorbente la cual a su vez depende de la especie periodo estival y zona geográfica. La modificación de la biomasa ya sea química o física busca incrementar el área superficial específica (entre el material bioadsorbente y el ion y/o entre el número de cargas y actividad de los grupos enlazantes) y de esta manera darle un valor agregado a la biomasa. (Villalobos et al., 1014) El marlo de maíz (zea mayz) es un material lignocelulósico de desecho que se encuentra en abundancia en la región Junín en Perú, por lo que se plantea la posibilidad de usarlo como biosorbente.
El presente estudio tuvo por objetivo investigar la capacidad de la biomasa modificada químicamente del marlo de maíz para remover Pb (II) de soluciones acuosas, determinar la influencia del pH, dosis de biosorbente, tiempo de adsorción y correlacionar los datos experimentales de equilibrio y cinética de biosorción con los modelos matemáticos respectivos, así mismo aplicarlo en el tratamiento de un efluente minero que contiene plomo.

Material y Metodología

Preparación del biosorbente y la solución de Pb

El marlo de maíz fue recolectado en el distrito de Sicaya de la región Junín en Perú. Para la eliminación de impurezas se lavó el marlo de maíz con abundante agua destilada. Luego el biosorbente fue trasferido a un horno y secado a 60 °C por 24 horas. Las muestras secas fueron molidas y tamizadas con malla 70 µm. Una cantidad de esta biomasa (MZ) fue puesta en contacto con una solución de NaOH (0.2 M) por un espacio de 6 horas con agitación constante, posteriormente se lavó con abundante agua destilada hasta pH constante, finalmente se secó en un horno a 60oC para obtener la biomasa modificada (MZM). Las soluciones de Pb (II) fueron preparadas disolviendo sal anhidra de nitrato de plomo, Pb (NO3)2, en agua desionizada.

Caracterización del biosorbente

Los grupos funcionales en el biosorbente se estudiaron por espectroscopía infrarroja con transformadas de Fourier (FTIR) en un espectrofotómetro SHIMADZU FTIR- 8700; para ello se empleó 0.002 gr de biosorbente y 0,2 gr de KBr, las muestras se homogenizaron y pulverizaron en un mortero de ágata y secadas por 48 h a 60 oC en un horno para luego ser analizadas en un rango espectral de 4000 a 400 cm-1

Ensayos de biosorción

La biosorción de los iones de Pb(II) de soluciones acuosas se llevó a cabo en un sistema batch, utilizando 100 mL de muestra de solución de Pb(II); los parámetros de velocidad de agitación (150 rpm) y temperatura (20 °C) se mantuvieron constantes. Se estableció la dosis del biosorbente, utilizando cantidades diferentes del marlo de maíz (0.1; 0.2; 0.4 y 0.8 g) en 100 mL de la solución. Para determinar el equilibrio cinético, se trabajó a diferentes intervalos de tiempo en un rango de 1-180 min. El equilibrio de sorción se evaluó a diferentes concentraciones iniciales del adsorbato en un rango de 5-70 mg/L de Pb(II). El estudio de la influencia del pH se realizó ajustando pH de la solución inicial en un rango de 2-6 utilizando soluciones 0.1 M NaOH y HNO3. En cada uno de los casos luego del experimento, las fases se separaron por filtración utilizando papel filtro Wattman Nº 40. La concentración final del plomo en la solución en equilibrio (Ce) se determinó por absorción atómica con un espectrofotómetro marca SHIMADZU modelo AAS 6800 a una longitud de onda de 283.3nm. La cantidad de iones de plomo retenidos por el biosorbente (qe, mg/g) y el porcentaje de biosorción se calcularon mediante las ecuaciones 01 y 02 respectivamente

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{M} xV$$

Ecuación (1)

$$\%R = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} x100$$

Ecuación (2)

Dónde: C0 y Ce son la concentración inicial y final de la solución de los iones de plomo (mg/L) antes y después de la biosorción respectivamente, M es la masa del biosorbente (g), y V es el volumen de la solución (L)

Resultados y Discusión:

Caracterización del biosorbente

En la Figura 1 se muestra el espectro del marlo de maíz modificado (MZM) donde se reconocen los siguientes grupos: la banda ancha a 3303,8 cm-1, es atribuida a los grupos hidroxilos (-OH), la banda a 2924.9 cm-1 fue asignada a los alcanos (-CH2-), los picos intensos a 1726.2 y 1247.9 cm-1 son debidos a la vibración de tensión y flexión en el plano del grupo de los esteres (=C-O-C), la banda a 1620.8 cm-1 es característica del estiramiento asimétrico del doble enlace del carboxilo C=O, la banda a 1510.2 cm-1 es asignada al grupo de los aminos (-NH-),el pico a 1420.4 cm-1 corresponde al estiramiento vibracional del ácido carboxílico (COOH) y la banda a 1043,4 cm-1 fue asignada a los anhídridos. Todas las bandas mencionadas son características en materiales lignocelulósicos. (Şeyda et al., 2014)

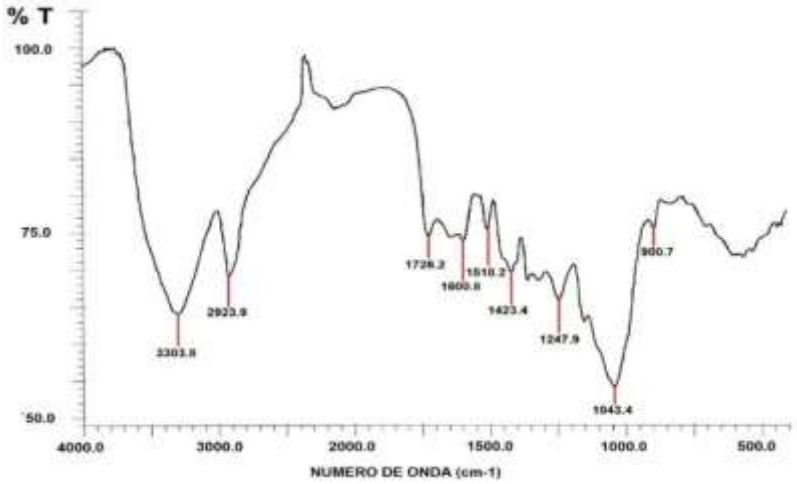


Figura 1. Espectro de FTIR del marlo de maíz modificado MZM

<u>Ensayos de biosorción de plomo</u>

El efecto de la concentración del biosorbente fue estudiado usando 100 mL de una solución de Pb(II) y diferentes concentraciones del biosorbente. En la Figura 2 se observa el incremento del porcentaje de biosorción a medida que va aumentando la dosis del biosorbente.
Este incremento está relacionado al aumento del área de contacto del sólido adsorbente con el adsorbato, de esta manera va aumentando el número de los sitios de biosorción disponibles. Se observa también que un aumento de la concentración del biosorbente

después de 4 g/L no provoca un cambio sustancial en el porcentaje de biosorción motivo por el cual la dosis que se usa en los ensayos próximos es de 4 g/L.

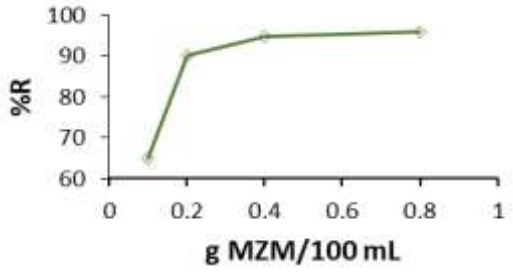


Figura 2. Relación de la concentración inicial del MZM con el porcentaje de remoción

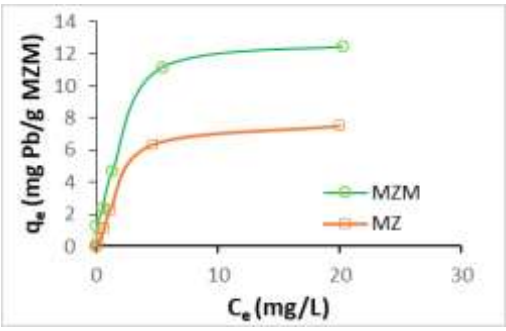


Figura 3. Isotermas para la adsorción de Pb (II) utilizando MZM y MZ, T=20ºC, pH= 5

Las isotermas de biosorción, representa la cantidad de Pb II (mg) retenido por el biosorbente (g) y describen la manera cómo interactúa el adsorbato con la superficie del material adsorbente. La isoterma fue obtenida graficando la capacidad de adsorción (q_e) expresada en mg de Pb(II))/g de biomasa (MZM) versus la concentración del Pb(II) en equilibrio (C_e) y se muestran en la Figura 3. En esta se observa que la curvatura inicial de la isoterma se va separando a medida que se incrementa el valor de C_e, lo que estaría indicando que las moléculas de Pb(II) tienen más dificultad para encontrar un sitio activo de adsorción. La capacidad de adsorción se incrementa hasta casi alcanzar una condición estable de 12.44 mg Pb(II)/g. Así mismo se muestra la comparación de la isoterma de biomasa sin modificar (MZ) con la isoterma de la biomasa modificada (MZM) donde se observa que la capacidad de absorción (q_e) se incrementa en aproximadamente un 40%, esto se atribuye al aumento de los sitios de adsorción después que la biomasa ha sido modificada.

Los datos experimentales fueron correlacionados con dos modelos de isotermas. El modelo de Langmuir asume una sorción del soluto en monocapa con una energía de sorción homogénea (López *et al*., 2011) Este modelo es expresado mediante la siguiente ecuación:

$$q_e = q_{\max} \frac{K_0 . C_e}{1 + K_L C_e} \qquad \text{Ecuación (3)}$$

Donde: q_e (mg/g) es la capacidad de sorción en el equilibrio y q_{max} (mg/g), es la capacidad de sorción en monocapa, K_L, es una constante que representa la afinidad entre el adsorbato y el adsorbente, C_e (mg/L), es la concentración del adsorbato en el equilibrio. Los valores de q_{max}, Q_o y K_L se hallaron luego de graficar C_e/q_e versus C_e (figura 4A). El modelo de Freundlich es una expresión empírica que asume la sorción del soluto en multicapas, considerando que las energías de sorción son heterogéneas (Akar *et al*., 2012) El modelo de Freundlich es expresado mediante la ecuación 04.

$$q = K_F . C_e^{1/n}$$ Ecuación (4)

Donde K_F (L/g) es una constante de la adsorción en equilibrio y n es una constante característica asociada al grado de favorabilidad de la adsorción. Estos valores se hallaron luego de graficar log q_e versus log C_e (Figura 4B).

Al examinar las correlaciones se observa que los valores experimentales se ajustan mejor al modelo de Langmuir, el cual explica una sorción en monocapa en centros activos energéticamente homogéneos.

El proceso de biosorción es dependiente del tiempo y es muy importante saber su comportamiento. La biosorción se da en dos etapas: la primera es la más rápida y se lleva a cabo en la superficie de la biomasa, la fase lenta ocurre por difusión del metal en la parte interna de la biomasa. (García y colín, 2010) En la figura 5 se muestra el efecto del tiempo de contacto sobre capacidad de adsorción de Pb(II) sobre la biomasa MZM. Se observa que la biosorción es rápida durante los primeros cinco minutos como resultado de la disponibilidad de los sitios de adsorción en MZM, pero el equilibrio se alcanza aproximadamente en 90 minutos, resultados similares reportaron Barka *et al* (2013).
Se puede considerar que el pH de la solución es el parámetro más importante que influye en la capacidad de adsorción de metales pesados de un adsorbato sobre la superficie de la biomasa, ya que influye grandemente en las interacciones electrostáticas superficiales entre la biomasa y las diferentes especies químicas puestas en contacto. (Şeyda *et al*., 2014)

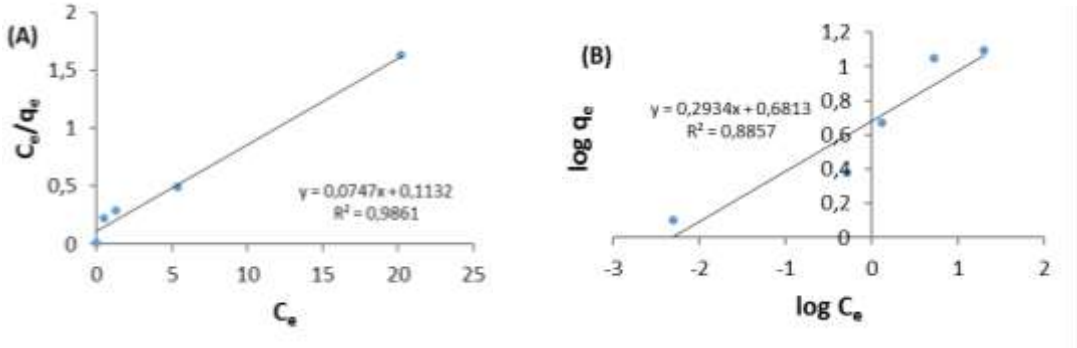


Figura 4. Correlación de los datos experimentales empleando (A) el modelo de Langmuir y (B) el modelo de Freundlich para la biomasa MZM.

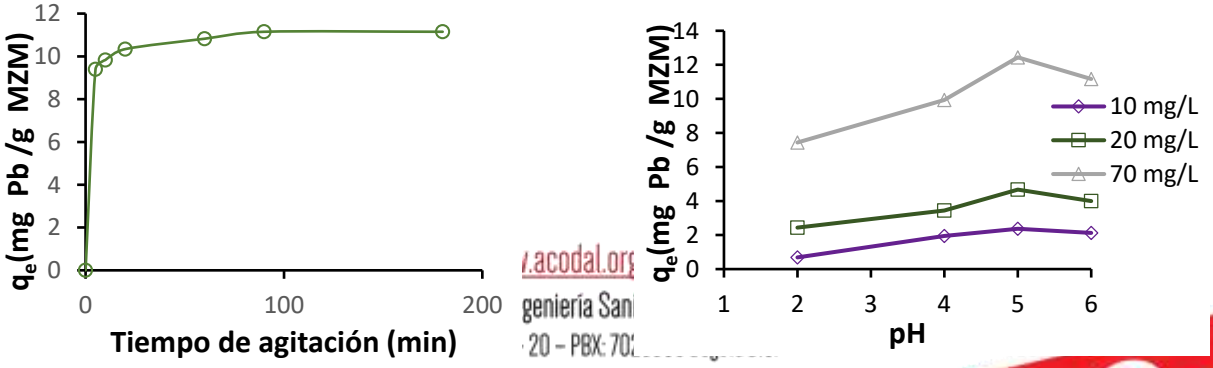


Figura 5. Cinética de biosorción del MZM, pH=5, C_o = 50 mg/L **Figura 6.** Efecto del pH en la biosorción de Pb(II)

En la Figura 6 se muestra la influencia del pH inicial de la solución sobre la remoción de Pb(II), a diferentes concentraciones iniciales del adsorbato. Para todas las concentraciones iniciales, está claro que, para valores bajos de pH la capacidad de remoción es bastante baja. La capacidad de adsorción de Pb(II) se incrementa con el aumento del valor del pH, alcanzándose una máxima adsorción a pH 5. A valores mayores la capacidad de adsorción disminuye, no se realizaron ensayos a pH mayores que 6 ya que a partir de este valor el plomo empieza a precipitar. Este comportamiento se puede explicar debido a que la pared celular del MZM contiene una cadena de grupos funcionales de ácidos débiles, grupos OH y carboxílicos característicos de materiales lignocelulósicos (esto se puede corroborar con los resultados de FTIR presentados anteriormente). La biosorción se podría estar llevando a cabo debido a dos mecanismos: intercambio iónico e interacciones electrostáticas. A pH<5.0 la especie dominante es el Pb(II) por lo que a valores bajos de pH disminuye la remoción, ya que se tiene una mayor cantidad de iones H_3O^+ los cuales estarían competiendo con los iones de Pb(II) por los sitios de intercambio en el sistema y a la vez se da una fuerza de repulsión ya que la superficie se encontraría cargada positivamente. Conforme el pH se va incrementando, más grupos funcionales (carboxílicos e hidroxílicos) están disociados y se convierten en provechosos enlazantes de iones Pb(II) debido a que hay menos competencia de iones H^+ en la solución y por ende hay una fuerza de atracción entre el metal Pb(II) con la superficie del biosorbente. A pH mayores que 5.0, la especie dominante es $Pb(OH)_2$ lo que favorece a la precipitación del Pb(II). (Sekar *et al*., 2004)

Tratamiento del efluente

Se realizó el tratamiento de una muestra de efluente minero el cual contenía principalmente 7, 76 y 63 mg/L de Pb, Mn y Fe respectivamente y se evaluó la capacidad de biosorción de Pb(II) usando diferentes dosis de MZM, la figura 7 muestra la relación de la dosis de MZM y porcentaje de remoción de plomo, se puede observar que el MZM con dosis igual a 3g/L puede remover hasta 98% de la cantidad de plomo aún con la presencia de otros iones metálicos.

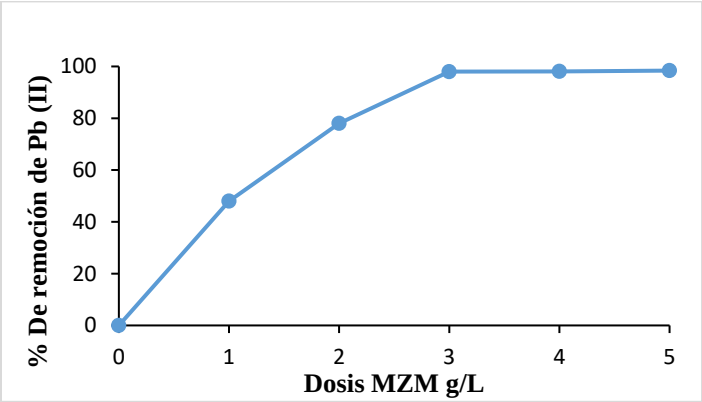


Figura 7. Influencia de la dosis de MZM sobre el % de Remoción de Plomo en un efluente minero

Conclusiones

- Se modificó la biomasa proveniente del marlo de maíz con una solución de NaOH logrando un biosorbente con buena capacidad de biosorción de plomo de hasta 12,44 mg Pb/g, lográndose mejorar la capacidad de adsorción en un 40% sobre su similar sin modificar (MZ).
- Se caracterizó el biosorbente MZM y se determinó por FTIR la presencia de grupos funcionales como OH^- y grupos carboxílicos los cuales estarían favoreciendo el proceso de biosorción, a través de mecanismo como la interacción electrostática e intercambio iónico entre el adsorbato y superficie del biosorbente.
- Se determinó las condiciones óptimas para la remoción de Pb(II) las cuales fueron de 4g/L de biosorbente, tiempo de agitación de 60 minutos y pH 5.0.
- El modelo de las isotermas que tuvo mejor ajuste fue el de Langmuir el cual indica una biosorción en monocapa con un capacidad máxima de saturación de 12.44 mg/g
- Se logró remover el 98% de Pb(II) presente en un efluente minero, lo cual indicaría que el material propuesto puede ser usado para el tratamiento de aguas residuales.

Referencias bibliográficas

Akar ST, Arslan S, Alp T, Arslan D, Akar T. (2012) Biosorption potential of the waste biomaterial obtained from Cucumis melo for the removal of Pb^{2+} ions from aqueous media: Equilibrium, kinetic, thermodynamic and mechanism analysis, Chem. Eng. 185-186: 28-90. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.032

Barka N, El Abdennouri M, Makhfuk M, Qourzal S. Biosorption characteristics of cadmium and lead onto eco-friendly dried cactus (Opuntia ficus indica) cladodes, J. Environ. Eng, 1(3), 144–149. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2013.04.008

Dos Santos W, Dias D, Paranhos E, Das Virgens C, De Souza F. (2011) Biosorption of Pb(II) and Cd(II) Ions by Agave sisalana (Sisal Fiber). Microchem. J. 97(2), 269-273.

García G, Colín A. (2010)Biosorption of lead by maize (Zea mays) stalk sponge. J Environ Manage, 91(11),2079-2086. DOI http://dx.doi.org /10.1016/j.jenvman.2010.06.004

Hengpeng Y, Zhijuan Y, (2010) Adsorptive removal of Cd(II) from aqueous solution using natural and modified rice husk, Bioresour. Technol, 101(14), 5175–5179. Doi: http://dx.doi.org /10.1016/j.biortech.2010.02.027.

López-Mesas M, Ruperto E, Carrillo F, Paleta C. (2011) Bioseparation of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solution using cork waste biomass. Modeling and optimization of the parameters of the biosorption step. Chem. Eng. J.; 174(1): 9 – 17. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.07.026

Ronda A, Calero, M, Blázquez G, Pérez A, Martín-Lara M.A. (2015) Optimization of the use of a biosorbent to remove heavy metals, J. Taiwan Inst Chem. Eng.; 51: 109-118.

Şeyda Taşar, Fatih Kaya, Ahmet Özer. Biosorption of lead (II) ions from aqueous solution by peanut shells: Equilibrium, thermodynamic and kinetic . J. Environ. Eng . 2014; 2(2):1018-1026.

Sekar M, Sakthi V, Rengaraj S. Kinetics and Equilibrium Adsorption Study of Lead(II) onto Activated Carbon Prepared from Coconut Shell, J. Colloid Interface Sci. 2004; 279(2):, 307- 313.

Villalobos E, Ramírez L, Aguilar N, Rubio H, Pinedo C, Vélez C. Remoción de plomo en solución acuosa por la cáscara de naranja (citrus cinesis). Investigación y Ciencia. 2014; 62: 5-10.

Impacto de la resolución de productos de sensores remotos en la conformación de modelos de lluvia-escorrentía para simular sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS)

Diana Catalina Beltrán Huertas[1], Mayerling Sanabria Buitrago[1], Néstor Alonso Mancipe Muñoz[2]

[1] Programa de Ingeniería Ambiental. Universidad de la Salle
[2] Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Universidad Nacional de Colombia

*Autor corresponsal: Programa de Ingeniería Ambiental. Universidad de la Salle. Carrera 2 No. 10-70, Bogotá D.C., Colombia. Email: dianacatalin15@gmail.com

Resumen

Los sistemas de drenaje urbano sostenible (SUDS) promueven ciudades y comunidades sostenibles al reducir problemas relacionados con el manejo de las aguas lluvia urbanas. El uso de modelos matemáticos, sensores remotos (SR) y sistemas de información geográfica (SIG) en el diseño, ubicación de estas estructuras se ha estudiado en las últimas décadas. Sin embargo, no analizan las implicaciones que tiene usar productos de SR o informacion tipo SIG bajo diferentes resoluciones en la conformación de modelos de lluvia-escorrentía que simulen SUDS. En este proyecto se evalúa el efecto de la resolución de productos de SR en la configuración de modelos lluvia-escorrentía en SWMM. Se seleccionan y procesan los productos SR (i.e. imagen satelital multiespectral/ortofotografía y modelo digital de elevación) para obtener el raster de coberturas y pendientes a resoluciones alta (2 m) y baja (30 m). Posteriormente, se obtienen los parámetros de entrada para conformar modelos en SWMM que permitan evaluar el efecto de la resolución de la información de entrada frente a el nivel de discretización del modelo. Se usa como indicador de eficiencia de los modelos el índice de Nash-Sutcliffe al comparar los hidrogramas simulados con los caudales observados en un punto de control. Resultados preliminares demuestran que la resolución tiene un impacto significativo en el nivel de discretización, así como en la estimación de la escorrentía en el área. Se encontró que en zonas urbanas es importante considerar procedimientos GIS avanzados (i.e. incorporar red de drenaje) para determinar las áreas que realmente contribuyen a la escorrentía en el punto de control.

Palabras clave: Sensores remotos, resolución, modelo, escorrentía, zonas urbanas

Remote sensing products resolution assessment for developing rainfall-runoff models to simulate sustainable drainage systems (SuDS) in Bogotá

Abstract

Sustainable drainage systems (SuDS) promote sustainable cities and communities by reducing problems related to urban stormwater management. Design and location of SuDS has been studied in the recent decades by using mathematical models, remote sensing (RS) and geographic information systems (GIS). However, the resolution of RS products or GIS information is usually not considered when rainfall-runoff models are configured for simulating SuDS. In this project, the effect of the RS products resolution in developing rainfall-runoff models in SWMM. The SR products (i.e. multispectral satellite image / orthophotography and digital elevation model) are selected and processed to obtain the coverage and slope raster at high (2 m) and low (30 m) resolutions. Subsequently, the SWMM input parameters are obtained to set models scenarios that allow assessing the effect of the resolution of the input information versus the discretization level of the model. The Nash-Sutcliffe index is used as an indicator of efficiency of the model simulations against observed hydrographs at a control point. Preliminary results show that the RS resolution has a significant impact on the level of discretization, as well as on the estimation of runoff in the drainage area. In urban areas it is important to consider advanced GIS procedures (i.e. incorporating drainage network) to determine the drainage areas that conveys runoff to the control point.

KeyWords: Remote sensing, resolution, models, runoff, urban zone.

Introducción

La acelerada urbanización en las ciudades ha incrementado los volúmenes de escorrentía superficial generados, los cuales producen problemas de inundaciones (E. El Tabach., 2008). Desde hace una década, los sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS) se han implementado como una solución a esta problemática dado que disminuyen la cantidad y mejoran la calidad de la escorrentía que llega a los cuerpos de agua (León, 2015). Sin embargo, cuando se habla de localizar, diseñar y construir SUDS en zonas urbanas se presentan desafíos debido a la complejidad de la cobertura en estas. Es por esto, que se hace necesario entender el impacto de la resolución de información disponible para conformar modelos de lluvia-escorrentía que permitan evaluar la localización y diseño de SUDS frente a la complejidad del entorno urbano (García et al., 2015). En esta investigación el *Stormwater Management Model* (SWMM) se utiliza para simular la cantidad de la escorrentía en zonas urbanas dado que es ampliamente utilizado para la planificación, análisis y el diseño de sistemas de alcantarillado y otros sistemas de drenaje como los SUDS (EPA, 2017).

En las últimas décadas se ha visto un mayor interés en obtener información de sensores remotos (SR) y sistemas de información geográfica (SIG) para ser utilizados en la configuración de modelos de lluvia-escorrentía. Algunos investigadores han establecido que el uso de productos de SR y las herramientas SIG mejoran la información de parámetros de entrada para modelos como SWMM frente a la estimación de escorrentía (Gangodagamage & Agrarwal, 2001). Además, Gangodagamage & Agrarwal (2001) indican que los productos de SR y las herramientas SIG son la única tecnología disponible para poder determinar estos parámetros de manera rápida y eficiente. Por otro lado, Vojtek & Vojtekova (2016) analizan el uso de modelos digitales de elevación (MDE) y coberturas para determinar la escorrentía de pequeñas áreas. Estos estudios coinciden en que calcular el desempeño de la escorrentía de manera adecuada es un punto importante en el desempeño de los modelos y que en efecto el uso de los productos de los SR, son fundamentales para determinar parámetros como pendientes, porcentajes de impermeabilidad, entre otras propiedades del terreno.

Sin embargo, no son muchos los estudios que hablen del impacto de usar productos de SR con diferentes resoluciones y como esto influye en la configuración de un modelo de lluvia-escorrentía. Es por esto que el objetivo de este proyecto es evaluar productos de SR (i.e. imagen satelital multiespectral/ortofotografía y modelo digital de elevación) de diferentes resoluciones (alta -2 m- y baja -30 m-) para desarrollar modelos de lluvia-escorrentía de zonas urbanas en SWMM que permitan simular los SUDS. Se busca determinar el efecto que tiene la resolución de los SR frente al nivel de discretización de áreas de drenaje en el modelo de lluvia-escorrentía de zonas urbanas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la localidad de San Cristóbal Sur, en Bogotá. Conformada por zonas residenciales y el parque distrital San Cristóbal Sur. En dicha área, la empresa de acueducto de Bogotá (EAB) en colaboración con la Universidad de los Andes construyó un tren de SUDS. En el presente proyecto, se analiza la escorrentía que se genera en las zonas aledañas al punto de control (i.e. entrada al tren de SUDS) mostrado en la figura 1. Se cuenta con caudales observados en el punto de control para varios eventos de precipitación, información SIG del sistema de alcantarillado pluvial de la zona, la ubicación de los sumideros y el MDE de esta área.

Figura 3. **Área de estudio**

Metodología

Para la evaluación de los productos de SR de diferentes resoluciones en la configuración de modelos de lluvia escorrentía en SWMM se realizan 4 fases principales (Figura 4): [1] Revisión bibliográfica y extracción de la información (se seleccionan las imágenes satelitales a procesar); [2] Inicialización (selección de eventos de lluvia, resultados del procesamiento de las imágenes satelitales y caudales observados para comparar las simulaciones); [3] Configuración (usando SWMM y teniendo en cuenta los diferentes modelos y las imágenes satelitales con las que se cuenta) [4] Comparación y análisis.

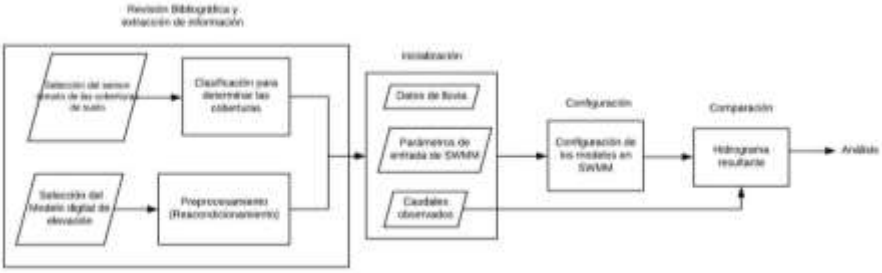


Figura 4. Diagrama de flujo del proceso de evaluación.

La revisión bibliográfica y extracción de la información

La revisión bibliográfica está comprendida por la determinación de las técnicas de análisis de imágenes satelitales, la identificación de las fuentes de información de donde se pueden obtener los productos de los SR y la determinación de los parámetros de entrada del modelo SWMM. Para extraer la información de coberturas del área se implementan métodos de clasificación de imágenes satelitales que permiten distinguir entre áreas permeables e impermeables. Los modelos digitales de elevación se utilizan para calcular

parámetros como las pendientes, dirección del flujo, las áreas de drenaje, entre otras. Para esto se considera de manera preliminar las metodologías de delineación de cuenca que constan de: reacondicionamiento del MDE, cálculo de la dirección del flujo, acumulación del flujo, generación de las corrientes y la generación de putos de drenaje.

Inicialización

En esta fase es importante tener en cuenta dos datos principales: [1] Los datos de los eventos de lluvia y caudales, los cuales se toman de trabajos previos realizados en la zona de estudio (ver Figura 3); y [2] los datos para los parámetros de SWMM que se obtienen del preprocesamiento de las imágenes satelitales. Es importante destacar que las características necesarias por el modelo son las que se observan en la tabla 1. La descripción geométrica de la red (e.g tuberías, sumideros, pozos, etc.) se toma de planos de la zona de estudio.

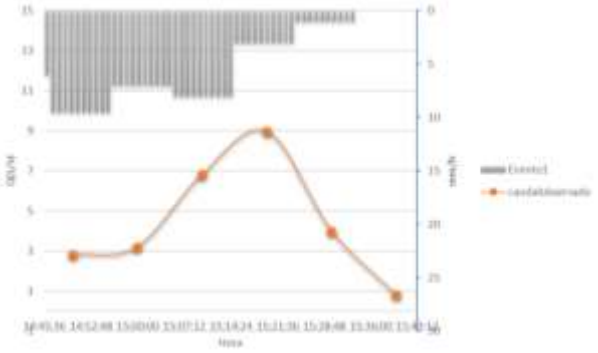


Figura 5. Evento de lluvia y caudales observados en el punto de control

Tabla 1. Parámetros requeridos por SWMM y sus propiedades.

Parámetro en SWMM	Propiedades	De donde se pueden obtener
Área de drenaje	Área, Pendiente, porcentaje de área impermeable.	Las propiedades asociadas a forma geométrica y descripción de la cobertura se calculan mediante procesos SIG
	Valor de Manning de las áreas permeables e impermeables, encharcamiento, datos de infiltración, entre otras.	De la revisión bibliográfica del área de estudio.

Configuración

Para la configuración del modelo se consideran dos escenarios: un modelo semidistribuido y un modelo agregado. Para cada uno se realizan 4 casos, los cuales se determinan por medio de la combinación de los productos de los SR como se observa en la tabla 2. Esto quiere decir que se realizan 8 casos en el proyecto, para identificar el impacto de la resolución en la discretización y en la generación de escorrentía.

Tabla 2. Casos de estudio para configurar el modelo en SWMM.

Modelo	Productos de los sensores remotos
1	MDE alta resolución, Coberturas alta resolución
2	MDE baja resolución, Coberturas baja resolución
3	MDE alta resolución, Coberturas baja resolución
4	MDE baja resolución, Coberturas alta resolución

Comparación y análisis

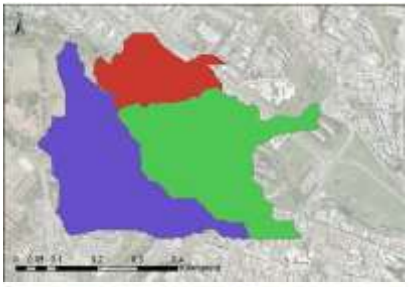
Los resultados de las simulaciones de los casos se comparan con los hidrogramas observados en el punto de control. Como métrica de la eficiencia de las simulaciones se calcula el índice de Nash-Sutcliffe (Mancipe *et al*., 2014).

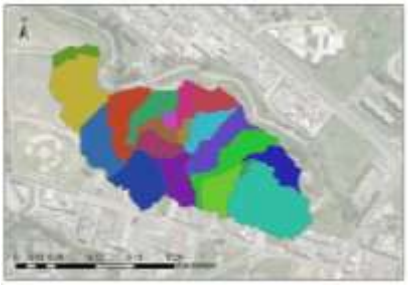
Resultados y discusión

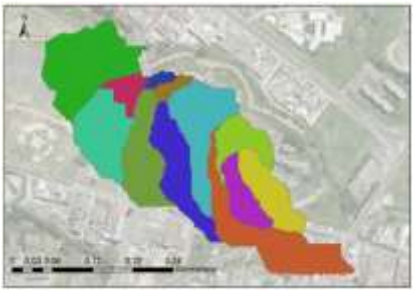
De manera preliminar se han obtenido resultados para el caso 1 del modelo distribuido (ver tabla 2). Se determinó que la cobertura del suelo para la alta resolución es obtenida de la digitalización semiautomática a partir de una ortofotografía con resolución de 25 cm (ver figura 4), mientras que la de baja resolución será tomada de una imagen Landsat. Por otro lado, el MDE de alta resolución es tomado del estudio realizado por CIIA, (2017) cuya resolución es de 2m, en comparación al de baja resolución que es obtenido del sensor *Alos Palsar*. Se determina preliminarmente que la técnica para la clasificación de la imagen Landsat será mediante un análisis de clasificación asistido. Por otro lado, se estableció que los siguientes parámetros del modelo SWMM dependen de la resolución del producto del SR: área, pendiente, porcentaje de impermeabilidad. Los demás parámetros indicados para el área de drenaje en la tabla 2 se obtienen de la revisión bibliográfica y eventualmente serian modificados mediante procesos de calibración del modelo.

Figura 6. Cobertura del suelo a partir de la ortofotografía.

Resultados preliminares para el caso 1 muestran que el preprocesamiento del MDE tiene un gran impacto en la discretización de las áreas de drenaje en el modelo SWMM. Por ejemplo, al no considerar el reacondicionamiento del MDE (ver figura 5a) se obtienen 3 áreas de drenaje. Cuando se realiza el reacondicionamiento (i.e. método de delineación de cuencas) se obtienen 12 áreas de drenaje (ver figura 5b). Pero si se reacondiciona el MDE con las redes de alcantarillado, canales artificiales y vías (i.e. zonas potenciales de transporte de escorrentía) mediante un procedimiento de "*Burn in*", se obtienen 20 áreas de drenaje (ver figura 5c).







(a) (b) (c)

Figura 7. Delimitación de cuencas (a) Sin acondicionamiento del MDE (b) Con acondicionamiento de la cuenca usando la red de alcantarillado pluvial (c) Con acondicionamiento de la cuenca usando la red de alcantarillado pluvial y las vías.

A partir de esto, se generaron los parámetros de entrada en SMWW (Tabla 1) para los tres resultados anteriores (caso 1a, 1b y 1c). Resultados de simulación de la escorrentía en SWMM muestran que la cantidad de áreas de drenaje generadas por el modelo influye en la predicción de escorrentía en cada caso. La figura 6 muestra que el caso 1c se acerca más a los caudales observados donde se evidencia el área que realmente esta drenando al punto de control, mientras que los casos 1a y 1b están sobrestimando las áreas de drenaje. Esto se puede evidenciar cuando se sobreponen los sumideros en las áreas de drenaje obtenidas. Sin embargo, como se observa en la figura 6 los tres casos sobreestiman la escorrentía observada para el evento de lluvia analizado.

De manera preliminar se analiza para el caso 1c, la desconexión de varias áreas de drenaje con el objetivo de establecer si aún se tiene una mala descripción del área de drenaje. Sin embargo, no mejoran los resultados del hidrograma simulado frente al observado. Por tanto, se determina que es necesario establecer un procedimiento para calcular el área impermeable que está directamente conectada a la red de drenaje urbano. Para ello se considera el estudio realizado por Han & Burian (2009) donde un algoritmo en Visual Basic dentro de ArcGIS permite calcular el área que realmente está aportando escorrentía en el punto de control. En SWMM este parámetro está asociado al "*directly connected impervious área"* (DCIA por sus siglas en inglés). Se espera que este procedimiento mejore la predicción de los caudales observados. Así mismo, Se espera que una vez se establezca el procedimiento para el análisis del área de drenaje para SWMM, se puedan desarrollar los casos 2 al 4.

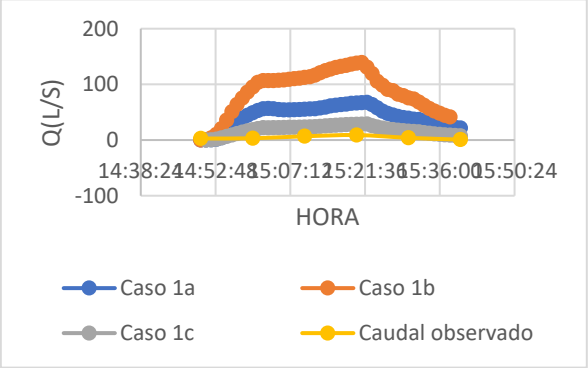


Figura 8. Caudales simulados vs caudales observados

Conclusiones

Se observa que los procedimientos normalmente utilizados en la delimitación de cuencas rurales no son los mismos para delimitar cuencas en áreas urbanas. En el caso de las áreas urbanas, reacondicionar el MDE con la red de alcantarillado pluvial y las vías

mejora el nivel de discretización de las áreas de drenaje. No solo la resolución de los productos de los sensores remotos es un factor clave en la discretización de las áreas de drenaje, procedimientos intermedios como el reacondicionamiento del MDE estiman de eficientemente la delimitación de las áreas de drenaje.

Es necesario realizar un proceso avanzado para determinar las áreas que están directamente conectadas a la red de drenaje tal como lo mencionan Roy & Shuster (2009) dado que estas áreas son un factor importante en el desempeño de cuencas urbanas a escalas pequeñas como la que tenemos en este caso. Determinar las DCIA y no solo el área total impermeable puede tener un impacto significativo en la estimación de escorrentía por el modelo para zonas urbanas. Para la presentación se espera presentar el análisis de los cuatro casos, derivar conclusiones sobre el impacto de la resolución de los productos de SR frente a la discretización y generación de escorrentía que permitan elaborar modelos de lluvia-escorrentía en SWMM en Bogotá para simular SUDS.

Referencias bibliográficas

Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental -CIIA- (2017. Seminario de sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS): ¿una posibilidad para Bogotá?. Accedido el 10 de febrero de 2019. Disponible en: https://ciia.uniandes.edu.co/index.php/proyectos-de-investigacion/suds/seminario-de-suds-una-posibilidad-para-bogota

E. El Tabach., I. T. (2008). A new SUDS modelling and design methodology, application to a trough canal drain-trench system. *International Conference on Urban Drainage*.

EPA. (2017). *EPA: United States Environmental Protection Agency*. Obtenido de https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm

Gangodagamage, C., & Agrarwal, S. (2001). Hydrological modeling using remote sensing and GIS. 22nd Asian Conference on Remote Sensing.

Han, W. S., and Burian, S. (2009). Determining effective impervious area for urban hydrologic modeling. J. Hydraul.

León, C. A. (2015). *Casos Exitosos De Suds En Ciudades Con Densidades De Poblacion Altas, Pocas Zonas Verdes Y Regimen De Lluvias Intenso.* Bogotá D.C.

L.García, J.Barreiro-Gomez, E.Escobar, D.Téllez, N.Quijano, C.Ocampo-Martinez. (2015). Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review. *AdvancesinWaterResources85*, 120-132.

Mancipe, N., Buchberger, S., Suidan, M., & Lu, T. (2014). Calibration of Rainfall-Runoff Model in Urban Watersheds for Stormwater Management Assessment. *J. Water Resour*.

Roy, A. H., & Shuster, W. D. (2009). Assessing impervious surface connectivity and applications for watershed management. *Journal of the american water resources association*.

Vojtek, M., & Vojtekova, J. (2016). Gis-based approach to estimate surface runoff in small catchments: a case study. *Quaestiones geographicae* .

Remote sensing products resolution assessment for developing rainfall-runoff models to simulate sustainable drainage systems (SuDS) in Bogotá

Diana Catalina Beltrán Huertas[1], Mayerling Sanabria Buitrago[1], Néstor Alonso Mancipe Muñoz[2]

[1] Programa de Ingeniería Ambiental. Universidad de la Salle

[2] Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Universidad Nacional de Colombia

**Autor corresponsal:* Programa de Ingeniería Ambiental. Universidad de la Salle. Carrera 2 No. 10-70, Bogotá D.C., Colombia. Email: dianacatalin15@gmail.com

Abstract

Sustainable drainage systems (SuDS) promote sustainable cities and communities by reducing problems related to urban stormwater management. Design and location of SuDS has been studied in the recent decades by using mathematical models, remote sensing (RS) and geographic information systems (GIS). However, the resolution of RS products or GIS information is usually not considered when rainfall-runoff models are configured for simulating SuDS. In this project, the effect of the RS products resolution in developing rainfall-runoff models in SWMM. The SR products (i.e. multispectral satellite image / orthophotography and digital elevation model) are selected and processed to obtain the coverage and slope raster at high (2 m) and low (30 m) resolutions. Subsequently, the SWMM input parameters are obtained to set models scenarios that allow assessing the effect of the resolution of the input information versus the discretization level of the model. The Nash-Sutcliffe index is used as an indicator of efficiency of the model simulations against observed hydrographs at a control point. Preliminary results show that the RS resolution has a significant impact on the level of discretization, as well as on the estimation of runoff in the drainage area. In urban areas it is important to consider advanced GIS procedures (i.e. incorporating drainage network) to determine the drainage areas that conveys runoff to the control point.

KeyWords: Remote sensing, resolution, models, runoff, urban zone.

Impacto de la resolución de productos de sensores remotos en la conformación de modelos de lluvia-escorrentía para simular sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS)

Resumen

Los sistemas de drenaje urbano sostenible (SUDS) promueven ciudades y comunidades sostenibles al reducir problemas relacionados con el manejo de las aguas lluvia urbanas.

El uso de modelos matemáticos, sensores remotos (SR) y sistemas de información geográfica (SIG) en el diseño, ubicación de estas estructuras se ha estudiado en las últimas décadas. Sin embargo, no analizan las implicaciones que tiene usar productos de SR o informacion tipo SIG bajo diferentes resoluciones en la conformación de modelos de lluvia-escorrentía que simulen SUDS. En este proyecto se evalúa el efecto de la resolución de productos de SR en la configuración de modelos lluvia-escorrentía en SWMM. Se seleccionan y procesan los productos SR (i.e. imagen satelital multiespectral/ortofotografía y modelo digital de elevación) para obtener el raster de coberturas y pendientes a resoluciones alta (2 m) y baja (30 m). Posteriormente, se obtienen los parámetros de entrada para conformar modelos en SWMM que permitan evaluar el efecto de la resolución de la información de entrada frente a el nivel de discretización del modelo. Se usa como indicador de eficiencia de los modelos el índice de Nash-Sutcliffe al comparar los hidrogramas simulados con los caudales observados en un punto de control. Resultados preliminares demuestran que la resolución tiene un impacto significativo en el nivel de discretización, así como en la estimación de la escorrentía en el área. Se encontró que en zonas urbanas es importante considerar procedimientos GIS avanzados (i.e. incorporar red de drenaje) para determinar las áreas que realmente contribuyen a la escorrentía en el punto de control.

Palabras clave: Sensores remotos, resolución, modelo, escorrentía, zonas urbanas

Introducción

La acelerada urbanización en las ciudades ha incrementado los volúmenes de escorrentía superficial generados, los cuales producen problemas de inundaciones (E. El Tabach., 2008). Desde hace una década, los sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS) se han implementado como una solución a esta problemática dado que disminuyen la cantidad y mejoran la calidad de la escorrentía que llega a los cuerpos de agua (León, 2015). Sin embargo, cuando se habla de localizar, diseñar y construir SUDS en zonas urbanas se presentan desafíos debido a la complejidad de la cobertura en estas. Es por esto, que se hace necesario entender el impacto de la resolución de información disponible para conformar modelos de lluvia-escorrentía que permitan evaluar la localización y diseño de SUDS frente a la complejidad del entorno urbano (García et al., 2015). En esta investigación el *Stormwater Management Model* (SWMM) se utiliza para simular la cantidad de la escorrentía en zonas urbanas dado que es ampliamente utilizado para la planificación, análisis y el diseño de sistemas de alcantarillado y otros sistemas de drenaje como los SUDS (EPA, 2017).

En las últimas décadas se ha visto un mayor interés en obtener información de sensores remotos (SR) y sistemas de información geográfica (SIG) para ser utilizados en la configuración de modelos de lluvia-escorrentía. Algunos investigadores han establecido que el uso de productos de SR y las herramientas SIG mejoran la información de parámetros de entrada para modelos como SWMM frente a la estimación de escorrentía (Gangodagamage & Agrarwal, 2001). Además, Gangodagamage & Agrarwal (2001)

indican que los productos de SR y las herramientas SIG son la única tecnología disponiblepara poder determinar estos parámetros de manera rápida y eficiente. Por otro lado, Vojtek & Vojtekova (2016) analizan el uso de modelos digitales de elevación (MDE) y coberturas para determinar la escorrentía de pequeñas áreas. Estos estudios coinciden en que calcular el desempeño de la escorrentía de manera adecuada es un punto importante en el desempeño de los modelos y que en efecto el uso de los productos de los SR, son fundamentales para determinar parámetros como pendientes, porcentajes de impermeabilidad, entre otras propiedades del terreno. Sin embargo, no son muchos los estudios que hablen del impacto de usar productos de SR con diferentes resoluciones y como esto influye en la configuración de un modelo de lluvia-escorrentía. Es por esto que el objetivo de este proyecto es evaluar productos de SR (i.e. imagen satelital multiespectral/ortofotografía y modelo digital de elevación) de diferentes resoluciones (alta -2 m- y baja -30 m-) para desarrollar modelos de lluvia-escorrentía de zonas urbanas en SWMM que permitan simular los SUDS. Se busca determinar el efecto que tiene la resolución de los SR frente al nivel de discretización de áreas de drenaje en el modelo de lluvia-escorrentía de zonas urbanas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la localidad de San Cristóbal Sur, en Bogotá. Conformada por zonas residenciales y el parque distrital San Cristóbal Sur. En dicha área, la empresa de acueducto de Bogotá (EAB) en colaboración con la Universidad de los Andes construyó un tren de SUDS. En el presente proyecto, se analiza la escorrentía que se genera en las zonas aledañas al punto de control (i.e. entrada al tren de SUDS) mostrado en la figura 1. Se cuenta con caudales observados en el punto de control para varios eventos de precipitación, información SIG del sistema de alcantarillado pluvial de la zona, la ubicación de los sumideros y el MDE de esta área.

Figura 9. Área de estudio

Metodología

Para la evaluación de los productos de SR de diferentes resoluciones en la configuración de modelos de lluvia escorrentía en SWMM se realizan 4 fases principales (Figura 4): [1] Revisión bibliográfica y extracción de la información (se seleccionan las imágenes satelitales a procesar); [2] Inicialización (selección de eventos de lluvia, resultados del procesamiento de las imágenes satelitales y caudales observados para comparar

las simulaciones); [3] Configuración (usando SWMM y teniendo en cuenta los diferentes modelos y las imágenes satelitales con las que se cuenta) [4] Comparación y análisis.

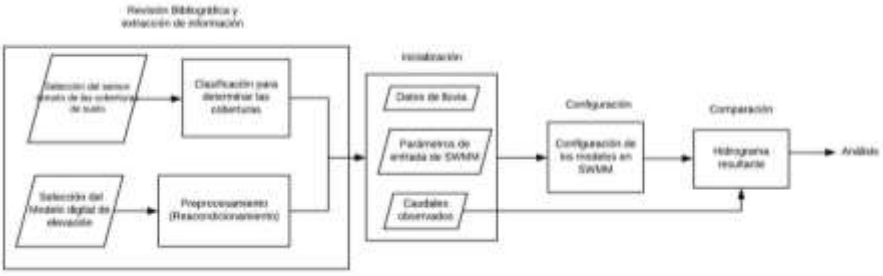


Figura 10. Diagrama de flujo del proceso de evaluación.

La revisión bibliográfica y extracción de la información

La revisión bibliográfica está comprendida por la determinación de las técnicas de análisis de imágenes satelitales, la identificación de las fuentes de información de donde se pueden obtener los productos de los SR y la determinación de los parámetros de entrada del modelo SWMM. Para extraer la información de coberturas del área se implementan métodos de clasificación de imágenes satelitales que permiten distinguir entre áreas permeables e impermeables. Los modelos digitales de elevación se utilizan para calcular parámetros como las pendientes, dirección del flujo, las áreas de drenaje, entre otras. Para esto se considera de manera preliminar las metodologías de delineación de cuenca que constan de: reacondicionamiento del MDE, cálculo de la dirección del flujo, acumulación del flujo, generación de las corrientes y la generación de putos de drenaje.

Inicialización

En esta fase es importante tener en cuenta dos datos principales: [1] Los datos de los eventos de lluvia y caudales, los cuales se toman de trabajos previos realizados en la zona de estudio (ver Figura 3); y [2] los datos para los parámetros de SWMM que se obtienen del preprocesamiento de las imágenes satelitales. Es importante destacar que las características necesarias por el modelo son las que se observan en la tabla 1. La

descripción geométrica de la red (e.g tuberías, sumideros, pozos, etc.) se toma de planos de la zona de estudio.

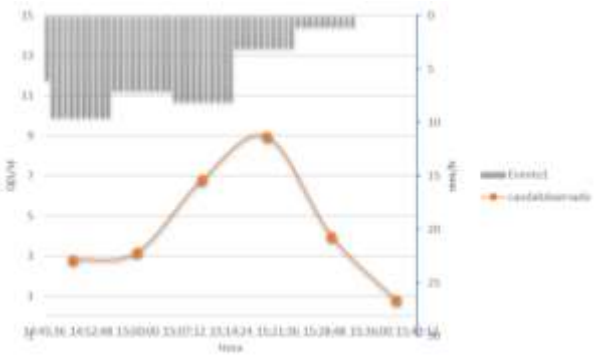


Figura 11. Evento de lluvia y caudales observados en el punto de control

Tabla 3. Parámetros requeridos por SWMM y sus propiedades.

Parámetro en SWMM	Propiedades	De donde se pueden obtener
Área de drenaje	Área, Pendiente, porcentaje de área impermeable.	Las propiedades asociadas a forma geométrica y descripción de la cobertura se calculan mediante procesos SIG
	Valor de Manning de las áreas permeables e impermeables, encharcamiento, datos de infiltración, entre otras.	De la revisión bibliográfica del área de estudio.

Configuración

Para la configuración del modelo se consideran dos escenarios: un modelo semidistribuido y un modelo agregado. Para cada uno se realizan 4 casos, los cuales se determinan por medio de la combinación de los productos de los SR como se observa en la tabla 2. Esto quiere decir que se realizan 8 casos en el proyecto, para identificar el impacto de la resolución en la discretización y en la generación de escorrentía.

Tabla 4. Casos de estudio para configurar el modelo en SWMM.

Modelo	Productos de los sensores remotos
1	MDE alta resolución, Coberturas alta resolución
2	MDE baja resolución, Coberturas baja resolución
3	MDE alta resolución, Coberturas baja resolución
4	MDE baja resolución, Coberturas alta resolución

Comparación y análisis

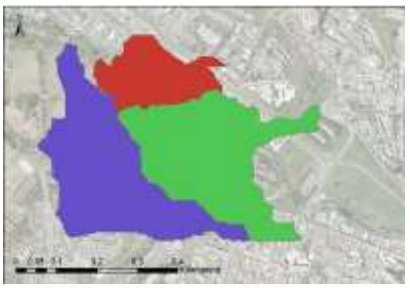
Los resultados de las simulaciones de los casos se comparan con los hidrogramas observados en el punto de control. Como métrica de la eficiencia de las simulaciones se calcula el índice de Nash-Sutcliffe (Mancipe *et al*., 2014).

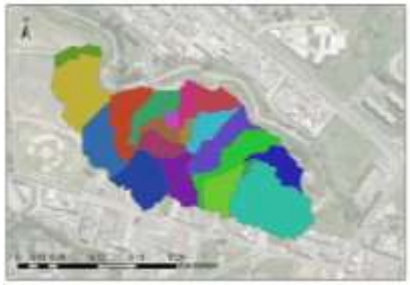
Resultados y discusión

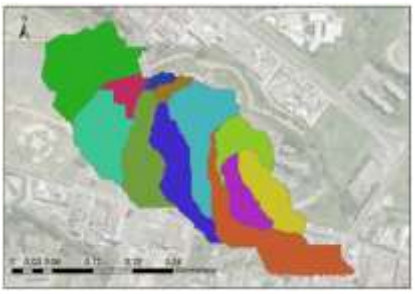
De manera preliminar se han obtenido resultados para el caso 1 del modelo distribuido (ver tabla 2). Se determinó que la cobertura del suelo para la alta resolución es obtenida de la digitalización semiautomática a partir de una ortofotografía con resolución de 25 cm (ver figura 4), mientras que la de baja resolución será tomada de una imagen Landsat. Por otro lado, el MDE de alta resolución es tomado del estudio realizado por CIIA, (2017) cuya resolución es de 2m, en comparación al de baja resolución que es obtenido del sensor *Alos Palsar*. Se determina preliminarmente que la técnica para la clasificación de la imagen Landsat será mediante un análisis de clasificación asistido. Por otro lado, se estableció que los siguientes parámetros del modelo SWMM dependen de la resolución del producto del SR: área, pendiente, porcentaje de impermeabilidad. Los demás parámetros indicados para el área de drenaje en la tabla 2 se obtienen de la revisión bibliográfica y eventualmente serian modificados mediante procesos de calibración del modelo.

Figura 12. Cobertura del suelo a partir de la ortofotografía.

Resultados preliminares para el caso 1 muestran que el preprocesamiento del MDE tiene un gran impacto en la discretización de las áreas de drenaje en el modelo SWMM. Por ejemplo, al no considerar el reacondicionamiento del MDE (ver figura 5a) se obtienen 3 áreas de drenaje. Cuando se realiza el reacondicionamiento (i.e. método de delineación de cuencas) se obtienen 12 áreas de drenaje (ver figura 5b). Pero si se reacondiciona el MDE con las redes de alcantarillado, canales artificiales y vías (i.e. zonas potenciales de transporte de escorrentía) mediante un procedimiento de "*Burn in*", se obtienen 20 áreas de drenaje (ver figura 5c).







(a) (b) (c)

Figura 13. Delimitación de cuencas (a) Sin acondicionamiento del MDE (b) Con acondicionamiento de la cuenca usando la red de alcantarillado pluvial (c) Con acondicionamiento de la cuenca usando la red de alcantarillado pluvial y las vías.

A partir de esto, se generaron los parámetros de entrada en SMWW (Tabla 1) para los tres resultados anteriores (caso 1a, 1b y 1c). Resultados de simulación de la escorrentía en SWMM muestran que la cantidad de áreas de drenaje generadas por el modelo influye en la predicción de escorrentía en cada caso. La figura 6 muestra que el caso 1c se acerca más a los caudales observados donde se evidencia el área que realmente esta drenando al punto de control, mientras que los casos 1a y 1b están sobrestimando las áreas de drenaje. Esto se puede evidenciar cuando se sobreponen los sumideros en las áreas de drenaje obtenidas. Sin embargo, como se observa en la figura 6 los tres casos sobreestiman la escorrentía observada para el evento de lluvia analizado.

De manera preliminar se analiza para el caso 1c, la desconexión de varias áreas de drenaje con el objetivo de establecer si aún se tiene una mala descripción del área de drenaje. Sin embargo, no mejoran los resultados del hidrograma simulado frente al observado. Por tanto, se determina que es necesario establecer un procedimiento para calcular el área impermeable que está directamente conectada a la red de drenaje urbano. Para ello se considera el estudio realizado por Han & Burian (2009) donde un algoritmo en Visual Basic dentro de ArcGIS permite calcular el área que realmente está aportando escorrentía en el punto de control. En SWMM este parámetro está asociado al "*directly connected impervious área"* (DCIA por sus siglas en inglés). Se espera que este procedimiento mejore la predicción de los caudales observados. Así mismo, Se espera que una vez se establezca el procedimiento para el análisis del área de drenaje para SWMM, se puedan desarrollar los casos 2 al 4.

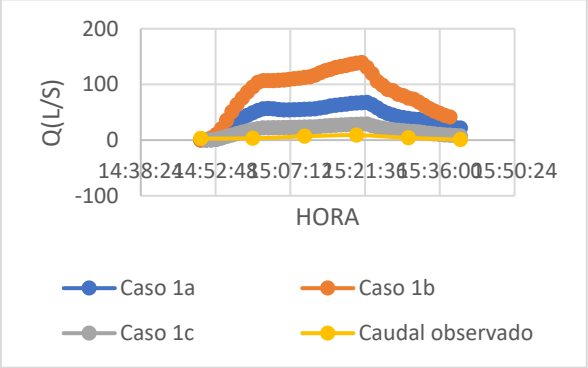


Figura 14. Caudales simulados vs caudales observados

Conclusiones

Se observa que los procedimientos normalmente utilizados en la delimitación de cuencas rurales no son los mismos para delimitar cuencas en áreas urbanas. En el caso de las áreas urbanas, reacondicionar el MDE con la red de alcantarillado pluvial y las vías mejora el nivel de discretización de las áreas de drenaje. No solo la resolución de los productos de los sensores remotos es un factor clave en la discretización de las áreas de drenaje, procedimientos intermedios como el reacondicionamiento del MDE estiman de eficientemente la delimitación de las áreas de drenaje.

Es necesario realizar un proceso avanzado para determinar las áreas que están directamente conectadas a la red de drenaje tal como lo mencionan Roy & Shuster (2009) dado que estas áreas son un factor importante en el desempeño de cuencas urbanas a escalas pequeñas como la que tenemos en este caso. Determinar las DCIA y no solo el área total impermeable puede tener un impacto significativo en la estimación de escorrentía por el modelo para zonas urbanas. Para la presentación se espera presentar el análisis de los cuatro casos, derivar conclusiones sobre el impacto de la resolución de los productos de SR frente a la discretización y generación de escorrentía que permitan elaborar modelos de lluvia-escorrentía en SWMM en Bogotá para simular SUDS.

Referencias bibliográficas

Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental -CIIA- (2017. Seminario de sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS): ¿una posibilidad para Bogotá?. Accedido el 10 de febrero de 2019. Disponible en: https://ciia.uniandes.edu.co/index.php/proyectos-de-investigacion/suds/seminario-de-suds-una-posibilidad-para-bogota

E. El Tabach., I. T. (2008). A new SUDS modelling and design methodology, application to a trough canal drain-trench system. *International Conference on Urban Drainage*.

EPA. (2017). *EPA: United States Environmental Protection Agency*. Obtenido de https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm

Gangodagamage, C., & Agrarwal, S. (2001). Hydrological modeling using remote sensing and GIS. 22nd Asian Conference on Remote Sensing.

Han, W. S., and Burian, S. (2009). Determining effective impervious area for urban hydrologic modeling. J. Hydraul.

León, C. A. (2015). *Casos Exitosos De Suds En Ciudades Con Densidades De Poblacion Altas, Pocas Zonas Verdes Y Regimen De Lluvias Intenso.* Bogotá D.C.

L.García, J.Barreiro-Gomez, E.Escobar, D.Téllez, N.Quijano, C.Ocampo-Martinez. (2015). Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review. *AdvancesinWaterResources85*, 120-132.

Mancipe, N., Buchberger, S., Suidan, M., & Lu, T. (2014). Calibration of Rainfall-Runoff Model in Urban Watersheds for Stormwater Management Assessment. *J. Water Resour*.

Roy, A. H., & Shuster, W. D. (2009). Assessing impervious surface connectivity and applications for watershed management. *Journal of the american water resources association*.

Vojtek, M., & Vojtekova, J. (2016). Gis-based approach to estimate surface runoff in small catchments: a case study. *Quaestiones geographicae* .

Remote sensing products resolution assessment for developing rainfall-runoff models to simulate sustainable drainage systems (SuDS) in Bogotá

***Diana Catalina Beltrán Huertas[1*], Mayerling Sanabria Buitrago[1], Néstor Alonso Mancipe Muñoz[2]**

[1] Programa de Ingeniería Ambiental. Universidad de la Salle

[2] Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Universidad Nacional de Colombia

**Autor corresponsal:* Programa de Ingeniería Ambiental. Universidad de la Salle. Carrera 2 No. 10-70, Bogotá D.C., Colombia. Email: dianacatalin15@gmail.com

Abstract

Sustainable drainage systems (SuDS) promote sustainable cities and communities by reducing problems related to urban stormwater management. Design and location of SuDS has been studied in the recent decades by using mathematical models, remote sensing (RS) and geographic information systems (GIS). However, the resolution of RS products or GIS information is usually not considered when rainfall-runoff models are configured for simulating SuDS. In this project, the effect of the RS products resolution in developing rainfall-runoff models in SWMM. The SR products (i.e. multispectral satellite image / orthophotography and digital elevation model) are selected and processed to obtain the coverage and slope raster at high (2 m) and low (30 m) resolutions. Subsequently, the SWMM input parameters are obtained to set models scenarios that allow assessing the effect of the resolution of the input information versus the discretization level of the model. The Nash-Sutcliffe index is used as an indicator of efficiency of the model simulations against observed hydrographs at a control point. Preliminary results show that the RS resolution has a significant impact on the level of discretization, as well as on the estimation of runoff in the drainage area. In urban areas it is important to consider advanced GIS procedures (i.e. incorporating drainage network) to determine the drainage areas that conveys runoff to the control point.

KeyWords: Remote sensing, resolution, models, runoff, urban zone.

Impacto de la resolución de productos de sensores remotos en la conformación de modelos de lluvia-escorrentía para simular sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS)

Resumen

Los sistemas de drenaje urbano sostenible (SUDS) promueven ciudades y comunidades sostenibles al reducir problemas relacionados con el manejo de las aguas lluvia urbanas. El uso de modelos matemáticos, sensores remotos (SR) y sistemas de información geográfica (SIG) en el diseño, ubicación de estas estructuras se ha estudiado en las últimas décadas. Sin embargo, no analizan las implicaciones que tiene usar productos de

SR o informacion tipo SIG bajo diferentes resoluciones en la conformación de modelos de lluvia-escorrentía que simulen SUDS. En este proyecto se evalúa el efecto de la resolución de productos de SR en la configuración de modelos lluvia-escorrentía en SWMM. Se seleccionan y procesan los productos SR (i.e. imagen satelital multiespectral/ortofotografía y modelo digital de elevación) para obtener el raster de coberturas y pendientes a resoluciones alta (2 m) y baja (30 m). Posteriormente, se obtienen los parámetros de entrada para conformar modelos en SWMM que permitan evaluar el efecto de la resolución de la información de entrada frente a el nivel de discretización del modelo. Se usa como indicador de eficiencia de los modelos el índice de Nash-Sutcliffe al comparar los hidrogramas simulados con los caudales observados en un punto de control. Resultados preliminares demuestran que la resolución tiene un impacto significativo en el nivel de discretización, así como en la estimación de la escorrentía en el área. Se encontró que en zonas urbanas es importante considerar procedimientos GIS avanzados (i.e. incorporar red de drenaje) para determinar las áreas que realmente contribuyen a la escorrentía en el punto de control.

Palabras clave: Sensores remotos, resolución, modelo, escorrentía, zonas urbanas

Introducción

La acelerada urbanización en las ciudades ha incrementado los volúmenes de escorrentía superficial generados, los cuales producen problemas de inundaciones (E. El Tabach., 2008). Desde hace una década, los sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS) se han implementado como una solución a esta problemática dado que disminuyen la cantidad y mejoran la calidad de la escorrentía que llega a los cuerpos de agua (León, 2015). Sin embargo, cuando se habla de localizar, diseñar y construir SUDS en zonas urbanas se presentan desafíos debido a la complejidad de la cobertura en estas. Es por esto, que se hace necesario entender el impacto de la resolución de información disponible para conformar modelos de lluvia-escorrentía que permitan evaluar la localización y diseño de SUDS frente a la complejidad del entorno urbano (García et al., 2015). En esta investigación el *Stormwater Management Model* (SWMM) se utiliza para simular la cantidad de la escorrentía en zonas urbanas dado que es ampliamente utilizado para la planificación, análisis y el diseño de sistemas de alcantarillado y otros sistemas de drenaje como los SUDS (EPA, 2017).

En las últimas décadas se ha visto un mayor interés en obtener información de sensores remotos (SR) y sistemas de información geográfica (SIG) para ser utilizados en la configuración de modelos de lluvia-escorrentía. Algunos investigadores han establecido que el uso de productos de SR y las herramientas SIG mejoran la información de parámetros de entrada para modelos como SWMM frente a la estimación de escorrentía (Gangodagamage & Agrarwal, 2001). Además, Gangodagamage & Agrarwal (2001) indican que los productos de SR y las herramientas SIG son la única tecnología disponible para poder determinar estos parámetros de manera rápida y eficiente. Por otro lado, Vojtek & Vojtekova (2016) analizan el uso de modelos digitales de elevación (MDE) y coberturas para determinar la escorrentía de pequeñas áreas. Estos estudios coinciden

en que calcular el desempeño de la escorrentía de manera adecuada es un punto importante en el desempeño de los modelos y que en efecto el uso de los productos de los SR, son fundamentales para determinar parámetros como pendientes, porcentajes de impermeabilidad, entre otras propiedades del terreno.

Sin embargo, no son muchos los estudios que hablen del impacto de usar productos de SR con diferentes resoluciones y como esto influye en la configuración de un modelo de lluvia-escorrentía. Es por esto que el objetivo de este proyecto es evaluar productos de SR (i.e. imagen satelital multiespectral/ortofotografía y modelo digital de elevación) de diferentes resoluciones (alta -2 m- y baja -30 m-) para desarrollar modelos de lluvia-escorrentía de zonas urbanas en SWMM que permitan simular los SUDS. Se busca determinar el efecto que tiene la resolución de los SR frente al nivel de discretización de áreas de drenaje en el modelo de lluvia-escorrentía de zonas urbanas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la localidad de San Cristóbal Sur, en Bogotá. Conformada por zonas residenciales y el parque distrital San Cristóbal Sur. En dicha área, la empresa de acueducto de Bogotá (EAB) en colaboración con la Universidad de los Andes construyó un tren de SUDS. En el presente proyecto, se analiza la escorrentía que se genera en las zonas aledañas al punto de control (i.e. entrada al tren de SUDS) mostrado en la figura 1. Se cuenta con caudales observados en el punto de control para varios eventos de precipitación, información SIG del sistema de alcantarillado pluvial de la zona, la ubicación de los sumideros y el MDE de esta área.

Figura 15. Área de estudio

Metodología

Para la evaluación de los productos de SR de diferentes resoluciones en la configuración de modelos de lluvia escorrentía en SWMM se realizan 4 fases principales (Figura 4): [1] Revisión bibliográfica y extracción de la información (se seleccionan las imágenes satelitales a procesar); [2] Inicialización (selección de eventos de lluvia, resultados del procesamiento de las imágenes satelitales y caudales observados para comparar las simulaciones); [3] Configuración (usando SWMM y teniendo en cuenta los diferentes modelos y las imágenes satelitales con las que se cuenta) [4] Comparación y análisis.

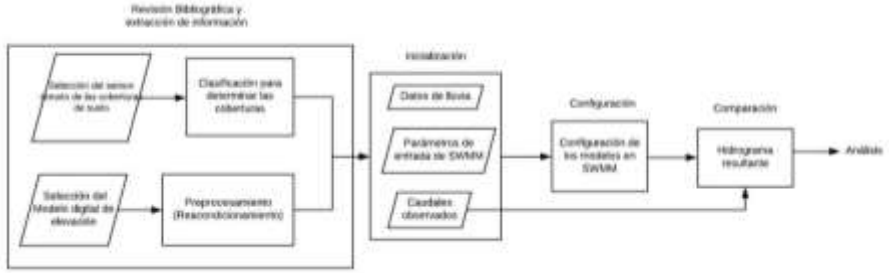


Figura 16. Diagrama de flujo del proceso de evaluación.

La revisión bibliográfica y extracción de la información

La revisión bibliográfica está comprendida por la determinación de las técnicas de análisis de imágenes satelitales, la identificación de las fuentes de información de donde se pueden obtener los productos de los SR y la determinación de los parámetros de entrada del modelo SWMM. Para extraer la información de coberturas del área se implementan métodos de clasificación de imágenes satelitales que permiten distinguir entre áreas permeables e impermeables. Los modelos digitales de elevación se utilizan para calcular parámetros como las pendientes, dirección del flujo, las áreas de drenaje, entre otras. Para esto se considera de manera preliminar las metodologías de delineación de cuenca que constan de: reacondicionamiento del MDE, cálculo de la dirección del flujo, acumulación del flujo, generación de las corrientes y la generación de putos de drenaje.

Inicialización

En esta fase es importante tener en cuenta dos datos principales: [1] Los datos de los eventos de lluvia y caudales, los cuales se toman de trabajos previos realizados en la zona de estudio (ver Figura 3); y [2] los datos para los parámetros de SWMM que se obtienen del preprocesamiento de las imágenes satelitales. Es importante destacar que las características necesarias por el modelo son las que se observan en la tabla 1. La descripción geométrica de la red (e.g tuberías, sumideros, pozos, etc.) se toma de planos de la zona de estudio.

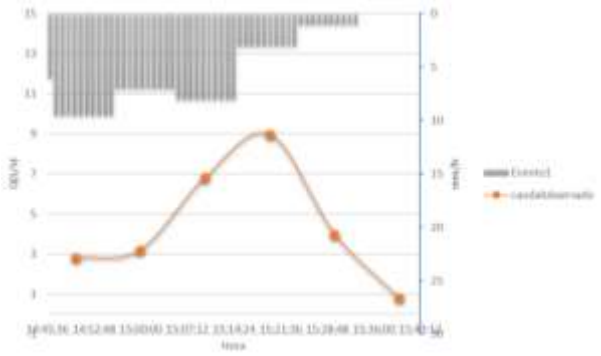


Figura 17. Evento de lluvia y caudales observados en el punto de control

Tabla 5. Parámetros requeridos por SWMM y sus propiedades.

Parámetro en SWMM	Propiedades	De donde se pueden obtener
Área de drenaje	Área, Pendiente, porcentaje de área impermeable.	Las propiedades asociadas a forma geométrica y descripción de la cobertura se calculan mediante procesos SIG
	Valor de Manning de las áreas permeables e impermeables, encharcamiento, datos de infiltración, entre otras.	De la revisión bibliográfica del área de estudio.

Configuración

Para la configuración del modelo se consideran dos escenarios: un modelo semidistribuido y un modelo agregado. Para cada uno se realizan 4 casos, los cuales se determinan por medio de la combinación de los productos de los SR como se observa en la tabla 2. Esto quiere decir que se realizan 8 casos en el proyecto, para identificar el impacto de la resolución en la discretización y en la generación de escorrentía.

Tabla 6. Casos de estudio para configurar el modelo en SWMM.

Modelo	Productos de los sensores remotos
1	MDE alta resolución, Coberturas alta

	resolución
2	MDE baja resolución, Coberturas baja resolución
3	MDE alta resolución, Coberturas baja resolución
4	MDE baja resolución, Coberturas alta resolución

Comparación y análisis

Los resultados de las simulaciones de los casos se comparan con los hidrogramas observados en el punto de control. Como métrica de la eficiencia de las simulaciones se calcula el índice de Nash-Sutcliffe (Mancipe *et al*., 2014).

Resultados y discusión

De manera preliminar se han obtenido resultados para el caso 1 del modelo distribuido (ver tabla 2). Se determinó que la cobertura del suelo para la alta resolución es obtenida de la digitalización semiautomática a partir de una ortofotografía con resolución de 25 cm (ver figura 4), mientras que la de baja resolución será tomada de una imagen Landsat. Por otro lado, el MDE de alta resolución es tomado del estudio realizado por CIIA, (2017) cuya resolución es de 2m, en comparación al de baja resolución que es obtenido del sensor *Alos Palsar*. Se determina preliminarmente que la técnica para la clasificación de la imagen Landsat será mediante un análisis de clasificación asistido. Por otro lado, se estableció que los siguientes parámetros del modelo SWMM dependen de la resolución del producto del SR: área, pendiente, porcentaje de impermeabilidad. Los demás parámetros indicados para el área de drenaje en la tabla 2 se obtienen de la revisión bibliográfica y eventualmente serian modificados mediante procesos de calibración del modelo.

Figura 18. Cobertura del suelo a partir de la ortofotografía.

Resultados preliminares para el caso 1 muestran que el preprocesamiento del MDE tiene un gran impacto en la discretización de las áreas de drenaje en el modelo SWMM. Por ejemplo, al no considerar el reacondicionamiento del MDE (ver figura 5a) se obtienen 3 áreas de drenaje. Cuando se realiza el reacondicionamiento (i.e. método de delineación de cuencas) se obtienen 12 áreas de drenaje (ver figura 5b). Pero si se reacondiciona el MDE con las redes de alcantarillado, canales artificiales y vías (i.e. zonas potenciales de transporte de escorrentía) mediante un procedimiento de "*Burn in"*, se obtienen 20 áreas de drenaje (ver figura 5c).

(a) (b) (c)

Figura 19. Delimitación de cuencas (a) Sin acondicionamiento del MDE (b) Con acondicionamiento de la cuenca usando la red de alcantarillado pluvial (c) Con acondicionamiento de la cuenca usando la red de alcantarillado pluvial y las vías.

A partir de esto, se generaron los parámetros de entrada en SMWW (Tabla 1) para los tres resultados anteriores (caso 1a, 1b y 1c). Resultados de simulación de la escorrentía en SWMM muestran que la cantidad de áreas de drenaje generadas por el modelo influye en la predicción de escorrentía en cada caso. La figura 6 muestra que el caso 1c se acerca más a los caudales observados donde se evidencia el área que realmente esta drenando al punto de control, mientras que los casos 1a y 1b están sobrestimando las áreas de drenaje. Esto se puede evidenciar cuando se sobreponen los sumideros en las áreas de drenaje obtenidas. Sin embargo, como se observa en la figura 6 los tres casos sobreestiman la escorrentía observada para el evento de lluvia analizado.

De manera preliminar se analiza para el caso 1c, la desconexión de varias áreas de drenaje con el objetivo de establecer si aún se tiene una mala descripción del área de drenaje. Sin embargo, no mejoran los resultados del hidrograma simulado frente al observado. Por tanto, se determina que es necesario establecer un procedimiento para calcular el área impermeable que está directamente conectada a la red de drenaje urbano. Para ello se considera el estudio realizado por Han & Burian (2009) donde un algoritmo en Visual Basic dentro de ArcGIS permite calcular el área que realmente está aportando escorrentía en el punto de control. En SWMM este parámetro está asociado al "*directly connected impervious área"* (DCIA por sus siglas en inglés). Se espera que este procedimiento mejore la predicción de los caudales observados. Así mismo, Se espera que una vez se establezca el procedimiento para el análisis del área de drenaje para SWMM, se puedan desarrollar los casos 2 al 4.

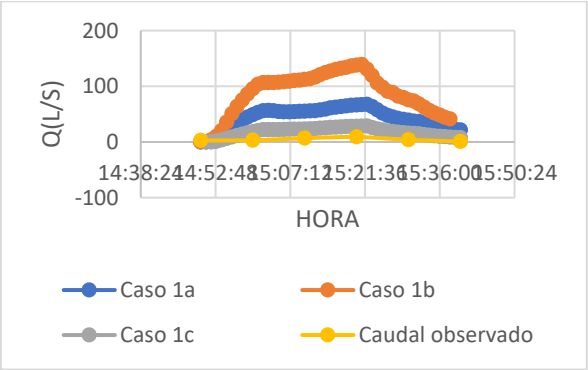


Figura 20. Caudales simulados vs caudales observados

Conclusiones

Se observa que los procedimientos normalmente utilizados en la delimitación de cuencas rurales no son los mismos para delimitar cuencas en áreas urbanas. En el caso de las áreas urbanas, reacondicionar el MDE con la red de alcantarillado pluvial y las vías mejora el nivel de discretización de las áreas de drenaje. No solo la resolución de los

productos de los sensores remotos es un factor clave en la discretización de las áreas de drenaje, procedimientos intermedios como el reacondicionamiento del MDE estiman de eficientemente la delimitación de las áreas de drenaje.

Es necesario realizar un proceso avanzado para determinar las áreas que están directamente conectadas a la red de drenaje tal como lo mencionan Roy & Shuster (2009) dado que estas áreas son un factor importante en el desempeño de cuencas urbanas a escalas pequeñas como la que tenemos en este caso. Determinar las DCIA y no solo el área total impermeable puede tener un impacto significativo en la estimación de escorrentía por el modelo para zonas urbanas. Para la presentación se espera presentar el análisis de los cuatro casos, derivar conclusiones sobre el impacto de la resolución de los productos de SR frente a la discretización y generación de escorrentía que permitan elaborar modelos de lluvia-escorrentía en SWMM en Bogotá para simular SUDS.

Referencias bibliográficas

Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental -CIIA- (2017. Seminario de sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS): ¿una posibilidad para Bogotá?. Accedido el 10 de febrero de 2019. Disponible en: https://ciia.uniandes.edu.co/index.php/proyectos-de-investigacion/suds/seminario-de-suds-una-posibilidad-para-bogota

E. El Tabach., I. T. (2008). A new SUDS modelling and design methodology, application to a trough canal drain-trench system. *International Conference on Urban Drainage*.

EPA. (2017). *EPA: United States Environmental Protection Agency*. Obtenido de https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm

Gangodagamage, C., & Agrarwal, S. (2001). Hydrological modeling using remote sensing and GIS. 22nd Asian Conference on Remote Sensing.

Han, W. S., and Burian, S. (2009). Determining effective impervious area for urban hydrologic modeling. J. Hydraul.

León, C. A. (2015). *Casos Exitosos De Suds En Ciudades Con Densidades De Poblacion Altas, Pocas Zonas Verdes Y Regimen De Lluvias Intenso.* Bogotá D.C.

L.García, J.Barreiro-Gomez, E.Escobar, D.Téllez, N.Quijano, C.Ocampo-Martinez. (2015). Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review. *AdvancesinWaterResources85*, 120-132.

Mancipe, N., Buchberger, S., Suidan, M., & Lu, T. (2014). Calibration of Rainfall-Runoff Model in Urban Watersheds for Stormwater Management Assessment. *J. Water Resour*.

Roy, A. H., & Shuster, W. D. (2009). Assessing impervious surface connectivity and applications for watershed management. *Journal of the american water resources association*.

Vojtek, M., & Vojtekova, J. (2016). Gis-based approach to estimate surface runoff in small catchments: a case study. *Quaestiones geographicae* .

Propuesta para la gestión integral de la cadena de valor del reciclaje del plástico en las asociaciones de recicladores en la ciudad de Villavicencio

Alejandro Parra Saad[1*], Paola Andrea Martínez Ramos [2]

[1]Universidad de La Salle – Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental (CLIMA)
**Autor corresponsal:* Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle, carrera 2 No. 10 – 70, bloque A, piso 6 – La Candelaria, Bogotá D.C. Código Postal 111711. Colombia. Email: alparra@unisalle.edu.co
[2]Universidad de La Salle.

Resumen
La propuesta para la gestión integral de la cadena de valor del reciclaje del plástico surge de la necesidad de formular un modelo que permita mejorar la eficiencia operativa dentro de las asociaciones de recicladores, partiendo de los tiempos del desplazamiento, el manejo de recursos y los volúmenes de material recuperado y comercializado. Además de fortalecer el gremio de recicladores como personas prestadoras de la actividad aprovechamiento. De acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente de Villavicencio, algunas estaciones de clasificación y aprovechamiento (ECA) registran que en promedio llegan alrededor de 650 kilogramos de residuos plásticos al día, aproximadamente en la cuidad, las ECAS están recuperando entre 16 y 20 toneladas de plásticos al mes. Dentro de los resultados principales de la investigación se encontró que definir cadenas de valor y optimizar procesos y subprocesos son condiciones necesarias para entrar y competir en un mercado complejo como es el mercado del reciclaje, por ende, cada actor que participa en la cadena debe ser integrados en los distintos eslabones de la economía con el fin de disminuir las barreras de acceso a las industrias transformadoras.

Palabras Clave: **Aprovechamiento, cadena de valor, reciclaje, recuperación, recicladores de oficio.**

Abstract
The proposal for the integral management of the plastic recycling value chain arises from the need to formulate a model that allows to improve the operative efficiency within the associations of recyclers, starting from the times of the displacement, the management of resources and the volumes of recovered and commercialized material. In addition to strengthening the guild of recyclers as people providing the activity. According to the Secretary of the Environment of Villavicencio, some sorting and harvesting stations (ECA) record that on average about 650 kilograms of plastic waste arrive a day, approximately in the city, the ECAS are recovering between 16 and 20 tonnes of waste. plastics per month. Within the main results of the research it was found that defining value chains and optimizing processes and subprocesses are necessary conditions to enter and compete in a complex market such as the recycling market, therefore, each actor participating in the

chain must be integrated in the different links of the economy in order to reduce barriers to access to the transforming industries.

Keywords: Use, value chain, recycling, recovery, recyclers by trade.

Introducción

Un aspecto destacado en la literatura es el concepto de cadenas de valor y competitividad, desde el punto de vista de la Ingeniería, la cadena de valor se define como una sucesión de procesos productivos y servicios, a través de los cuales se transforma materia prima en producto terminado, a cambio de una retribución, generalmente, económica (Valencia, 2012). Sin embargo, diferentes autores refieren el concepto de cadena de valor:

Según Frances, la cadena de valor proporciona un modelo de aplicación general que permite representar de manera sistemática las actividades de cualquier unidad estratégica de negocio (Frances, 2006). De otro lado, Potter define una organización a partir de un conjunto de actividades estratégicas; bajo este contexto la cadena de valor desagrega las actividades estratégicas en actividades primarias y secundarias configurando de esta manera la cadena de valor. (Arjona,1999).

Según Potter, las actividades primarias se encausan hacia una logística de entrada, salida y sus respectivas operaciones cuando son actividades que implican la manufactura y prestación de servicios, las secundarias consideran factores de dirección, finanzas, recursos humanos, tecnología y suministros (Potter 1998, como se cita en Arjona,1999).

En este orden de ideas, conocer la cadena de valor permite que una empresa y sus directivos gestionen sus actividades en un marco de acción estratégica para obtener resultados satisfactorios en un determinado tiempo y poder participar en un mercado específico. Es así, como los aspectos de marketing, gestión de la producción, distribución y logística, la comercialización y procesos de asistencia son elementos de análisis para integrar la cadena valor.

El objetivo del trabajo es formular un modelo de gestión integral de la cadena de valor para la recolección, selección, recuperación y aprovechamiento del plástico en las asociaciones de recicladores de la ciudad de Villavicencio, de tal manera que se optimice y sistematice los procesos de las empresas prestadoras de servicio de aprovechamiento.

Material y método (metodología)

La investigación y el desarrollo del proyecto posibilitan un diagnóstico de la dinámica en el manejo de los plásticos, su disposición y determinaciones para la recuperación del residuo sólido. Para la formulación y desarrollo de la presente investigación se utiliza una metodología de investigación descriptiva de los procesos y procedimientos que en la actualidad se lleva en el sector público y privado. Así mismo, el método de investigación utilizado es el enfoque analítico de los factores y elementos que infieren en la recuperación de los plásticos y el reciclaje del mismo; lo cual contribuye al cumplimiento

de las determinaciones legales vigentes ambientales y la conformación de empresas prestadoras de servicio de aprovechamiento.

Para el desarrollo de la investigación se utilizaron fuentes primarias y secundarias de información, entre las primeras Primarias se involucran entrevistas a los actores identificados en la cadena de la recuperación de los plásticos, entre ellos se consideran las asociaciones de recicladores de oficio, las estaciones de clasificación y aprovechamiento (ECA) e industria transformadora local. Dentro de las fuentes secundarias se utilizó informes técnicos de la Secretaría de Medio Ambiente de Villavicencio (SEMA), la Empresa prestadora del Servicio de Aseo (Bioagrícola del Llano S.A. E.S.P), Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Asociación Colombiana de Industrias Plásticas (Acoplásticos), Industria Transformadora ENKA – APROPET, de igual manera se utilizaron registros estadísticos y documentos técnicos del Departamento Nacional de Planeación (DNP), Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) y Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios.

Operativamente el desarrollo de la investigación se realizo en 3 fases; en la fase I se identifica los eslabones de la cadena de valor del plástico en la que se estudió las características de los principales actores que por su actividad económica aportan significativamente los residuos plásticos y que enlazan en la cadena de valor. En la fase II, se analizó la dinámica de los plásticos en las asociaciones de recicladores, con el propósito de estimar la producción de los mismos y cuantificar la cantidad de residuos plásticos que llegan a las asociaciones de recicladores. En la fase III, se establecieron los procesos y procedimientos que se requieren para la gestión integral, y se definen los lineamientos del modelo de gestión que se contempla en el esquema de prestación de servicio de aprovechamiento en las asociaciones de recicladores.

Resultados y discusión:

Aplicando la metodología descrita en el apartado anterior se obtuvieron los siguientes resultados.

En la identificación de actores se establece la participación de acuerdo a la cadena de valor del plástico que actualmente se tiene en la cuidad de Villavicencio, la cual se presenta de forma gráfica en la siguiente ilustración 1

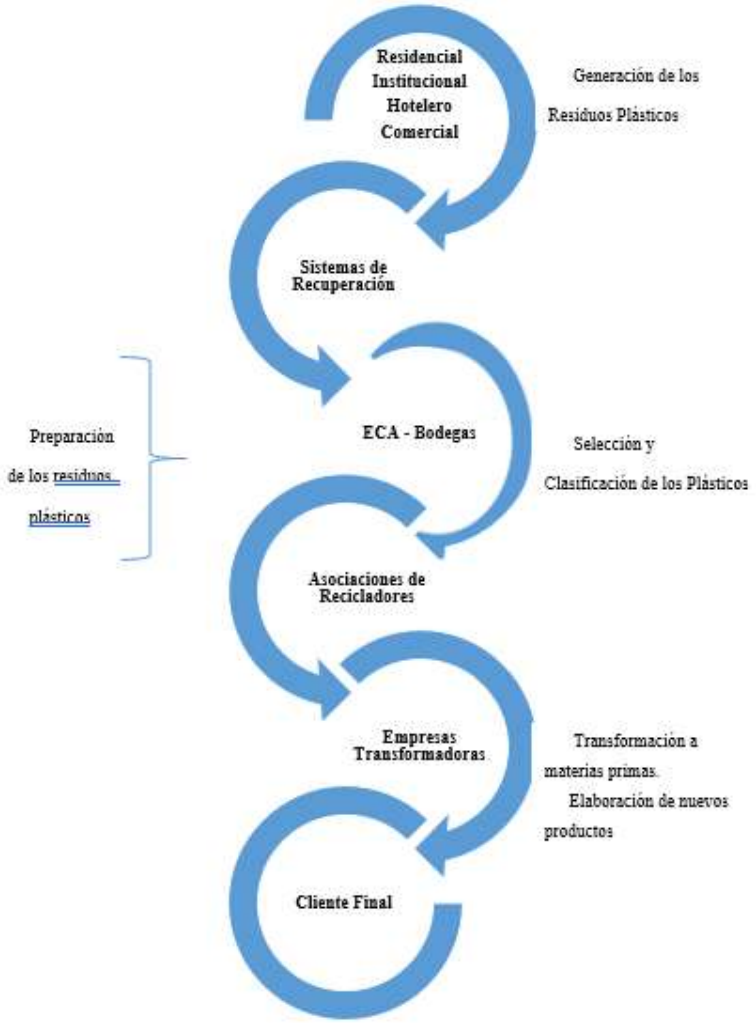


Ilustración 1. Cadena de Valor de la Recuperación de los plásticos
Nota: Elaborado por los autores.

Para el análisis de la dinámica de los residuos plásticos en las asociaciones de recicladores se realizan dos tipos de encuestas con el propósito de identificar los componentes relevantes y diferenciales de cada asociación vista desde la organización. Adicionalmente se define a través del cálculo estadístico el tamaño de muestra relacionado en la ecuación 1, con el fin de obtener significancia estadística.

Ecuación 1. Cálculo del tamaño de la muestra

n= (Z^2*p*q*N)/(NE^2+Z^2 p*q)

Donde,

Z= Nivel de confianza (1,96)

N= Población – Censo (925 recicladores)

p= Probabilidad a favor (0,5)

q= Probabilidad en contra (0,5)

e= error de estimación (0,05)

n= tamaño de la muestra

Al reemplazar los valores en la ecuación, se tiene:

n= (〖1,96〗^2*0,5*0,5*925) / (9255^2+〖1,96〗^2 0,5*0,5) =271,4

De lo anterior, el número de encuestas que se llevaron a cabo aleatoriamente en las asociaciones de recicladores fueron 272 encuestas. Dentro del resultado de las encuestas todas las organizaciones de recicladores cuentan con un tipo de inmueble arrendado, hasta el momento ninguna cuenta con bodega propia. Dentro de la información suministrada por cada organización, se encuentra información del tipo de inmueble, capacidad de almacenamiento, tipo de material comercializado, operaciones unitarias, estándares para la selección de material.

Fuente: Autores

La capacidad máxima de los establecimientos para almacenamiento, selección y despacho del material en todas supera las 10 toneladas, aunque es pertinente mencionar que algunas presentan un alto flujo de acumulación del mismo, lo que hace que pierda capacidad de almacenamiento disponible y pérdidas, ya que este material no cumple con los estándares para comercializar. Todos los establecimientos cuentan con un área disponible mayor a los 500 m2, sin embargo, no todos realizan las mismas operaciones dentro de cada establecimiento. Cabe resaltar que en Villavicencio solo una asociación de recicladores tiene de aliada a una bodega que es ECOBLU, la cual en la actualidad cuenta con un proceso de mecánica para la selección, compactación y compactación de los materiales plásticos, en este caso, de los PET de color y PET transparente.

Es pertinente mencionar que la debilidad en la clasificación del material y los volúmenes que manejan la gran mayoría de las asociaciones, suele ser la mayor limitante en el proceso de comercialización, dado que cada industria transformadora cuenta con unos estándares de calidad y uno mínimo de tonelaje para poder realizar la compra directa con ellos.

Bajo el contexto anterior, se define la propuesta en el modelo de cadena de valor que se debe integrar en la recuperación de los residuos plasticos de la cuidad de Villavicencio. A continuación la ilustración 2.

Actividades de apoyo	INFRAESTRUCTURA DE GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS PLÁSTICOS			ESTRATEGIA UNIDADES PRODUCTIVAS/INVERSIÓN FINANCIERA	
	RECURSOS HUMANOS			CAPACITACIÓN, INCLUSIÓN SOCIAL, COMPENSACIÓN	
	DESARROLLO DE TECNOLOGIAS			SISTEMATIZACIÓN, APLICATIVOS, COMUNICACIÓN, SIG	
	ABASTECIMIENTO			MAQUINARIA ADECUADA, CAMPAÑAS	
	LOGISTICA DE ENTRADA	OPERACIONES	LOGÍSTICA DE SALIDA	MARKETING Y VENTAS	SERVICIO
Actividades principales	Identificación de Materiales plásticos con potencial de reciclaje	Segregación en la Fuente	Transporte de material plástico	Promoción	Calidad y Seguridad Industrial
	Almacenamiento de Materiales Recuperados	Recuperación del material plástico	Transporte de material reciclado	Publicidad	Sistema de Gestión Ambiental
	Gastos por ECA - Asociación	Transporte de los plásticos	Obtención de materias primas y subproductos	Equipo promotor según el actor	Procesos de certificación
	Oferta de precios del mercado	Procesamiento industrial	Demanda del precio de subproductos según el mercado		Oferta comercial

MARGEN

Basado en modelo propuesto por Michael Porter "la cadena de valor."

Ilustración 2. Modelo propositivo de cadena de valor de residuos plásticos
Nota: Elaborado por los autores.

Conclusiones

La no existencia de un proceso planificado, coordinado, presupuestado y direccionado ha motivado a que los actores del proceso de reciclaje actué bajo sus propias modalidades de trabajo y estrategias, generando con ello una desarticulación de la logística,

cooperación, manejo de información, y de la cooperación con fines de productividad y comercialización de material aprovechable.

Las dinámicas en cada cuidad de Colombia difieren, bajo el contexto de las características socioeconómicas que puedan tener cada región, así mismo las cantidades de material que se generan y recuperan no van hacer las mismas para cada organización

Establecer cadenas de valor o conocerlas son parte inicial para optimizar y entrar a competir en un mercado tan complejo como es el de reciclaje, por ende, cada actor que participa en la cadena de valor son integrados para que una economía contribuya a mejorar y a competir en procesos e industrias transformadoras.

Referencias bibliográficas

Arjona, T. (1999). Dirección estratégica: un enfoque práctico. Madrid.

Valencia, R. (2012). Compromiso Empresarial para el Reciclaje. Obtenido de CEMPRE: http://asociacionrecicladoresbogota.org/wp-content/uploads/2012/08/Cadenas-de-Valor-y-Reciclaje.pdf

Frances, A. (2006). Estrategia y Planes para la Empresa: Con el Cuadro de Mando Integral. México: Prentice Hall Pearson Educación.

Frances, A. (2006). Estrategia y Planes para la Empresa: Con el Cuadro de Mando Integral. México: Prentice Hall Pearson Educación.

CEMPRE. (2018). Compromiso Empresarial para el Reciclaje. Obtenido de https://cempre.org.co/cempre/wp-content/uploads/2018/09/Cartilla-REP-V280918-DP.pdf

CONPES. (21 de Noviembre de 2016). Política Nacional Para la Gestión Integral de Residuos Sólidos. Bogotá: República de Colombia. Obtenido de https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/3874.pdf

Aprovechamiento de residuos orgánicos en la industrial piscícola en Colombia, para la producción de abono orgánico a partir de la trucha arcoíris.

Beatriz Elena Ortiz Gutierrez [1*], Jean Sebastián Cortés Mayorga [1], Cristian Alberto Méndez López [1], Héctor David Calderón [1].

1. Universidad de La Salle, Facultad de ingeniería, Programa de ingeniería ambiental y sanitaria.

* *Autor Corresponsal:* Programa de ingeniería ambiental y sanitaria, Universidad de La Salle, Carrera 2 No 10-70, Sede Candelaria, Bogotá Colombia. Email: beortiz@unisalle.edu.co.

Abstract.

Fish farms in their productive cycle generate an estimated loss of 10% to 20% of their annual stocking (dead fish) that represent organic matter that is not used in other types of by-products such as silage, protein substrates and oils, products that are Acquire directly from the fish waste obtained in the processing plants. The production of dead fish is the main problem of the sector, since they suppose a significant economic loss and effort made up to the moment of the loss. In addition, its subsequent management and disposal is difficult to solve because it is an animal by-product not intended for human consumption. In the case of Colombia, it is expected that production for the year 2032 will be 454,125 tons with an annual growth of 8.54%. According to this, it is necessary to implement tools such as vermicomposting, a tool that allows the generation of products derived from these residues and generate productive opportunities in the framework of a circular economy, in this way the objective of this project is to propose the technique as a tool of use of this waste, through the development of three phases of research that involves making the description of a production system and its technical characteristics, together with the application of the tool and its subsequent evaluation. In this way, results are obtained about the behavior of waste in a production system and the technical management that must be given to this type of waste has been identified.

Keywords: Fertilizer, Opportunity, Rainbow trout, Mortality.

Resumen.

Los cultivos piscícolas en su ciclo productivo generan un estimado de pérdidas del 10% al 20% de su siembra anual (peces muertos) que representan materia orgánica que no es utilizada en otro tipo de subproductos como ensilados, sustratos proteicos y aceites, productos que se adquieren directamente de los residuos de peces obtenidos en las

plantas de procesamiento. La producción de peces muertos es la principal problemática del sector, ya que suponen una pérdida importante económica y de esfuerzo realizado hasta el momento de la perdida. además, su posterior gestión y eliminación es de difícil solución por ser un subproducto animal no destinado a consumo humano. En el caso de Colombia se espera que la producción para el año 2032 sea de 454,125. tonelada con un crecimiento anual del 8,54%. De acuerdo con esto, es necesario implementar instrumentos de aprovechamiento como el Vermicompostaje, herramienta que permite generar productos derivados de estos residuos y generar oportunidades productivas en el marco de una economía circular, de esta manera el objetivo del presente proyecto es proponer la técnica como herramienta de aprovechamiento de estos residuos, mediante el desarrollo de tres fases de investigación que involucra hacer la descripción de un sistema de producción y sus características técnicas, junto con la aplicación de la herramienta y su posterior evaluación. De esta manera, se obtienen resultados acerca del comportamiento de los residuos en un sistema productivo y se ha identificado el manejo técnico que debe darse a este tipo de residuos.

Palabras Clave: Abono Orgánico, Oportunidad, Mortalidad, Trucha Arcoíris.

Introducción.

En un cultivo de truchas arcoíris en su ciclo productivo se obtienen pérdidas estimadas en un rango del 10% al 20% por causas naturales y técnicas, el manejo indebido del individuo, transporte entre tanques sin agua, lesiones provocadas por otros individuos, falta de oxígeno en los tanques y en su transporte (Woinarovich, 2001) representan las principales causas de pérdidas en la producción, relacionada con el aumento de los impactos ambientales principalmente los ocasionados al suelo, esto significa la principal problemática del sector, ya que suponen una pérdida importante económica y de esfuerzo realizado hasta el momento de la pérdida, además su posterior gestión y eliminación es de difícil solución por ser un subproducto animal no destinado a consumo humano. (Guía minimización de residuos de acuicultura,2008).

Generalidades.

De acuerdo con las cifras presentadas por la federación colombiana de acuicultores, en el sector se espera que para el año 2032 la producción sea de 454,125 toneladas con un crecimiento anual del 8,54% tal como se referencia en la TABLA 1, de esta manera el cultivo de trucha arcoíris representa el 7,59% de la producción nacional esto se puede evidencias en la TABLA 2, las cifras que se presentan a continuación son del 2015 y corresponden a información presentada en el plan de negocios de sectorial realizado por ministerio de agricultura, el ministerio de comercio, industria y comercio de Colombia, en conjunto con la federación colombiana de acuicultores (FEDEACUA).

Tabla 7. Producción nacional proyectada.

Año	2013	2020	2032
Producción nacional (Ton)	84 426	187 326	454 125
Importaciones (Ton)	71 314	222,469	196 543
Exportaciones Piscícolas (Ton)	3 934	12 205	31 203

Fuente: Plan de negocios Sectorial de la Piscicultura de Colombia, FEDEACUA

Tabla 8 Especies más cultivadas en Colombia.

Especie	Producción	%Participación.
Tilapia Roja	41 732	51 77
Tilapia plateada	10 913	13 54
Cachama	17 308	21 47
Trucha	6 121	7 59
Otras especies	4 535	5 63
Total	80 609	100 000

fuente: Plan de negocios Sectorial de la Piscicultura de Colombia, FEDEACUA

De acuerdo con este escenario el volumen de producción en el país se espera que tenga un crecimiento ascendente, sin embargo, esto provoca un volumen de residuos mayor y a su vez una oportunidad frente al manejo y aprovechamiento de estos.

La zona de estudio se estableció en un cultivo intensivo de truchas arcoíris, llamado Truchas Suralá, ubicado en el municipio de Macheta, departamento de Cundinamarca, allí el volumen de producción mensual es de 2 a 2,5 millones de alevinos de trucha arcoíris y en su planta de crecimiento y engorde tienen un volumen de producción de 15 toneladas mensuales, el motivo principal de realizarlo en esta locación es hacer la descripción de las condiciones ambientales y descripción del manejo de residuos directamente en una planta de producción, a continuación en la tabla 3 se presentan algunas generalidades climatológicas del sector.

Tabla 9. generalidades zona de estudio

Característica	Valor
Altura (m.s.n.m)	1850
Superficie (m2)	751
Temperatura media anual (°C)	17
Precipitación media (mm)	1086
Humedad (%)	74
Velocidad Promedio Viento (Km/h)	10

Fuente: El autor(es)

Materiales Y Métodos.

El proyecto se dividió en tres fases: En la primera fase se estableció las características generales del proceso productivo en un cultivo piscícola, obteniendo información cualitativa y cuantitativa de los procesos, instalaciones, materias primas, residuos generados y los aspectos principales que tienen las técnicas de disposición utilizada: Área requerida de disposición final, costos de disposición, tiempo e impactos ambientales. En la segunda fase, se establecieron características como diseño, materiales, condiciones y dimensiones para la aplicación del Vermicompostaje como herramienta de aprovechamiento de materia orgánica y se realizó una etapa experimental donde a partir de los residuos establecidos se inicie el proceso de Vermicompostaje, realizando una descripción cuantitativa de las condiciones establecidas para su monitoreo (Control de humedad, temperatura y pH). En la tercera fase se realizó una caracterización fisicoquímica al producto obtenido del proceso de compostaje, con los datos obtenidos de esta fase se realizó un análisis de resultados haciendo una comparación con abonos orgánicos de otra naturaleza, se valorizaron los costos de producción y la incidencia social del mecanismo de vermicompost implementado.

Resultados y Análisis de resultados.

En la primera fase se identificaron las características generales del proceso productivo en un cultivo piscícola, obteniendo información cualitativa y cuantitativa de los procesos, instalaciones, materias primas, residuos generados y los aspectos principales que tienen las técnicas de disposición utilizadas y se dividieron en dos ejes centrales:

- Datos generales del cultivo: Área del cultivo, condiciones meteorológicas, capacidad productiva del cultivo, Naturaleza del cultivo, Ubicación del cultivo, características de la especie cultivada, descripción del sistema de cultivo, etapas del sistema de cultivo, infraestructura del cultivo, materias primas utilizadas.

- Datos para descripción estado actual residuos: Mecanismos de disposición, Volumen de residuos generados, Tipo de residuos generados, costos de gestión de residuos, tiempo de gestión de residuos generados, áreas manejadas para la disposición de residuos, aspectos ambientales relacionados con manejo de residuos, problemas generados por manejo de residuos a nivel de cultivo, etapas de cultivo donde se presenta generación de residuos, frecuencia de generación.

En esta etapa se identificó que las etapas donde se genera la mayor generación de peces muertos es en los tanques secundarios, donde se realiza el proceso de engorde de individuos , sin embargo la perdida de producción varía de acuerdo a los meses y no presenta un comportamiento homogéneo; además se ha identificado que en el cultivo los principales mecanismos de disposición son el entierro y el manejo por terceros (Esto se considera de acuerdo a la cantidad de pérdidas del sistema); Las excretas son un residuo que se genera continuamente, sin embargo su manejo representa otro esfuerzo aun mayor para su manejo debido a su difícil extracción y manejo. Además

El comportamiento de los residuos producto de la actividad económica no son homogéneos, en lo que a producción de peces muertos se refiere, este varía de acuerdo

con los meses y épocas del año, se ha identificado que las técnicas de entierro que hacen dentro del cultivo, no lo hacen de manera periódica y que el destino de estos residuos no siempre se maneja de la misma manera.

En la fase dos del proyecto se realizó el proceso de pre-compostaje y compostaje en el siguiente prototipo realizado:

Ilustración 2 Diseño Sistema Piloto

Fuente: El autor(es)

En la tercera fase se realizó la Valoración técnica, social y económica del producto obtenido del sistema de aprovechamiento propuesto, para la evaluación técnica del proyecto se caracterizó el abono obtenido analizando los siguientes parámetros: pH, densidad, humedad, capacidad retención humedad, distribución granulométrica, perdidas por volatilización, contenido de cenizas, capacidad de intercambio catiónico, Nitrógeno total, Fosforo, Potasio, relación C/N, contenido de carbono oxidable y contenido de metales pesados como: Arsénico, Cadmio, Cromo, Mercurio, Níquel y Plomo. Se utilizarán los procedimientos establecidos en la NTC 5167, en esta norma técnica se establecen todos los procedimientos metodológicos para el análisis de cada uno de los parámetros.

Conclusiones.

La industria piscícola presenta inconvenientes con el manejo de residuos que se producen, esto debido a que por temas de bioseguridad y contaminación de cultivo se debe ser muy cauteloso al momento de realizar el correspondiente manejo de estos, sin embargo el comportamiento de generación de los residuos y su manejo tiene complicación debido a que al no ser homogéneo se deben implementar formas de manejo adecuadas de conservación que permitan iniciar el proceso de descomposición controlada para ser utilizada como elemento del sustrato, esto lo determinan diferentes factores, sin embargo

se ha determinado que las condiciones de almacenamiento tiene que ser acumulativa, esto debido a que la extracción de los peces no se realiza todos los días, factor que condiciona el volumen a implementar en el sistema de aprovechamiento, allí se incrementa el reto del manejo y control sobre este, ya que no en todos los casos y condiciones en las cuales se encuentra el residuo se puede realizar el aprovechamiento.

La dificultad que representa estabilizar los residuos radica en el hecho de que no todos son de fácil extracción para ser aprovechado por el mismo sistema de producción que se tiene implementado, para este caso en la industria piscícola escogida. De esta manera, al momento de utilizar el entierro o el manejo por terceros como mecanismos de manejo se presentan dos condiciones y situaciones impactantes ambiental y económicamente.

Referencias Y Bibliografía

Elek Woinarovich, E. (2001). Ministerio de Agricultura y Cría. Oficina Nacional de pesca Cartilla del piscicultor. Caracas, Venezuela. Fao library.

Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino ; secretaria general del mar de españa (2008). Guía minimización de residuos de acuicultura. AZTI- Tecnalia, España.

La gestión de sedimentos en los embalses de Colombia caso proyecto hidroeléctrico el quimbo

Diana Morales Rozo[1] y Víctor Leonardo López Jiménez[2]

[1] Ing. Ambiental y Sanitaria (Universidad de La Salle). Especialista en Gestión Energética y Ambiental (Universidad de La Salle). Semillero de investigación GRYCC
*Autor corresponsal: Bogotá, Cundinamarca. Colombia. Email: dmoralesrozo@gmail.com

[2]Meteorólogo, (Instituto Nacional de Meteorología – Madrid, España). Msc. Saneamiento y Desarrollo Ambiental (Universidad Javeriana). Docente Universidad de La Salle. Director Grupo investigación GRYCC
*Autor corresponsal: Bogotá, Cundinamarca. Colombia. Email: Autor corresponsal: Bogotá, Cundinamarca. Colombia. Email: vlopez@unisalle.edu.co

Resumen

El proyecto hidroeléctrico El Quimbo está localizado al sur del departamento del Huila en Colombia. El proyecto solicitó previa autorización del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (hoy, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), mediante licencia ambiental que fue otorgada a la empresa EMGESA S.A. E.S.P., con la Resolución 899 de 2009, posterior a la elaboración y presentación del Estudio de Impacto Ambiental (EIA). En el presente documento se identifica y analiza como uno de los principales impactos ambientales los asociados a la gestión de sedimentos en los embalses de Colombia tomando como referencia el proyecto hidroeléctrico “El Quimbo” ubicado en el departamento del Huila y que en la actualidad está siendo operado por la empresa EMGESA S.A. E.S.P.

Palabras clave: energía, desarrollo sostenible, gestión, sedimentos, licencia ambiental, proyecto hidroeléctrico, impacto ambiental

Abstract

Quimbo´s hydroelectric project is located south of Huila in Colombia. To implement the project, applied to the Ministry of Environment, and Sustainable Development the authorization for it´s development by an environmental license. This was awarded to the company EMGESA S.A. E.S.P., by Resolution 899/2009 after the preparation and submission of the Environmental Impact Study. However, throughout the growth of the world population, it is also the demand for access to electric power. This project is located in the department of Huila and is currently being operated by the company EMGESA S.A. E.S.P.

Keywords: energy, sustainable development, management, sediments, environmental license, hydroelectric project, environmental impact

Introducción

Colombia se ha caracterizado por tener un abastecimiento de energía generado principalmente con los recursos hidráulicos, con el objetivo de satisfacer la demanda de energía del país, la cual muestra una tendencia creciente (Ministerio de Minas y Energía, 2007). Según el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), la población en Colombia al año 2018 se estimó en 45.5 millones de habitantes de acuerdo con el Censo 2018. A pesar de que Colombia tiene una de las mejores matrices energéticas de la región, limpia y confiable, tiene una tarea importante para llevar energía a por lo menos 2,5 millones de personas que en la actualidad se encuentran en la oscuridad por no tener acceso directo al servicio de energía. (CORPOEMA, 2010).

La energía en Colombia proviene principalmente de plantas hidroeléctricas, y en segundo lugar los combustibles fósiles, cuyas reservas se están agotando rápidamente. El país tiene 28,1 megavatios de capacidad instalada en energía renovable (excluyendo a las centrales hidroeléctricas), consistente principalmente en energía eólica. Sin embargo, existen recursos energéticos sin explorar como por ejemplo la energía solar, mareomotriz, y centrales minihidráulicas, entre otras.

En ese sentido, se han venido desarrollando en el país diferentes proyectos hidroeléctricos, como el proyecto El Quimbo, localizado al sur del departamento del Huila. Para la ejecución de este proyecto, se solicitó ante el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (hoy, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), la autorización para su desarrollo, mediante el otorgamiento de una licencia ambiental, la cual fue concedida a la empresa EMGESA
S.A. E.S.P, mediante la Resolución 899 de 2009 posterior a la elaboración y presentación del correspondiente Estudio de Impacto Ambiental (EIA), teniendo en cuenta que este es el instrumento básico para la toma de decisiones sobre los proyectos, obras o actividades que requieren licencia ambiental de acuerdo a lo estipulado en el Decreto 1076 de 2015.

El desarrollo de este tipo de proyectos hidroeléctricos en sus diferentes etapas genera impactos ambientales, dentro de los cuales se puede mencionar el alcance que tiene el represamiento de las aguas y a su vez la variedad de cambios ambientales irreversibles en la naturaleza como por ejemplo, en la fauna, la flora, la calidad del agua, las costumbres socio-culturales. Pues se ha considerado en los últimos tiempos que los impactos generados por estos proyectos o sea los costos, ambientales y económicos son mucho mayores que los beneficios que trae al área donde se pretende desarrollar el proyecto y por tanto no se justifica la construcción y operación del mismo.

En relación con el componente ambiental, "*Los impactos ambientales asociados a la energía hidráulica están relacionados con el tamaño de las instalaciones y las obras necesarias para la construcción de las presas*" (Castells, Xavier, García, Jordi y Gaya,

Joan, 2012). Teniendo en cuenta lo anterior, la ejecución de estas actividades genera impactos ambientales que pueden afectar los medios físico, biótico y socioeconómico en el área de influencia directa del proyecto. Los impactos ambientales generados por este tipo de energía relacionados con la construcción de las presas y embalses afectan de forma irreversiblemente el medio ambiente, con un alto costo económico y social que implica la desviación del curso de ríos, la inundación de tierras cultivables, el desplazamiento de personas, la alteración de los ecosistemas circundantes, la interrupción de la migración de peces, la alteración de caudales del río y modificación del nivel de las capas freáticas, descomposición de la masa forestal inundada, entre otros impactos que desencadena la producción de gases (metano, sulfhídrico, etc.) y la acidificación del agua, con la consiguiente desaparición de peces, y con ellos, de los recursos para los habitantes de la zona, alteraciones de los microclimas por el gran volumen de agua almacenada (CORPOEMA, 2010).

La Unidad de Planeación Minero Energética (UPME), tiene como misión "*Planear de manera integral el desarrollo minero energético, apoyar la formulación de política pública y coordinar la información sectorial con los agentes y partes interesadas*"~~2...~~ Teniendo en cuenta esto, se realiza un estudio y/o revisión periódica y se determinan los requerimientos de energía, de los cuales la Comisión de Energía y Gas es la encargada de incorporarlos mediante mecanismo de subasta para garantizar que la expansión de la capacidad de generación eléctrica se haga oportunamente y con las mejores alternativas disponibles.

El mecanismo diseñado para garantizar la expansión del parque generador resultó ser el "Cargo por Confiabilidad", reglamentado por la Comisión de Regulación de Energía y Gas (CREG) mediante la Resolución 071 de 2006. Por medio de este esquema, se busca asegurar la confiabilidad en el suministro de energía eléctrica en Colombia en el largo plazo con la participación de los generadores actuales en el Mercado de Energía Mayorista (MEM), y los potenciales inversionistas. Teniendo en cuenta lo anterior la empresa EMGESA S.A. E.S.P., con el objetivo de ampliar su capacidad de generación se postuló para la ejecución del proyecto hidroeléctrico El Quimbo, un proyecto con capacidad de 400 MW, el cual complementando al embalse de Betania ubicado en el departamento del Huila, tienen por objeto suministrar el 8% de la energía necesaria para el país. Luego de ser aceptado el proyecto, EMGESA S.A. E.S.P. inició trámite para licenciamiento ambiental de éste.

Descripción general

El proyecto hidroeléctrico "El Quimbo", se localiza al sur del departamento del Huila y se encuentra en jurisdicción de los municipios de Gigante, Garzón, Altamira, El Agrado, Paicol y Tesalia, se ubica a 69 km de la ciudad de Neiva en sentido sur y a 1.300 m aguas arriba de la confluencia del río Paez con el río Magdalena. "El Quimbo" es una

importante obra de infraestructura que garantizará la confiabilidad del suministro de energía del país a futuro y la estabilidad de su sistema eléctrico. Junto con la Central Hidroeléctrica de Betania abastecerá el 8% de la demanda energética colombiana a partir del 2015.

Con una inversión estimada de 837 millones de dólares, "El Quimbo" ofrecerá una generación media de 2.216 GWh/año de energía firme hasta el año 2034. En el marco de este desarrollo, está contemplada la reposición de la infraestructura requerida en el área; esta incluye la construcción de vías sustitutivas, distritos de riego, reposición de redes eléctricas, de fibra óptica y estaciones hidrometeorológicas del IDEAM.

Con el propósito de fortalecer la infraestructura de la región, se proyectó la construcción de un viaducto que comunica a los municipios de Garzón y El Agrado, siendo éste el puente más largo del país con una longitud de 1,7 kilómetros, con lo que se facilitará la conexión entre el sur del país con los corredores La Plata-Popayán y la vía Cali-Buenaventura.

Dentro de las características técnicas del proyecto se tienen las siguientes:

- Tipo: unipropósito (generación de energía eléctrica)
- Cota: 720 m.s.n.m
- Longitud: 55 km
- Ancho máximo: 4 km
- Ancho promedio: 1.4 km
- Área de inundación propuesta: 8.250 ha
- Volumen total del embalse: 3.215 hm^3
- Generación media de energía: 2.216 GWh/año
- Caudal promedio anual en sitio de presa: 234 m^3/s
- Vida útil estimada del embalse: 50 años

Material y metodología

Partiendo del hecho que, el trabajo tiene como objetivo conceptualizar la temática de gestión de sedimentos en los embalses de Colombia en relación con el sector energético, se realizó una revisión documental del proyecto hidroeléctrico El Quimbo, los posibles impactos ambientales, considerando la problemática de los sedimentos generados en la operación de los embalses en Colombia. El caso expuesto en el presente artículo fue llevado a cabo mediante el método analítico.

Se entiende por sedimentación el proceso por el cual el material sólido, transportado por una corriente de agua, se deposita en el fondo de un río, embalse, canal artificial, o dispositivo construido especialmente para tal fin. A lo largo del eje longitudinal, los embalses reciben aportes de sedimentos de resultantes de la denundación de las cuencas, generando así acumulación y por otra parte, peligro en el suministro de agua en la operación del mismo. El análisis se adelantó teniendo en cuenta los Términos de Referencia establecidos por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (hoy, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), relacionados con la elaboración de

Estudio de Impacto Ambiental: Construcción y operación de centrales hidroeléctricas generadoras con capacidad instalada igual o superior a 100 MW y Construcción de presas, represas y embalses con capacidad mayor a 200 millones de metros cúbicos de agua (2006). De acuerdo con estos términos de referencia se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Calidad del agua: Se debe realizar una caracterización físico-química, bacteriológica e hidrobiológica del cuerpo hídrico, justificando su representatividad en cuanto a cobertura espacial y temporal, lo cual, permitirá el seguimiento del ecosistema hídrico durante la construcción y operación del proyecto.

- Hidrología: Recolección, análisis y revisión de los caudales medios para el análisis de potencia y energía, el estudio y determinación de las crecientes para diseño de las estructuras, los estimativos sobre el aporte de sedimentos al embalse y estudios preliminares de degradación aguas abajo de la presa.

- Geomorfología: Identificar mediante un estudio geomorfológico las principales fuentes de erosión y producción de sedimentos y considerar la posibilidad de deslizamientos hacia el embalse o que pudieran afectar las obras.

- Impactos ambientales identificados en el escenario con proyecto: Formular un plan operativo para el manejo de sedimentos en la estructura de presa de requerirse, teniendo en cuenta la minimización de impactos sobre la calidad del agua, aguas abajo del proyecto en caso de plantearse la evacuación controlada de sedimentos mediante estructura de descarga o definir si el manejo de los sedimentos atrapados en el embalse se realizará mediante procesos de dragado y disposición en botaderos, para lo cual se deberá presentar claramente el proceso y las medidas y acciones de manejo y disposición final del material atrapado en la estructura de presa.

Revisado el Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto Hidroeléctrico El Quimbo (desarrollado por la consultora INGETEC S.A.S.) el impacto "*Agradación de las colas del embalse y/o sedimentación del vaso"* se obtuvo como un impacto potencial de tipo "Muy Bajo", lo cual no es coherente con la magnitud del proyecto y no corresponde a la realidad, dado que en el Estudio ajustaron la metodología de evaluación de impactos ambientales sin tener en cuenta la magnitud del proyecto. El Método Arboleda fue desarrollado por la Unidad Planeación Recursos Naturales de la Empresa Pública de Medellín (EPM) en 1985, especialmente para proyectos hidroeléctricos. Ha sido aprobada por las autoridades ambientales colombianas y por entidades internacionales como el Banco Mundial y el BID. Este método es considerado de tipo directo. Esta metodología consta de un método mixto que permite la identificación y la evaluación de los impactos ambientales.

Desde nuestro análisis, en la ejecución de las actividades de operación, la posibilidad de ocurrencia de este impacto es muy probable debido al aporte de sedimentos al vaso y

cola del embalse. La magnitud relativa es media, ya que este aporte se presenta en cantidades moderadas en relación con los sedimentos que naturalmente transporta y deposita el río Magdalena (CORPOEMA, 2010). El nivel de vulnerabilidad es medio debido a la capacidad de asimilación y transporte que posee un río con el caudal del río Magdalena, y la duración es mediana ya que una vez finalizadas las intervenciones se suspende el aporte de sedimentos al vaso y cola del embalse. La incidencia no cuantificable corresponde a alta, ya que tiene efectos indirectos sobre la dinámica fluvial y directa sobre la calidad del agua. La metodología establece su evaluación en la calificación de los impactos ambientales en los siguientes parámetros: probabilidad de ocurrencia, magnitud relativa, nivel de vulnerabilidad, duración, incidencia no cuantificable y carácter del impacto mediante el uso de una escala de valores que determinan el grado o la intensidad de alteración con la implementación del proyecto.

Otros impactos ambientales significativos relacionados con el llenado del embalse tienen que ver con el aumento de la profundidad de la lámina de agua; habrá también una rápida reducción de la velocidad de flujo; sufrirán afectación el contenido de las masas de agua y los patrones de sedimentación del material transportado por el río con dirección aguas abajo, produciendo el deterioro y la desaparición de los actuales hábitats (cambio en los servicios ecosistémicos, afectación a la flora y la fauna del área del proyecto), se requiere reglamentar en el tema ambiental. La afectación del llenado y operación del embalse sobre el medio biótico se puede observar en:

- Pérdida de cobertura vegetal y ecosistemas
- Fragmentación de ecosistemas
- Profusión de macrófitas acuáticas
- Formación de nuevos hábitats acuáticos
- Afectación comunidades hidrobiológicas; destrucción de la subienda de especies reofílicas.
- Desplazamiento de fauna silvestre
- Afectación de comunidades hidrobiológicas, aguas abajo sitio de presa; reducción de la subienda de especies reofílicas
- Sedimentación

Con respecto a la operación del proyecto, los sedimentos ocasionan afectación directa en el Embalse, ocasionando pérdida de capacidad, riesgo la confiabilidad en la prestación del servicio de energía, obstaculización en la bocatoma, acumulación de sedimentos en conductos y desgaste de obras hidráulica, y por otro lado, en la Casa de Máquinas habría generación de erosión en las turbinas y en las compuertas, como también obstrucción del sistema de enfriamiento, entre otros.

Para solucionar la gestión integral de sedimentos en los embalses de Colombia, se requiere que la autoridad ambiental en el Decreto 1076 de 2015 (o en una normativa adicional que complemente este Decreto), los lineamientos de cumplimiento ambiental para los proyectos hidroeléctricos en relación con la hidrología de la corrientes de agua, con el fin de poder determinar la carga de suspensión de los sedimentos, así como también estudios de geomorfología específicos, también erosión en la cuenca aferente

para determinar la cantidad de sedimentos teniendo en cuenta el alcance del proyecto. Para esto, se debe tener en cuenta que no solamente está relacionado con el recurso hídrico y suelos, sino también con el diseño de embalses (entre ellas: el volumen de agradación esperado en la cola del embalse, el área de depósito y otras condiciones de hidráulica a ser consideradas).

Una de las alternativas, podría ser instalar estructura para elevar el nivel de la bocatoma para evitar la entrada de sedimento acorde con el perfil esquemático de un proyecto.

Resultados y discusión

Es importante tener en cuenta que en el marco normativo colombiano no hay una norma específica que trate el tema de la carga de sedimentos de los cuerpos de agua, en particular. No obstante, para la reglamentación de esta temática, es necesario iniciar con la formulación de una guía técnica o un protocolo que contenga lineamientos por parte de la autoridad ambiental del país, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, junto con la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales para la gestión integral de sedimentos en los embalses de Colombia, con la participación de un grupo interdisciplinar que tenga amplia experiencia en este campo de acción y teniendo como antecedentes proyectos que estén en operación (tales como El Quimbo, Hidrosogamoso, Hidroituango, Porce I y II, entre otros); posterior a esto, se expedirá una guía técnica nueva o unos términos de referencia detallados en la que se adopten parámetros, lineamientos y demás consideraciones pertinentes que permitan un uso eficiente del recurso hídrico sin generar inconvenientes en la capacidad de la matriz de generación. Hay que tener en cuenta, evitar al máximo los impactos ambientales adicionales ocasionados por la construcción de estos proyectos adicionales o de remplazo.

Esta guía técnica debiera considerar en su contenido:

- Información técnica del proyecto (tipo de embalse, cota, capacidad instalada, área del proyecto, altura de la presa, generación media de energía; características técnicas del dique, vertedero, obras de generación, equipos electromecánicos, entre otros temas).

- Caracterización del área de influencia (medios físico, biótico y socioeconómico) teniendo en cuenta que los temas claves a tratar son hidrología y geomorfología. Deberá tener los lineamientos a ser considerados a la hora de diseñar un proyecto hidroeléctrico, teniendo como objetivo central los sedimentos generados. Modelamiento de estos aspectos para predecir el riesgo de generación de sedimentos según la vida útil del embalse.

- Información relacionada con la evaluación de impactos ambientales y análisis de riesgos, específica para sedimentos.

- Formular un plan operativo para el manejo de sedimentos en la estructura de presa de requerirse, teniendo en cuenta la minimización de impactos sobre la calidad del agua, aguas abajo del proyecto (fichas de manejo). Presentar

medidas de manejo para la gestión de sedimentos en el embalse, qué hacer en caso de colmatación, cómo recuperarlos para mantener la vida útil del embalse.

La información a ser incluida en esta guía técnica, deberá incluir temas promoviendo la minimización, producción y movilización de sedimentos, y el otro a nivel de la propia obra hidráulica, maximizando el control sobre el paso de los sedimentos por el vaso de embalse. La guía técnica deberá incluir datos sobre otros proyectos a nivel internacional, con el fin de estandarizar información de carácter técnico.

El alcance de esta guía técnica debe cubrir a todas empresas y/o los contratistas que quieran ejecutar un proyecto hidroeléctrico y deberá ser cumplido antes de solicitar el otorgamiento de la licencia ambiental a la autoridad ambiental competente.

Conclusiones

Colombia se ha caracterizado por poseer un sistema de autoabastecimiento de energía, por lo cual es muy importante el adecuado manejo y cuidado del recurso, asociado al represamiento del mismo en diferentes cuencas; sin dejar a un lado su aporte para la seguridad energética del país.

Con base en los impactos obtenidos y las alternativas de reglamentación, el desarrollo de embalses de generación eléctrica en el país, relacionado con las condiciones climáticas generadas por el “Fenómeno del Niño”; tiene fuertes repercusiones a nivel socioeconómico y ambiental, ya que se disminuye notoriamente la disponibilidad del recurso hídrico, generan un déficit en la oferta para poder satisfacer los diferentes usos del agua para la población, incluida la disminución de los niveles de embalse para la generación de energía eléctrica.

Es claro que se requiere energía para el desarrollo del país y contribuir con la demanda energética de países vecinos, pero su desarrollo debe ser coherente con los derechos fundamentales y colectivos de las comunidades y del medio ambiente. Lo anterior, relacionado con la sustentabilidad ecoambiental entendiéndose como la relación con la naturaleza y el ambiente construido y/o modificado por la intervención humana.

Al Gobierno Colombiano, a la hora de exponer este tema no solamente se debe presentar las afectaciones directas e indirectas al ambiente, sino también la problemática que ocasionan los sedimentos en un proyecto a gran escala, lo cual genera problemas tanto en la generación de energía hidráulica como en la transmisión de energía.

Referencias bibliográficas

Análisis de los impactos ambientales en el componente abiótico generados en la etapa preliminar del proyecto hidroeléctrico El Quimbo. Tesis de posgrado de Mónica Jiménez y Diana Morales Rozo de la especialización en Gestión Energética y Ambiental (Universidad de La Salle), 2015

Castells, Xavier, García, Jordi y Gaya, Joan (2012). Impactos ambientales y energía: tratamiento y valoración energética de residuos. Ediciones Díaz de Santos. Recuperado de: http://books.google.es/books?id=UbYwKUYrmMkC&pg=PA1017&dq=Hidroel%C3%A9ctrica+impactos&hl=es&s a=X&ei=0P1YU7imGuzhsATrxILoBQ&ved=0CGgQ6AEwCTgU#v=onepage&q=Hidroel%C3%A9ctrica%20impa ctos&f=false

Emgesa. Estudio de Impacto Ambiental del proyecto hidroeléctrico El Quimbo. Ingetec S.A. 2008. Recuperado de: http://www.proyectoelquimboemgesa.com.co/site/Default.aspx?tabid=75

Emgesa. Datos técnicos del proyecto. Recuperado de: http://www.proyectoelquimboemgesa.com.co/site/Default.aspx?tabid=72

Importancia y barreras de la gestión de sedimentos en embalses en Colombia. ACOLGEN, 2016.

Informe de Gestión 2012. Unidadde Planeación Minero Energética (UPME).Recuperadode:http://www1.upme.gov.co/sites/default/files/article/386/files/GESTION_2012_FINAL.pdf

Julio Montes Ponce de León (2001). Medio ambiente y desarrollo sostenido. Recuperado de:http://books.google.es/books?id=wbig4qCRQZAC&dq=Hidroel%C3%A9ctrica+impactos&hl=es&source=gbs_n avlinks_s

Plaza y Valdes (1995). Energía y medio ambiente: una perspectiva económico y social, p.237. Recuperado de: http://books.google.es/books?id=7dRBFRy7IakC&dq=Hidroel%C3%A9ctrica+impactos&hl=es&source=gbs_navlin ks_

Términos de Referencia. Sector energía. Estudio de Impacto Ambiental. Construcción y operación de centrales hidroeléctricas generadoras. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2006. Recuperado de: http://www.anla.gov.co/contenido/contenido.aspx?catID=144&conID=7915

Palacios, Ricardo. “Inventario documentado de represas en Colombia”. Tesis. Universidad Militar Nueva Granada. 2013.

UPME, “Portafolio de proyectos de generación de energía”. Ministerio de Colombia Minas y Energía. 2007.

UPME, Versión Preliminar Plan de Expansión de Referencia Generación – Transmisión 2014 – 2028. Agosto, 2013. UPME, Plan de expansión de referencia generación – transmisión. 2013-2027.

Pulpa de café como alternativa sostenible para la remoción de plomo en aguas sintéticas

Dora Luz Gómez Aguilar[1*], Jhon Fredy Betancur Perez[2], Juan Pablo Rodríguez Miranda[3]

[1]Departamento de Química, Universidad Pedagógica Nacional-Sede Bogotá

[2]Universidad de Manizales

[3]Universidad Distrital Francisco José de Caldas-Sede Bogotá

**Autor corresponsal:* Departamento de Química, Universidad Pedagógica Nacional-Sede Bogotá, Calle 72 N. 11-86- Colombia, Bogotá. Email: dgomez@pedagogica.edu.co

Abstract

Introduction: Coffee pulp is considered one of the agricultural residues with most environmental offer in Manizales (Colombia). It is currently used for vermiculture, as organic fertilizer, feed supplement for animals and mushrooms grow (Pleurotus ostreotus). **Objective**: To use coffee pulp as a bio-adsorbent to remove lead from an abiotic medium specifically in synthetic waters and thus, reach the goal 3.9 set in the objective 3 Health and Wellbeing, and goal 6.9 of the Objective 6 Clean Water and Sanitation set in the Objectives of Sustainable Development 2030. **Materials and methods**: A bromatological analysis of the coffee pulp was carried out, a detection of characteristic functional groups was made by using infrared spectrophotometry and the lignocellulosic content was quantified, the optimum pH, the kinetics and isotherm of adsorption and the percentage of removal of lead in synthetic waters were determined. **Results**: After the experimental work, it was found that the percentage of cellulose in the coffee pulp was 29.12 ± 0.22 and the percentage of lignin was 19.25% ± 0.16. The optimum pH was 2.0, with a kinetic model that was adjusted to the pseudo second order of Ho and Mackey and an isotherm of the Langmuir linearized model. The removal was 86.45%, with a maximum adsorption capacity of 24.10 mg / g obtained with a particle size of 0.18 mm and contact time of 105 minutes at 100 RPM. **Conclusions**: Coffee pulp can be used as a sustainable alternative for the removal of lead in synthetic and real waters.

KeyWords: bioadsorption, coffee pulp, lead.

Resumen

Introducción: En Manizales (Colombia) la pulpa de café es considerada uno de los residuos agrícolas con gran oferta ambiental en esta zona del país, actualmente es

utilizada para lombricultura, abono orgánico, suplemento de alimento para animales y cultivo de hongos comestibles (*Pleurotus ostreatus*). **Objetivo:** Emplear la pulpa de café como un bioadsorbente para remover plomo de un medio abiótico específicamente en aguas sintéticas y de esta forma cumplir con la meta 3.9 del Objetivo 3 Salud y Bienestar y la meta 6.9 del Objetivo 6 Agua Limpia y Saneamiento de los Objetivos del Desarrollo Sostenible 2030. **Materiales y métodos:** se realizó un análisis bromatológico de la pulpa de café, y la detección de grupos funcionales característicos por espectrofotometría infrarroja, se cuantificó el contenido lignocelulósico, se determinó el pH óptimo, la cinética e isoterma de adsorción y el porcentaje de remoción de plomo en aguas sintéticas. **Resultados:** El porcentaje de celulosa fue 29.12 ± 0.22 y lignina 19.25 % ± 0.16 en la pulpa de café. El pH óptimo fue de 2.0, con un modelo cinético que se ajustó al de pseudo segundo orden de Ho y Mackey y una isoterma del modelo linealizado de Langmuir. La remoción fue del 86.45 %, con una capacidad de máxima adsorción de 24.10 mg/g obtenida con un tamaño de partícula de 0,18 mm, tiempo de contacto de 105 minutos a 100 RPM. **Conclusiones:** La pulpa de café puede ser utilizada como una alternativa sostenible para la remoción de plomo en aguas sintéticas y reales.

Palabras clave: bioadsorción, plomo, pulpa de café**.**

Introducción

Actualmente los metales pesados son considerados como contaminantes ambientales prioritarios y se convierten en uno de los problemas ambientales más graves que se deben minimizar, para proteger a los seres humanos y al ambiente (Fu y Wang, 2011). La preocupación por reducir la carga contaminante generada por estas sustancias en aguas, suelo y aire es alta, puesto que, estos no son biodegradables, se tienden a bioacumular y a biomagnificar en animales y plantas, son de alta toxicidad en las células y en los seres humanos pueden ser cancerígenos, mutagénicos y teratogénicos. Debido a lo anterior, estos contaminantes se emplean como uno de los indicadores de las dimensiones del desarrollo sostenible “Salud Ambiental” dentro de los Indicadores de Desempeño Ambiental (EPI) que mide la sostenibilidad de los países establecidos por la Universidad de Yale.

El plomo, es el único metal pesado que aparece en la EPI sus registros se basan en estudios epidemiológicos mundiales de la GBD Evaluación de Salud del Estudio de la Carga Global de la Enfermedad. El plomo es considerado “una de las amenazas de salud ambiental más importantes para los niños y las mujeres embarazadas” (Wendling *et al.,* 2018) La OMS estimó en 2012 que esta sustancia era responsable de causar retraso mental leve a moderado de 0,6 millones de niños por año (Landrigan *et al*., 2017, p. 17, citado en Wendling *et al.,* 2018). Este metal, es particularmente peligroso para los niños porque pueden absorber de cuatro a cinco veces más este contaminante que los adultos, y sus cerebros y sistemas nerviosos son más sensibles a los efectos dañinos de este

contaminante (Meyer *et al.,* 2008, citado en Wendling *et al.,* 2018). Durante el embarazo, el plomo almacenado en el hueso materno puede movilizarse hacia el torrente sanguíneo, y éste, puede transferirse de madre a hijo; además, los niveles altos de este metal pueden causar abortos espontáneos, partos prematuros y malformaciones fetales (Organización Mundial de la Salud, 2017b, citado en Wendling *et al.,* 2018).

El plomo en los huesos puede durar hasta 20 años, interfiere en la función del calcio, la síntesis de la hemoglobina y provoca daño neurológico; en el sistema nervioso central tiene efectos de parestesia, dolor y debilidad muscular, afecta riñones con oliguria y albuminuria (Londoño *et al.*, 2016); la enfermedad que produce se conoce como Saturnismo, puede ocasionar "encefalopatía, insuficiencia renal y síntomas gastrointestinales. La toxicidad crónica es la más frecuente y se manifiesta con compromiso multisistémico: hematopoyético, del sistema nervioso, gastrointestinal, riñón y sistema reproductor." (Valdivia, 2005, p.25)

Según Moreno y Granada (2012) el plomo es utilizado en varias actividades industriales entre las cuales se mencionan las siguientes: elaboración de baterías de automóviles, aditivos en la gasolina, actividades mineras, revestimiento de cables, producción de tuberías y cisternas, fabricación de pigmentos para pinturas y barnices, fabricación de cristales, esmaltado de cerámicas, soldadura de latas, cosméticos, juguetes, antisépticos, incineración de residuos que contienen plomo.

Debido a las aplicaciones y usos del plomo mencionados anteriormente, dentro de los reportes registrados en el año 2006 se generaron descargas en el aire $332*10^6$ Kg, suelo $796*10^6$ Kg y agua $138*10^6$ Kg (Domènech y Peral, 2006; Díaz de Alba, 2013); según estos autores el plomo ocupa el cuarto lugar de emisiones traza en el suelo y en el agua.

Cabe destacar que la OMS, cataloga a este metal, como uno de los 13 metales pesados de importancia para la salud humana y ambiental al igual que arsénico, cadmio, cobalto, cromo, cobre, mercurio, manganeso, níquel, estaño y titanio (Organización Mundial de la Salud, 2011, citado en Londoño *et al.*, 2016).

"La producción global de plomo, las prohibiciones sobre el uso de plomo en la gasolina, pintura, plomería y soldadura han producido reducciones sustanciales en la exposición al plomo. En 2002, el plomo se utilizó en combustibles en 82 países, mientras que solo tres países continúan usando combustibles con plomo en la actualidad (Organización Mundial de la Salud, 2017c citado en Wendling *et al.,* 2018).

La problemática ambiental producida por plomo se presentó en Flint, Michigan (Estados Unidos) en el 2016 debido a que el agua potable presento concentraciones de 13 mg/L, por el uso de tuberías de plomo en las redes de suministro, sobre pasando así los 5 mg/L permitidos por la EPA.

Por lo tanto, entre los métodos convencionales que se emplean para la remoción de metales pesados se encuentran: precipitación química, coagulación-floculación y adsorción; mientras que, los de tratamiento terciario son: filtración por membrana

(microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, electrodiálisis), intercambio iónico, electrocoagulación y fotocatálisis. Las desventajas que presentan estos métodos son la presencia de altos volúmenes de lodos contaminados por metales pesados y el alto costo del Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales (STAR) debido a su implementación y a su mantenimiento.

Por esta razón, en esta investigación se planteó la posibilidad de emplear una tecnología limpia mediante el uso de residuos lignocelulósicos como fue la pulpa de café (PC) variedad caturra proveniente de fincas cafeteras del municipio de Manizales – Caldas (Colombia), el cual se empleó como un residuo agrícola AWPs (agricultural waste products) para mitigar el impacto generado por el plomo presente en (ARI). A su vez, es importante resaltar que, esta investigación aporta a los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) 2030 específicamente con la meta 3.9 del Objetivo 3 Salud y Bienestar y la meta 6.9 del Objetivo 6 Agua Limpia y Saneamiento.

Con base en lo anterior, la presente investigación se desarrolló en dos etapas: la primera consistió en realizar un análisis bromatológico, cuantificación de lignina y celulosa y el análisis de grupos funcionales por espectrofotometría IR y en la segunda etapa, se identificó el pH óptimo, cinéticas de adsorción, isotermas y mecanismo de adsorción y capacidad de máxima adsorción con un tiempo de contacto, agitación y tamaño de partícula específico para la pulpa de café.

Material y método

1. *Material adsorbente de residuos agrícola (pulpa de café)*

La pulpa de café (variedad caturra) fue recolectada en la finca cafetera el bosque Vereda Maracas municipio de Manizales (Colombia). Se tomaron 2 kg de muestra fresca, las cuales fueron secadas a temperatura de 60 °C en una estufa Binder hasta obtener una masa constante. Posteriormente, se procedió a la etapa del triturado mediante el uso de un molino marca Thomas-Wiley obteniendo un tamaño de partícula de 0.18 mm.

2. *Análisis bromatológico, contenido lignocelulósico y espectro IR*

El análisis bromatológico consistió en analizar la humedad, cenizas, fibra cruda, proteína total, extracto etéreo bruto y carbohidratos, por las técnicas analíticas reportadas en el AOAC (Association of Official Analytical Chemistry), mientras que para el contenido lignocelulósico se emplearon técnicas ANSI (American National Standards Institute) / ASTM. (American Society for Testing and Materials).

Para el análisis IR se empleó el espectrofotómetro IR AFFINITY-1S marca Shimadzu con la técnica de Reflejo Total Atenuado ATR (Attenuated Total Reflection (ATR).

3. *Determinación de plomo*

La determinación de la concentración de Pb (II) en las soluciones filtradas se realizó utilizando como referencia el método 3111 B de métodos normalizados (espectrofotometría de absorción atómica, método directo de llama de aire-acetileno) con un equipo VARIAN AA 140. El patrón que se empleo fue $Pb(NO_3)_2$ R.A.

4. *Efecto del pH en la adsorción*

Se prepararon soluciones sintéticas de Pb (II) de un volumen de 25 mL, con 0.5 g de pulpa de café a los cuales se les ajustó el pH a 1, 2, 3, 4 con HNO_3 1M, no se emplearon pH superiores dado que al alcalinizar el Pb precipitaba como $Pb(OH)_2$. Estas soluciones, se agitaron durante 105 minutos a 100 RPM. Luego se filtraron, determinándose su concentración final y así poder determinar el porcentaje de remoción más alto con respecto al pH.

5. *Cinética de adsorción*

Se prepararon soluciones sintéticas de 25 mL de Pb (II) a una concentración de 100 mg/L, se ajustaron a pH 2.0, masa de 0.5 g de muestra, agitación de 100 RPM y se dejaron en diferentes tiempos de contacto (5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105 y 120 minutos).

6. *Isoterma de adsorción*

Se prepararon soluciones sintéticas de 25 mL de Pb (II) a diferentes concentraciones (20, 50, 100, 150, 250 y 500 mg/L), se ajustaron a pH 2.0, masa de 0.5 g de muestra, con una agitación de 100 RPM y se dejaron a un tiempo de contacto de 105 minutos.

7. *Determinación de punto de carga cero (pH_{PCC}) y grupos funcionales de la superficie de la pulpa de café.*

Se empleó el método de titulación de masas reportado por Rodríguez, *et al.* (2010) y el método de Boehm propuesto por Boehm, citado en Segovia *et al* (2018).

Resultados y discusión

A continuación, en la tabla 1 se presentan los resultados obtenidos del análisis bromatológico, celulosa y lignina presente en la pulpa de café variedad caturra.

Tabla 1. Datos de análisis bromatológico, celulosa y lignina en PC

PARÁMETROS	DATOS DE 3 RÉPLICAS Fuente: Autora			MÉTODO UTILIZADO
	$\bar{X}$	±S	% CV	
%Humedad	12.40	0.00	0.00	AOAC 7.003/84, 930.15/90 Adaptado (Bernal, 1998, p 47)
%Ceniza	10.43	0.18	1.72	AOAC 7.009/84, 942.05/90 Adaptado (Bernal, 1998, p 47)
%Grasas y	1.85	0.08	4.38	AOAC 7.060/84, 920.39/90 Adaptado

aceites				(Bernal, 1998, p 48)
%Proteína	10.53	0.64	6.10	Método Kjeldahl –Gunning- Arnold Adaptado-Griffin-1995 (Bernal, 1998, p 51)
%Fibra Cruda	16.29	0.50	3.06	AOAC 7.066/84, 962.09/90 Adaptado (Bernal, 1998, p 48)
%Carbohidratos	48.50	0.00	0.00	Diferencia de parámetros (humedad, ceniza, fibra cruda, extracto etéreo y proteína total)
%Lignina	19.25	0.16	0.81	ANSI/ASTM D1106-56 (ASTM International, 2001)
% Celulosa	29.93	0.21	0.71	ANSI/ASTM D1103-60 (ASTM * International, 1960

1. *Espectro IR*

A nivel de la interpretación del espectro Infrarrojo IR figura 1, se puede concluir que se presentan bandas confirmatorias para los grupos funcionales presentes en las moléculas de celulosa y lignina en la pulpa de café (PC).

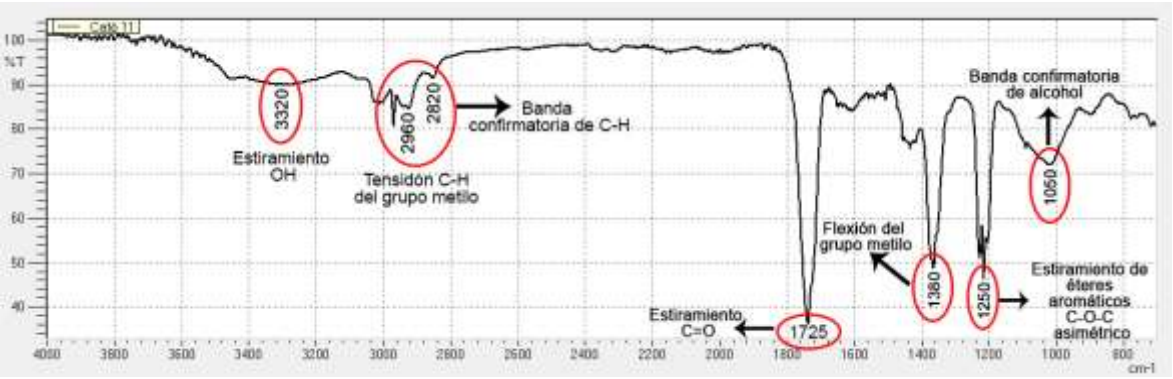


Figura 21. Espectro IR PC

2. *Determinación de pH óptimo*

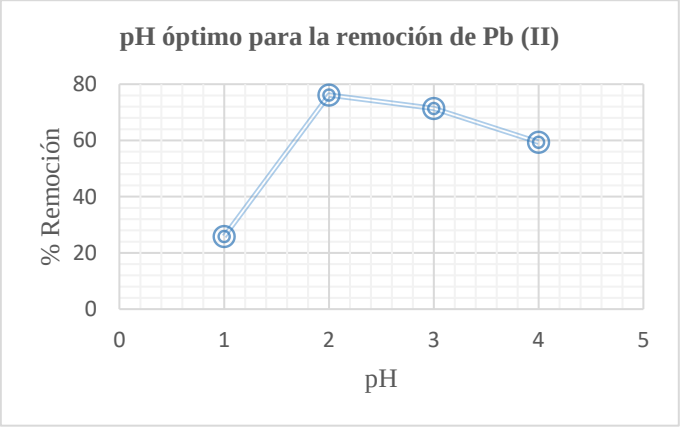


Figura 22 pH óptimo para la remoción de Pb (II) con PC

3. *Cinética e Isoterma de adsorción*

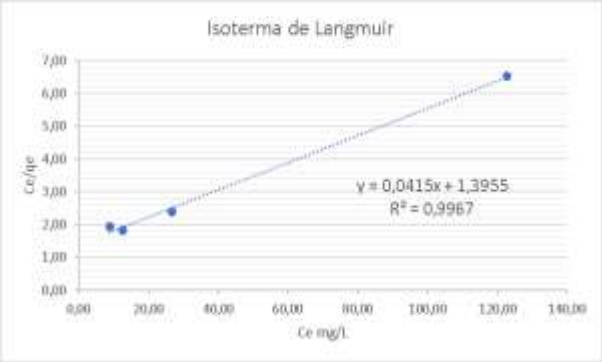


Figura 3. Cinética de adsorción para Pb con PC

Figura 4. Isoterma de adsorción para Pb con PC

4. *Determinación de pH_{PCC} , sitios activos y mecanismos de adsorción de la superficie de la PC con el Pb (II)*

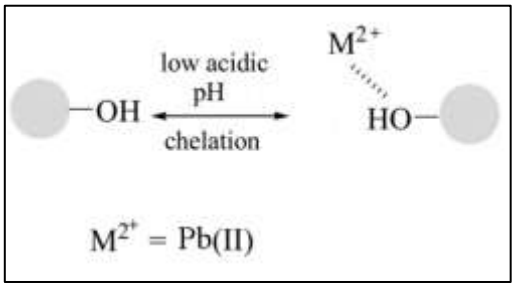


Figura 5. Mecanismo de adsorción para la remoción de Pb en PC. Tomado y adaptado de: Sutirman, Sanagi, Abd, Wan y Jume (2018).

Conclusiones

1. La pulpa de café variedad caturra de Manizales (Colombia) presenta un porcentaje de proteína de 10.53, por este valor es utilizado para lombricultura, abono orgánico, suplemento de alimento para animales y cultivo de hongos comestibles.
2. Se cuantifico el contenido lignocelulósico de la pulpa de café, siendo el porcentaje de celulosa de 29.12 y de lignina 19.25. Además, se identificaron grupos funcionales específicos presentes en la pulpa de café empleando el espectro IR indicando que estos grupos, son característicos de lignina y celulosa.
3. A nivel de los parámetros de adsorción se obtuvo que el pH óptimo para la remoción de Pb con pulpa de café fue de 2.0 unidades de pH, el modelo cinético de adsorción que más se ajusto fue el de pseudo segundo orden de Ho Mackey con una isoterma del modelo linealizado de Langmuir.
4. La remoción de Pb con la pulpa de café fue del 86.45 %, con una capacidad de máxima adsorción de 24.10 mg/g obtenida empleando un tamaño de partícula de 0,18 mm, tiempo de contacto de 105 minutos a 100 RPM en aguas sintéticas.
5. El mecanismo de adsorción que más se ajusta a la interpretación de la remoción de Pb (II) con la superficie de la pulpa de café, es por quelación donde los iones Pb (II) son atraídos por el par electrónico del átomo de oxígeno (Ligando) presente en los grupos hidroxilos de las moléculas de lignina y celulosa.
6. La pulpa de café puede ser utilizada como una alternativa sostenible para la remoción de plomo en aguas sintéticas y reales, con esto se contribuiría a alcanzar la meta 3.9 del Objetivo 3 Salud y Bienestar y la meta 6.9 del Objetivo 6 Agua Limpia y Saneamiento de los ODS 2030.

Referencias bibliográficas

Bernal, I. (1998). *Análisis de alimentos*. (Academia Colombiana de Ciencias Exacta físicas y Naturales, Ed.) (2nd ed.). Bogotá, Colombia

Díaz de Alba, M. I. (2013). *Avances en el control de la contaminación por metales: nuevas metodologías de análisis y especiación metálica en sistemas acuáticos*. Estudios en la Bahía de Algeciras. Universidad de Cádiz

Doménech, X y Peral, J. (2006) *Química ambiental de sistemas terrestres*. Editorial Reverté, S.A.

Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, **92**, 407–418. Doi: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011

Londoño F., L. F., Londoño M., P. T., y Muñoz, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el sector Agropecuario y Agroindustrial*, **14**(2), 145–153. Doi: https://doi.org/10.18684/BSAA(14)145-153

Moreno, A., y Granada, J. (2012). Intoxicación por plomo: diagnóstico diferencial de dolor abdominal crónico. Reporte de caso y revisión de tema. *Univ. Médica Bogotá (Colombia)*, **53**(2), 199–207. Recuperado el 04 de febrero de 2019 de: http://www.redalyc.org/resumen.oa?id=231024382008

Rodríguez, P., Giraldo, L., y Moreno J. C. (2010). Adsorción simple y competitiva de níquel y cadmio sobre carbón activado granular: efecto del pH. *Afinidad*, **LXVII**(550), 449–454.

Segovia, S. J., Ocampo, R., Berber, M. S., Leyva, R., Jacobo, A., y Medellín, N. A. (2018). Walnut shell treated with citric acid and its application as biosorbent in the removal of Zn(II). *Journal of Water Process Engineering*, **25**(March), 45–53. Doi: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.06.007

Sutirman, Z. A., Sanagi, M. M., Abd, K., Wan, W., & Jume, B. (2018). Equilibrium, Kinetic and Mechanism Studies of Cu (II) and Cd(II) Ions Adsorption by Modified Chitosan Beads. *International Journal of Biological Macromolecules*, **116**, 255–263. Doi: https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.05.031

Valdivia, M. M. (2005). Intoxicación por plomo. *Rev. Soc. Per. Med. Inter*, **18**(1), 22–27

Wendling, Z. A., Emerson, J. W., Esty, D. C., Levy, M. A., de Sherbinin, A., *et al*. (2018). Report 2018-EPI for heavy metals. Recuperado el 04 de febrero de 2019 de: https://epi.envirocenter.yale.edu/2018-epi-report/heavy-metals

Modelos regionales para la estimación de caudales medios anuales en la Amazonia y la Orinoquia Colombiana

Erlendy Bernal Cañon[1], Edgar Leonardo Villarreal González[1*]

[1]Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá
**Autor corresponsal:* Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia, Av. Carrera 30 # 45-03 Laboratorio de Hidráulica – Bogotá D.C. Código Postal: 111321. Colombia. Email: elvillarealg@unal.edu.co

Abstract
Regional models are proposed for the estimation of mean annual flows in the Colombian Amazon and Orinoquia regionms, which consider the morphometric and climatological characteristics of the basin. These models were obtained by means of multiple linear regressions, using streamflow information of hydrological stations (limnigraphic and limnimetric) operated by the IDEAM. For the analysis, 37 stations were selected and the physical characteristics of each of their basins were obtained. The climatological information was obtained from thematic maps. The proposed models represent a contribution to hydrology in non-instrumented basins.

KeyWords: Linear regression models, Amazonia, Orinoquia, mean annual streamflow, regionalization.

Resumen
Se proponen modelos regionales para la estimación de caudales medios anuales en la Amazonia y la Orinoquia colombiana, los cuales consideran características morfométricas y climatológicas de la cuenca. Estos modelos se obtuvieron por medio de regresiones lineales múltiples, utilizando la información de caudales de estaciones hidrológicas (limnigráficas y limnimétricas) operadas por el IDEAM en la zona de estudio. Para el análisis se seleccionaron 37 estaciones y se obtuvieron las características de cada una de sus cuencas. La información climatológica se obtuvo de mapas temáticos. Los modelos propuestos representan un aporte a la hidrología en cuencas no instrumentadas.

Palabras clave: Modelos de regresión lineal, Amazonia, Orinoquia, caudal medio anual, regionalización.

Introducción

Colombia es reconocida por su abundante oferta hídrica, pues cuenta con un rendimiento hídrico promedio de 56 l/s-km^2; el cual se encuentra por encima del promedio mundial (10

l/s-km^2) y el latinoamericano (21 l/s-km^2), con lo que se alcanza una escorrentía superficial de 1764 mm, equivalente a un volumen anual de 2012 km^3 (IDEAM, 2014).

Hidrológicamente, Colombia está dividida en cinco regiones hidrográficas, a saber: Magdalena – Cauca, Caribe, Orinoco, Amazonas y Pacifico. En la tabla 1 se presentan los valores de área, caudal medio anual, y rendimiento hídrico, la oferta total y el porcentaje de la oferta, por cada región hidrográfica (IDEAM, 2014).

Tabla 1. Distribución de la oferta hídrica y caudales por áreas hidrográficas en Colombia

Área hidrográfica	Área (km^2)	Caudal medio anual (m^3/s)	Rendimiento (l/s/km^2)	Oferta total (Mm^3)	% de la oferta
Amazonas	342,010	23,626	69.1	745,070	37.0
Orinoco	347,228	16,789	48.4	529,469	26.3
Pacífico	77,309	8,980	116.2	283,201	14.1
Magdalena - Cauca	271,132	8,595	31.7	271,049	13.5
Caribe	102,868	5,799	56.4	182,865	9.1
Total	1,140,547	63,789	321.8	2,011,654	100

Fuente: Estudio Nacional del Agua (IDEAM, 2014)

Como se puede apreciar, la Amazonia y la Orinoquia colombiana presentan los caudales medios anuales más altos del país; en conjunto estas dos regiones representan más del 60% de la oferta hídrica del territorio nacional. Sin embargo, a pesar de la importancia hídrica de las mismas, son las que presentan menor densidad de estaciones hidroclimatológicas en todo el país, lo que representa una limitante a la hora de realizar estudios relacionados con el recurso hídrico.

A nivel internacional se han realizado diversos estudios y se han planteado modelos matemáticos para estimar caudales en cuencas de ríos que no se encuentran instrumentados, como por ejemplo las investigaciones realizadas por Voguel et. al. (1999) y Dingman, S. L. and Palaia, K. J. (1999). Con el desarrollo de estos modelos se busca establecer relaciones entre los caudales y las características morfométricas de las cuencas, y otras propiedades tales como los tipos de suelo, las coberturas, la climatología, etc. Como un aporte a la problemática de información escasa en la Amazonia y la Orinoquia colombiana, en este artículo se reportan los resultados de un trabajo de investigación que se llevó a cabo con el fin de desarrollar modelos de regresión lineal regionales, mediante los cuales sea posible estimar caudales medios anuales en cuencas no instrumentadas, en función de la morfometría de las cuencas y de la climatología regional.

Para un número seleccionado de cuencas se determinaron correlaciones entre el caudal

medio anual y parámetros hidrológicos, físicos y climatológicos. Para sitios no instrumentados, estos parámetros son relativamente fáciles de obtener, y mediante la aplicación de los modelos se pueden obtener estimaciones confiables del caudal medio anual. Los análisis estadísticos llevados a cabo tuvieron como objetivos específicos el maximizar los valores resultantes del coeficiente de determinación (R^2), y minimizar los valores resultantes del error estándar.

Materiales y métodos

En la zona de estudio se encuentra un total de 319 estaciones (Figura 1) operadas por el IDEAM, de las cuales 112 son limnigráficas y 207 limnimétricas. De este número de estaciones se pudieron obtener los registros históricos de caudales medios diarios de 205 estaciones (88 limnigráficas y 117 limnimétricas). La información recolectada se procesó de acuerdo con los siguientes criterios: un año se consideró con información completa si tenía como mínimo el 90% (11 de 12 meses) de la información total; así mismo, se seleccionaron las estaciones que tuvieran mínimo 15 años de registros completos, y que además tuvieran una elevación máxima de 300 msnm.

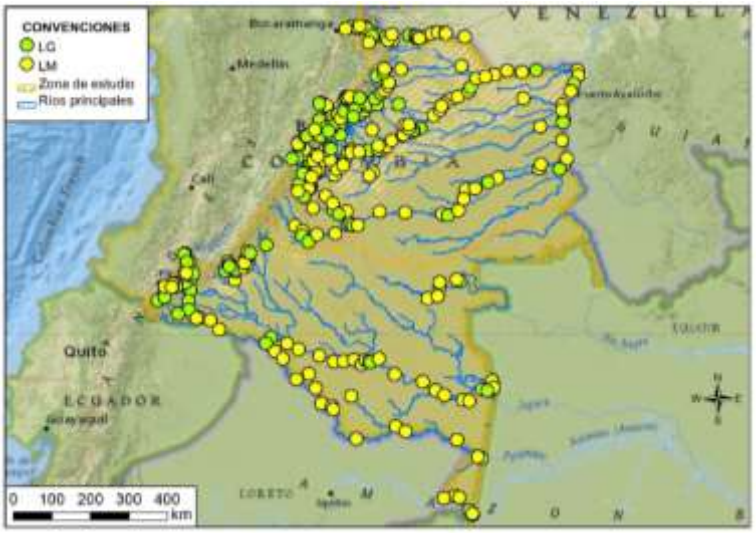


Figura 1. Estaciones limnigráficas y limnimétricas en la zona de estudio
Fuente: Elaboración propia.

De las 205 estaciones, 190 cumplieron con el criterio del 90% del total de datos al año, 108 cumplieron con el criterio de mínimo 15 años de información diaria y 40 estaciones cumplieron con el criterio de elevación máxima de 300 msnm. De esta forma, se descartaron las estaciones del piedemonte, las cuales no se consideraron en el presente análisis, pues estas tienen unas características hidroclimatológicas especiales que han sido tratadas en otro estudio, como el realizado por Ruiz (2016). De las 40 estaciones seleccionadas que cumplen con los tres criterios anteriormente mencionados, se descartaron dos debido a que una se encuentra ubicada en la frontera entre Colombia y Venezuela, y la otra se encuentra ubicada en la frontera entre Colombia y Perú, y para

estas no fue posible determinar la información necesaria. De igual forma se descarta una estación debido a que el cauce del río se bifurca y la estación no registra la totalidad del caudal que pasa por la sección transversal de dicho río (Bernal, 2019). En la Figura 2 se presenta la ubicación de las 37 estaciones que se utilizaran en la presente investigación.

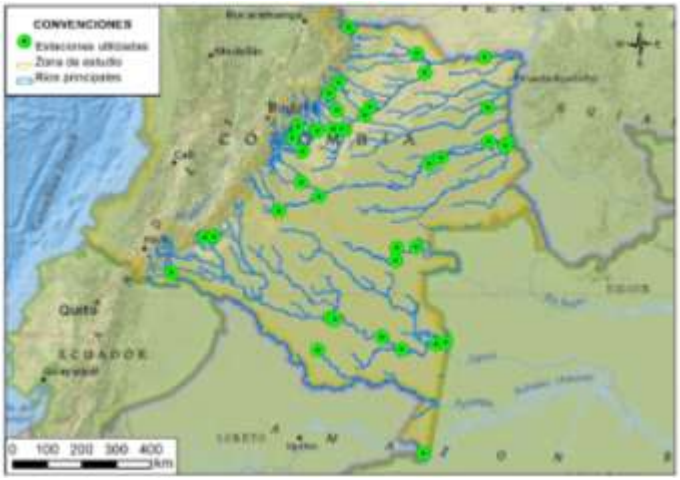


Figura 2. Estaciones utilizadas en el área de estudio
Fuente: Elaboración propia.

Para cada una de las estaciones seleccionadas, se delimitó la respectiva cuenca utilizando las siguientes fuentes de información:

- Mapa base topográfico del programa ArcGIS 10.0 el cual presenta curvas de nivel cada 20 m a una escala 1:7000.
- Modelo Digital de Elevación (DEM) de 1 segundo de arco (30 m) de Colombia, el cual se descargó de la página *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer, Global Digital Elevation Map Announcement* (ASTER GDEM, 2015).
- Áreas hidrográficas, zonas hidrográficas y subzonas hidrográficas, descargadas de la página web del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2018).
- Red de drenaje principal para Colombia descargada de la página web del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2018).
- Curvas de nivel para Colombia descargada de la página web del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2018).

Inicialmente se delimitaron las cuencas haciendo uso del DEM y del software ArcGIS, sin embargo, debido a que la zona de estudio es muy plana, se presentaron inconsistencias. Por lo anterior, las cuencas fueron delimitadas manualmente, utilizando los insumos arriba mencionados.

Una vez delimitadas las cuencas, para cada una de estas se determinaron características morfométricas tales como área (A), perímetro (P) elevación media de la cuenca (E_{MC}) y pendiente del cauce principal (S_{CP}). En cuanto a la información climatológica de la región,

esta fue extraída de los mapas temáticos del IDEAM en formato raster, obteniendo la información de precipitación media mensual (P_{MM}), temperatura media mensual (T_{MM}), brillo solar (BS), humedad relativa (H_R), evaporación media mensual (E_{MM}), evapotranspiración media mensual (ET_{MM}) y número de días con lluvia (NDL). Adicionalmente, se pudo determinar la precipitación media mensual para los meses más lluviosos del año (P_{MAX}).

Con la información recolectada se formularon varios modelos de regresión lineal utilizando el programa *R* (R Development Core Team, 2014), determinando estadísticamente las variables explicativas que describen el comportamiento de los caudales medios anuales (Q_{MA}). Mediante un código en R se pudo investigar la colinealidad entre las variables (tanto gráfica como numéricamente), posteriormente se calculan los interceptos, el error estándar, y los valores de R^2 múltiple y ajustado, posteriormente se grafican los residuales calculados, se estima el valor del factor de inflación de la varianza (VIF), se grafica un histograma de residuales, se obtuvieron los resultados de cuatro pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Cramer-von Mises y Anderson-Darling), y se calculó la correlación entre los residuales observados y los esperados (Bernal, 2019).

Resultados y discusión

Como una primera aproximación al desarrollo de un modelo regional (considerando la Amazonia y la Orinoquia colombiana como una sola región), se incluyeron las 37 estaciones; como variables explicativas se consideraron el área (A), la elevación media de la cuenca (E_{MC}), la precipitación media mensual (P_{MM}) y la evaporación media mensual (E_{MM}). Aunque este modelo arrojó buenos resultados, se evidencio que algunas estaciones presentaron valores residuales por fuera de la tendencia del resto de estaciones. Al no considerar estas estaciones, es decir al limitar el modelo para ciertos tamaños de área, y tomando como variables explicativas el área (A), la precipitación media mensual (P_{MM}) y la evaporación media mensual (E_{MM}), se obtuvo un modelo regional para toda la zona de estudio (ver Ecuación (1)) con un valor de R^2 ajustado de 0.98.

Posteriormente se realizaron ajustes considerando las regiones de la Orinoquia y de la Amazonia por separado, con el fin de obtener modelos para la estimación de caudales medios anuales en cada una de estas regiones. De esta forma, se encontró que las variables que mayor influencia tienen en los caudales medios anuales en la Orinoquia corresponden al área (A), la precipitación media de los meses más lluviosos correspondientes a los meses de abril a agosto (P_{MAX}) y la evaporación media mensual (E_{MM}), tal como se presenta en la Ecuación (2), mientras que para la Amazonia las variables que mejor predicen los caudales medios anuales (Q_{MA}) corresponden a las variables área sobre perímetro (A/P), precipitación media mensual (P_{MM}) y evaporación media mensual (E_{MM}), tal como se presenta en la Ecuación (3).

$$QMA = 1339 + 0.06\,A + 1.03\,P_{MM} - 16.35\,E_{MM}$$

Ecuación (1)

$$QMA = 734 + 0.05\,A + 0.74\,P_{MAX} - 9.27\,E_{MM}$$

Ecuación (2)

$$QMA = 649.59 + 253.31\ A/P + 25.50\ P_{MM} - 118.18\ E_{MM}$$ **Ecuación (3)**

Donde
Q_{MA}: Caudal medio anual.
A: Área de la cuenca.
A/P: Área sobre perímetro.
P_{MM}: Precipitación media mensual.
P_{MAX}: Precipitación media de los meses abril a agosto.
E_{MM}: Evaporación media mensual.

En la Tabla 2, se presenta un resumen de los estadísticos para cada uno de los modelos obtenidos.

Tabla 2. Estadísticos de los modelos regionales en la zona de estudio

Región	Intercepto	A	A/P	P_{MM}	E_{MM}	Error Estándar	R^2 ajustado
Amazonia y Orinoquia	1339.00	0.06	-	1.03	-16.35	5.63	0.98
Amazonia	734.00	0.05	-	0.74	-9.27	2.91	0.99
Orinoquia	649.59	-	253.31	25.50	-118.18	51.82	0.96

Fuente: Elaboración propia.

También se llevaron a cabo varios análisis en los que se incluyeron variables explicativas como temperatura media mensual (T_{MM}), brillo solar (BS), humedad relativa (H_R), numero de dias de lluvia (NDL), elevación media de la cuenca (E_{MC}) y pendiente del cauce principal (S_{CP}), con el fin de verificar si estas influían en la variable respuesta. Los resultados de los análisis indicaron que estas variables no influyen significativamente en la determinación de los caudales medios anuales en la Amazonia y la Orinoquia colombiana. La temperatura, el brillo solar y la humedad relativa presentaban valores altos de colinealidad con la evaporación.

De acuerdo con los modelos regionales obtenidos, se pudo constatar que de las variables explicativas la precipitación no es estadísticamente significativa en los modelos para estimación de caudales. Para explicar esta anomalía, se planteó como hipótesis que los caudales registrados en las estaciones presentan un flujo base relativamente alto en la región de estudio. Al realizar un análisis gráfico de los hidrogramas de cada una de las estaciones, se comprobó que los caudales registrados tienen un alto componente de flujo base.

Conclusiones

Se obtuvieron tres modelos lineales regionales que permiten estimar caudales medios anuales en la Amazonia y la Orinoquia colombiana. Los valores del coeficiente de correlación ajustado R^2 indican que las variables explicativas en los modelos propuestos

representan adecuadamente los caudales medios anuales en la Amazonia y la Orinoquia colombiana,

Estos modelos han sido desarrollados para un rango específico de tamaños de cuenca (áreas que varían entre 300 y 150,000 km^2) y se pueden solamente aplicar para áreas entre dicho rango. De igual forma se recomienda utilizar las ecuaciones de los modelos regionales para la Amazonia y la Orinoquia en cuencas que se encuentren totalmente en el territorio nacional, ya que si se consideran cuencas en los límites fronterizos de Colombia, las estimaciones de los caudales pueden generar resultados con alta incertidumbre debido a que solamente se tuvo en cuenta la climatología de la zona de estudio. Adicionalmente, el obtener información base de los mapas temáticos del IDEAM representa una facilidad para utilizar los modelos, pero está limitada a la precisión con la que se elaboraron dichos mapas.

La investigación realizada representa un aporte en el campo de la hidrología en cuanto a la estimación de caudales en cuencas que no se encuentran instrumentadas. Se sugiere a futuro incluir variables explicativas tales como tipo de suelo y coberturas, entre otros, con el fin de desarrollar modelos que reflejen las características particulares de la Amazonia y la Orinoquia.

Referencias bibliográficas

ASTER GDEM, Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer, Global Digital Elevation Map Announcement. 2018. Fecha de consulta: 16 de junio de 2018. Recuperado de URL: https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp

Bernal C. E. (2019). Modelos regionales para la estimación de caudales medios anuales y de crecientes en la Amazonia y la Orinoquia Colombiana. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia.

Dingman, S. L. and Palaia, K. J. (1999). Comparison of models for estimating flood Quantiles in New Hampshire and Vermont. Journal of the American Water Resources Association Vol. 35, No. 5. American Water Resources Association.

IDEAM. 2014. Estudio Nacional del Agua ENA. Bogotá - Colombia.

IDEAM. 2018. Solicitud de información. Disponible en: www.ideam.gov.co/solicitud-de-informacion. Consultado 14-06-2018.

IGAC, Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 2018. Listado de Servicios Web Geográficos IGAC. Acceso el 6 de julio de 2018. Disponible en: https://www.igac.gov.co/

R. Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Ruiz L., J. A. (2016). Evaluación de metodologías indirectas para la estimación de caudales medios mensuales en la zona del piedemonte del departamento del Casanare. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia.

Vogel, R. M., Wilson, I. and Daly, C. (1999). Regional Regression Models of Annual Streamflow for the United States. Journal of Irrigation and Drainage Engineering. U.S.A.

Estudio de la vulnerabilidad de las Aguas Subterráneas por las actividades de enterramiento de cadáveres bajo tierra en cementerios

Juan Pablo Rodríguez Miranda[1], Wainers Fabian Parra Paez[2]

1. Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Ingeniero Sanitario y Ambiental, Doctor en Ingeniería
2. Universidad Militar Nueva Granada, Ingeniero Ambiental, Estudiante Maestría en Ingeniería Civil.

Resumen

En el presente estudio son analizadas algunas de las variables que condicionan la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por las actividades de inhumación en un cementerio de la ciudad de Bogotá debido a las transformaciones que suceden en el cuerpo tras haber cesado sus funciones vitales, particularmente en las etapas de autolisis y putrefacción; esto bajo los lineamientos establecidos en la propuesta metodológica para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos a la contaminación formulada por Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Finalmente se presentan algunas recomendaciones sobre las variables que se deben considerar a la hora de adecuar el modelo de evaluación a la situación particular que se presenta en los cementerios debido a estas prácticas.

Palabras Claves: Fenómenos cadavéricos, cadaverina, putrescina, acuíferos, inhumación.

Abstract

In the present study, are analyzed some of the variables that condition the vulnerability of groundwater to contamination by the burial activities in a cemetery in the city of Bogotá due to the transformations that take place in the body after having ceased their vital functions, particularly in the stages of autolysis and putrefaction; this under the guidelines established in the methodological proposal for the evaluation of the intrinsic vulnerability of aquifers to pollution formulated by the Ministry of Environment and Sustainable Development.

Finally, some recommendations on the variables that should be considered when adapting the evaluation model to the particular situation that occurs in the cemeteries due to these practices are presented.

KeyWords: Cadaveric phenomena, cadaverine, putrescine, aquifers, burial.

Introducción

El recurso hídrico es el elemento primordial para la formación y el sostenimiento de todas las formas de vida presentes en el planeta además contribuye a la regulación de los ciclos biogeoquímicos, los cuales impulsados por ese gran "reactor" como es el sol, generan elementos químicos que son reciclados constantemente y sintetizados por los seres vivos para obtener energía y subproductos que son utilizados para el desarrollo de la sociedad.

La disponibilidad y calidad del agua se encuentra condicionada por factores naturales y la acción antrópica; esta última tiene más incidencia y efectos sobre el ambiente, ya que las actividades humanas se caracterizan por modificar drásticamente las condiciones del planeta, reduciendo los diferentes servicios ecosistémicos que se derivan de los recursos naturales y ambientales; tal es el impacto de la acción del hombre que esta es considerada una fuerza geológica activa capaz de modificar el planeta, la cual hace parte de una nueva era geológica denominada el Antropoceno.

Bajo esta perspectiva se prevé que entre el año 2011 y 2050 la población mundial tenga un aumento del 33% pasando de 7000 millones a 9300 millones de habitantes lo cual incrementaría la demanda alimentaria en un 60% para el mismo periodo de referencia **Fuente especificada no válida.**, en efecto esto exige al sistema productivo aumentar la generación de bienes y servicios para satisfacer las necesidades básicas de la creciente población, trayendo inmerso la explotación excesiva del recurso hídrico y la generación de agua residual la cual contribuye al deterioro y perdida de ecosistemas.

El nivel de tratamiento de aguas residuales está condicionado por el nivel de ingresos de un país, en promedio los países de ingresos altos tratan cerca del 70% de las aguas residuales que generan, mientras que en los países de ingresos medios-altos, medios-bajos y bajos este valor desciende hasta el 38%, 28% y 8% respectivamente. Estos valores reflejan que a nivel mundial cerca del 80% de las aguas residuales son liberadas al medio ambiente sin un tratamiento adecuado **Fuente especificada no válida.**.

En Colombia se estima que cerca del 50% del agua es de mala calidad en donde el sector industrial, agropecuario y domestico aportan cerca de 9000 toneladas de materia orgánica contaminante a los acuíferos, además al entorno natural se descargan casi 4.500.000 m3 de aguas residuales domésticas e industriales, lo cual sumando a la poca infraestructura instalada para el tratamiento de dichas descargas y las demás actividades antrópicas que generan vertimientos y que no han sido caracterizadas, se ha reducido la calidad y oferta del recurso en el país **Fuente especificada no válida.**.

A esta problemática se le suman aquellas actividades que generan impactos negativos en el ambiente y que aún no han sido estudiadas minuciosamente, tal es el caso de la inhumación, la cual es la "acción de enterrar o depositar en los cementerios cadáveres, restos u órganos y/o partes humanas" " **Fuente especificada no válida.**, en este proceso se da la descomposición de restos humanos con generación de lixiviados compuestos por

microorganismos patógenos, isotopos radiactivos, dioxinas, metales pesados y aminas biógenas las cuales llegan infiltrarse debido a la precipitación y la dinámica de los suelos, alcanzando las aguas subterráneas.

Bajo este panorama, el presente estudio busca identificar las variables que condicionan el paso de contaminantes hacia las aguas subterráneas localizadas en cementerios, con el fin de brindar herramientas para la toma de decisiones enfocadas a reducir la presión que se ejerce sobre el recurso e invitar a la comunidad científica a profundizar en el estudio de las sustancias generadas como lixiviados en el proceso de descomposición cadavérica denominadas aminas biógenas.

Material y metodología

El proyecto inicia con la revisión teórica de los aspectos relacionados con las actividades de inhumación, los métodos de determinación de vulnerabilidad en acuíferos, y los antecedentes locales e internacionales en la materia, posteriormente con información secundaria se efectúa el análisis hidrogeológico de un área de estudio a fin de relacionar estos con la dinámica de los contaminantes en el suelo y su incorporación a las aguas

subterráneas, de acuerdo a los métodos descritos en la propuesta metodológica para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos a la contaminación formulada por Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

En la figura 1 se presenta de manera general el flujograma del proyecto relacionando cada fase con la adquisición de información secundaria, desarrollo, análisis y las conclusiones, además se tendrá en cuenta cada fase para determinar las etapas en las cuales se da cumplimiento a los objetivos específicos planteados.

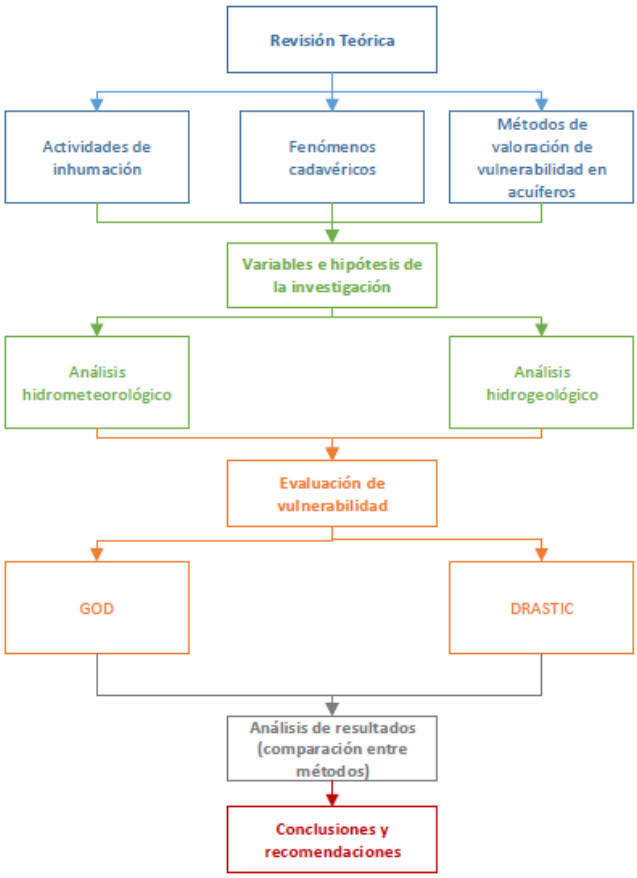


Figura 1. Flujograma metodológico del estudio

El esquema divide las etapas en diferentes colores donde el azul corresponde a la revisión teórica de los conceptos y se definen los lineamientos a considerar en el estudio de las aguas subterráneas y la incidencia de las actividades de inhumación sobre este recurso; de color verde se encuentra la etapa en la cual se da una primera aproximación de las variables a medir de manera directa o indirecta mediante información secundaria; de color naranja se encuentran algunos de los métodos propuestos por el MADS para la determinación de la vulnerabilidad en acuíferos, allí se evalúan las variables obtenidas dentro de un modelo; el color gris representa el análisis de los resultados; y finalmente se presentan las conclusiones y recomendaciones de estudio (color rojo).

Resultados y discusión

Mediante información obtenida en campo y el análisis de la información secundaria, se obtuvo que el área de estudio presenta las siguientes características de acuerdo con el método de vulnerabilidad aplicado.

Método GOD

El modelo GOD es adaptable a zonas de campo con información limitada, inexacta o incoherente, se limita a tres factores esenciales asociados con unos valores que miden el grado de defensa del acuífero frente a la contaminación **Fuente especificada no válida.**.

Tabla 1. Definición de parámetros método GOD

Grado de confinamiento hidráulico (G)	**Caracterización de la zona no saturada o capas confinantes (O)**	**Distancia al nivel de agua subterránea (D)**
El valor asociado oscila entre 0 (ausencia de acuíferos) o 1 (acuífero libre o freático). En el intermedio de este intervalo están acuíferos confinados entre rocas impermeables, confinados y/o semiconfinados.	Caracterización de la zona no saturada o capas confinantes. El valor asociado oscila entre 0,4 (materiales no consolidados) o 0,9 – 1,0 (rocas compactas, fracturadas y/o calizas).	Es el nivel del agua subterránea en acuíferos libres o profundidad del techo del acuífero en confinados. Los valores asociados oscilan entre 0,6 (acuíferos libres con profundidad mayor a 50 metros) o 1 (acuífero en medios fracturados sin importar la profundidad).

La vulnerabilidad a la contaminación con el método de puntuación GOD se relaciona con el siguiente índice.

$$IV_{GOD} = G * O * D$$

Ecuación (1)

Donde

G. Grado de confinamiento hidráulico.
O. Caracterización de la zona no saturada o capas confinantes.
D. Profundidad del nivel freático.

Los parámetros o variables de la ecuación 1, se ponderan mediante las características consignadas en la figura 2.

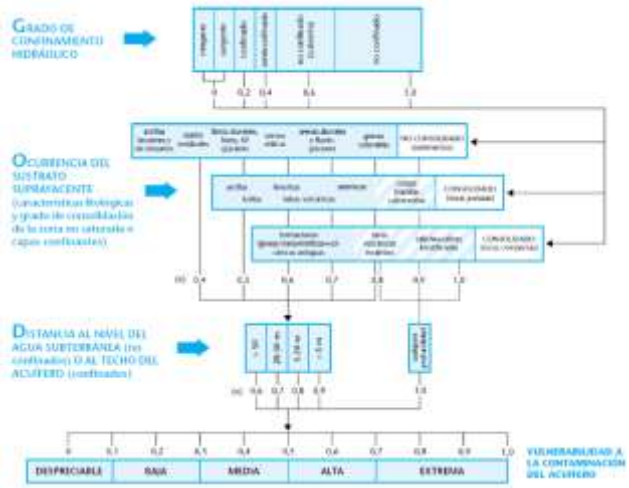


Figura 2. Método GOD para determinar el riesgo por contaminación en acuíferos

Las categorías que relacionan el índice de vulnerabilidad según el método GOD, se presentan en la tabla 2 con puntajes que varían entre: <0,1 y 1,0.

Tabla 2. Categorías del riesgo por contaminación con la utilización del método GOD.

Puntaje	Vulnerabilidad
0,7-1,0	Muy alta
0,5-0,7	Alta
0,3-0,5	Moderada
0,1-0,3	Baja
<0,1	Muy Baja

Las características del área de estudio de acuerdo con los resultados se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Características del área de estudio según el método GOD

Grado de confinamiento hidráulico (G)	Caracterización de la zona no saturada o capas confinantes (O)	Distancia al nivel de agua subterránea (D)
Al estar el acuífero acumulado en una roca permeable compuesta por arenas de grano fino intercaladas con limos y arcillas y también estar cubierto por capas impermeables de arcillas limosas, se puede deducir que el acuífero es confinado. Por tal razón tiene una puntuación de 0,2.	La litología que compone la zona no saturada es en su mayoría arcillas con contenido de limos, este tipo de litología se asocia en con la categoría denominada arcillas lacustres y de estuarios, en tipo de material no consolidado, es decir sedimentos. Con referencia a lo anterior se tiene una puntuación de 0,4.	El valor del nivel freático para los acuíferos de la zona que se logró obtener mediante sondeos eléctricos es de 100 metros a partir de esta distancia se logran encontrar acuíferos de importancia y según este criterio el parámetro tiene una puntuación de 0,6.

Efectuando la operación de presentada ecuación 1 se obtiene que la vulnerabilidad del acuífero recibe un valor de 0,048, lo cual quiere que las aguas subterráneas del sector tienen una vulnerabilidad a la contaminación **muy baja.**

Método DRASTIC

El método DRASTIC considera a diferencia del método GOD 7 siete parámetros (Ver tabla 4).

Tabla 4. Definición de parámetros método DRASTIC

D. Profundidad del agua subterránea.	R. Recarga neta.	A. Litología y estructura del medio acuífero.	S. Tipo de Suelo.	T. Topografía	I. Naturaleza de la zona no saturada.	C. Conductividad Hidráulica
Es el espesor de la zona no saturada, por él transitan aguas de infiltración.	Indica la cantidad de agua por unidad de área que se infiltra hacia el acuífero, superficial.	Resume las características propias del acuífero o zona saturada, específicamente la capacidad del medio con poros o fracturas por el que pasa el contaminante.	Se asocia con la facultad que tienen los suelos para oponerse al transporte de contaminantes, corresponde a la zona no saturada con actividad biológica.	Se refiere a la pendiente del terreno de la zona de estudio, es una limitante del drenaje de las aguas con contaminantes.	Es la característica del suelo que dificulta el movimiento vertical del agua y los contaminantes	del Acuífero. Es el volumen de agua que pasa al acuífero respecto al tiempo y unidad de área.

Cada parámetro está asociado a un valor estimativo, en un rango desde 1,0 (vulnerabilidad baja) hasta 10, (vulnerabilidad alta), según sus características y comportamiento. Por otra parte, después de estimar la asignación de los valores para cada uno de los parámetros experimentales con el método DRASTIC, también se asigna un factor de ponderación teórico a los mismos parámetros, según si el contaminante es de naturaleza pesticida o no **Fuente especificada no válida.**.

En general, el índice de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación con el método DASTIC, se puede obtener de la suma de los productos del valor asignado de cada parámetro y su valor de ponderación.

$$IV_{DRASTIC} = (D_r * D_w) + (R_r * R_w) + (A_r * A_w) + (S_r * S_w) + (T_r * T_w) + (I_r * I_w) + (C_r * C_w)$$
Ecuación .2

Donde.

r: es el valor experimental asignado
w: Factor de ponderación teórico

Las características del área de estudio de acuerdo con los resultados se presentan en la tabla 5.

Tabla 5. Características del área de estudio según el método DRASTIC

D. Profundidad del agua subterránea.	R. Recarga neta.	A. Litología y estructura del medio acuífero.	S. Tipo de Suelo.	T. Topografía	I. Naturaleza de la zona no saturada.	C. Conductividad Hidráulica
Los acuíferos de importancia se encuentran a partir de los 100 metros de profundidad. La puntuación en este parámetro es Dr = 1.	El valor de la recarga neta que se obtuvo del balance hídrico es de aproximadamente 378,0 mm. La puntuación en este parámetro es Rr = 9.	La litología y estructura del medio acuífero se compone de arenas de grano fino con intercalaciones de limos y arcillas. Por tal razón la puntuación en este parámetro es Ar = 5.	Los suelos de la zona de estudio son en general franco limosos de color negro a café amarillento, con alto contenido orgánico, este parámetro es Sr = 4 asociándolo con suelos limo margosos.	Las pendientes del área de estudio pertenecen a una zona plana con pendientes entre 0,3% y 1,8% por ende la puntuación en este parámetro es de Tr = 10.	La zona no saturada se compone prácticamente por material arcilloso con intercalaciones de limo, la puntuación en este parámetro es Ir = 3.	La conductividad hidráulica promedio para la zona es de 0,0229148 (m/día) siendo consecuente con la litología encontrada. La puntuación en este parámetro es Cr=1.

La índice vulnerabilidad con el método DRASTIC oscila entre 23 (mínimo) y 230 (máximo), en la experiencia este valor se encuentra alrededor de 26 y 260 para contaminantes de naturaleza pesticida y de 50 a 200 para los demás.

Efectuando la operación relacionada en la ecuación 2 se encontró que la vulnerabilidad mediante el método DRASTIC fue de 92, obteniendo una susceptibilidad a la contaminación **Baja.**

Conclusiones y recomendaciones

Entre los dos métodos utilizados para la determinar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas, se considera que el método DRASTIC es el más confiable y exacto, por el número de variables que considera dado que entre más parámetros o variables se tengan en cuenta, mayor es la exactitud que se obtiene en los resultados, además DRASTIC es aplicado a escala predial mientras que el GOD tiene menos definición por los pocos parámetros que estima y su escala es regional. Los resultados obtenidos se evidencia una relación, pues los dos determinaron que la zona tiene una vulnerabilidad muy baja a baja, tal correlación se da porque en los métodos influyen directamente parámetros como: la naturaleza de la zona no saturada y el nivel freático. Se recomienda realizar el análisis de Putrescina y Cadaverina para determinar la concentración en estos medios y así establecer valores máximos permisibles de estas aminas ya que tienen estos al ingresar por diferentes medios al organismo tienen un efecto negativo sobre la salud.

Referencias

Agencia de Noticias UN. (03 de Marzo de 2011). El 50% del agua en Colombia es de mala calidad. Obtenido de Unimedios : http://agenciadenoticias.unal.edu.co/detalle/article/el-50-del-agua-en-colombia-es-de-mala-calidad.html

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (Septiembre de 2010). Gestión aguas subterráneas reporte sobre el estado de información de Aguas Subterráneas. Obtenido de http://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/acuiferos/Propuesta-metodologica-Vulnerabilidad-Intrinseca-de-lo-Acuiferos-a-la-Contaminacion.pdf

Ministerio de la Protección Social. (11 de Mayo de 2009). Resolución 1447. Obtenido de http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=36214

Organización de las Naciones Unidas. (2016). Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo 2016. París: Agua y Empleo.

Organización de las Naciones Unidas. (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. París: Phoenix Design Aid.

Determinación de la eficiencia de bioadsorción del colorante rojo allura #40, utilizando tusa de maíz, cáscara de banano y cascarilla de arroz aplicado a aguas sintéticas

Guerra Rodríguez,Jayerth[1], Wendy Tatiana González Neira[2] y Dinari Natalia Ladino Granados[3].

[1]Semillero de Investigación BIOTEC AMBIENTAL, Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia.
**Autor corresponsal:* Carrera 5 Este No. 15-82, Proyecto Curricular de Tecnología en Saneamiento Ambiental. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia. Email: jguerrar@udistrital.edu.co

[1] Docente planta Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Licenciado en Química y Biología –Área mayor Química (Universidad de Nariño-Pasto-Colombia), Magister en Tecnología Química (Universidad Ramón Llull -Barcelona - España) y Especialista en Biotecnología de Alimentos (Universidad Politécnica de Cataluña. -Barcelona – España). Bogotá-Colombia. jguerrar@udistrital.edu.co

[2]Wendy Tatiana González Neira. Tecnóloga en Saneamiento Ambiental (Universidad Distrital). wendytatiana10@hotmail.com

[3]Dinari Natalia Ladino Granados. Tecnóloga en Saneamiento Ambiental (Universidad Distrital).natalia_1597@hotmail.com

Determination of the efficiency of the adsorption of red alura coloring # 40 using corn husk, banana peel and rice husk applied to synthetic waters.

Resumen

La presencia de colorantes en los efluentes acuosos genera un impacto negativo al medio afectando de manera drástica la estética y auto regeneración del recurso hídrico. A raíz de ello múltiples tecnologías han sido utilizadas, con el fin de reducir el impacto de los colorantes sobre los efluentes, entre ellas la bioadsorción, la cual surge como alternativa para no solo mitigar dicho impacto, sino reducir los costos de los tratamientos convencionales, usando como medio adsorbente material orgánico de origen vegetal, como es el caso de la tusa de maíz, cáscara de banano y cascarilla de arroz, que han sido empleadas para el presente trabajo, en el cual se determina la eficiencia de bioadsorción del colorante rojo allura #40 aplicado a aguas sintéticas, en donde se tuvieron en cuenta variables como pH, material adsorbente y tamaño de partícula, y constantes como temperatura ambiente, tiempo de contacto y concentración del colorante, obteniendo así una eficiencia de remoción de 99.54% para la tusa de maíz, 98.507% para la cascara de banano y finalmente la cascarilla de arroz 80.917% en prueba Bach.

Por último, para la prueba en columna se replicaron las condiciones óptimas de la prueba Bach con la tusa de maíz, en donde se obtuvo un porcentaje de remoción de 99,412%, demostrando que el uso de material agrícola es una alternativa para la adsorción de colorantes.

Palabras claves: Colorantes, recurso hídrico, bioadsorción, eficiencia.

Abstract

The presence of dyes in the aqueous effluents generates a negative impact on the environment, drastically affecting the aesthetics and self-regeneration of the water resource. As a result, multiple technologies have been used in order to reduce the impact of dyes on effluents, including bioadsorption, which emerges as an alternative to not only mitigate this impact, but reduce the costs of conventional treatments, using as an adsorbent material organic material of vegetable origin, as is the case of the corn gourd, banana peel and rice husk, which have been used for the present work, in which the bioadsorption efficiency of the red colorant is determined # 40 applied to synthetic waters, which took into account variables such as pH, adsorbent material and particle size, and constants such as ambient temperature, contact time and dye concentration, obtaining a removal efficiency of 99.54% for the gopher corn, 98,507% for banana peel and finally the rice husk 80.917% in Bach test. Finally, for a column test where the optimal conditions of the Bach test of the corn gop were replicated, a removal percentage of 99.412% was obtained, demonstrating that the use of agricultural material is an alternative for the adsorption of dyes.

Keywords: Dyes, water resources, bioadsorption, efficiency.

Introducción

Las principales fuentes de contaminación de aguas, son vertimientos industriales (alimentarios, farmacéuticos, cosméticos, entre otros), son desechados a cuerpos de agua sin tratamiento, las sustancias pueden ser tóxicas y bioacumulables (Robinson, I.M. et al 2001).

Las sustancias con grupo cromóforo, incorporan color, grupo que puede clasificarse en cromóforos etilenicos, cromóforos aromáticos y cromóforos azo. Los más importantes son azoicos y antraquinónicos. Los azoicos utilizados en textiles, alimentos, cosméticos y fármacos. El grupo azo es causante de cáncer (pruebas con animales); extrapolable en seres humanos (Tripathi P., et al., 2009). A este grupo pertenece el colorante rojo 40, (R40), conocido como rojo Allura, usado como tinte en alimentos, bebidas y tatuajes.

En concentraciones de 1 ppm de colorante, deteriora el medio ambiente (Crini G., 2006). La presencia del colorante interfiere la fotosintesis, impidiendo procesos de auto-regeneración en agua (Flores, J. et al, 2005). La bioadsorción es un proceso de amplia eficiencia en remoción de colorantes, porque presenta ventajas en comparación con las técnicas convencionales (fotocatalítica, sonoquímica, ultrafiltración, entre otras) bajos costos y eficiencias altas (80% - 98%) (Garcés Jaraba, L. E., 2012).

El desarrollo de la investigación determina la eficiencia de bioadsorción del colorante rojo 40, utilizando tusa de maíz, cáscara de banano y cascarilla de arroz en aguas sintéticas.

Materiales y métodos

Obtención del material adsorbente: Colectar de forma aleatoria según norma NTC 4113-2.

Preparación y caracterización de bioadsorbentes: Tusa de maíz: Fraccionar el tamaño en 8 partes, secar a 60°C (24 horas). Lavar con peróxido de hidrógeno (0.1%). Secar a 80°C (48 h). ***Cáscara de banano:*** lavar con agua a 60°C, secar (60 °C 24 horas). ***Cascarilla de arroz:*** *lavar*, secar (80 °C 24 horas). Todos los adsorbentes lavar con agua potable, moler, tamizar (0.335, 0.5, 0.8, 1 y 2 mm) y se almacenan en ausencia de humedad.

Preparación del colorante (disolución stokc): Disolución acuosa de 200 mg/L.

Preparación de disoluciones de trabajo: Preparan disoluciones acuosas de concentraciones de 2, 5, 8. 10, 13,15, 18, 20 mg/L.

Técnica Espectrofotométrica. Curva espectral: En espectrofotómetro Genesys 10 uv-vis, en una celda agua des ionizada (blanco) y en otra celda disolución 10 ppm. Variar longitud de onda (400-600 nm cada 2 nm), leer la absorbancia y determinar la máxima absorbancia.

Curva de calibración: Medir absorbancia de disoluciones de trabajo, elaborar una curva de calibración. Graficar Absorbancia (eje" **y**") "y concentración (eje " **x**"). Ajustar la ecuación de la recta (**y=mx+b**) y coeficiente correlación lineal.

Precisión de la medición: Medir absorbancia de disolución de trabajo (10 mg/L), repetir de 10 a 15 veces. Aplicar cálculos estadísticos (media, desviación estándar, coeficiente de variación y confiabilidad).

Preparación blanco analítico de técnica de espectrofotometría: En beaker, adicionar 25 mL de agua des ionizada, ajustar su pH para tusa de maíz 2, 4; cascara de banano y cascarilla de arroz 5 y 8. Agregar 1 g de cada bioabsorbente a su respectivo pH y agitar dos horas a 180 rpm. Medir 9 mL de cada muestra y centrifugar 5 minutos y filtrar.

Prueba en discontinuo (batch): Con disolución de 10 mg/L para cada material adsorbente y ajustar el pH (tusa maíz 2, 4; cascara banano 2 y cascarilla de arroz 5, 8).

Medir 5 ml de disolución stock y diluir a 100 mL al respectivo pH de cada adsorbente. Estudios tamaños de partícula; 1 g del material bioadsorbente, con partículas (0.335, 0,5, 0,8, 1 y 2 mm). Adicionar 25 mL de disolución ajustada con cada pH y añadir 1 g de cada adsorbente. Agitar dos horas a 180 rpm y centrifugar 5 minutos. Filtrar y medir

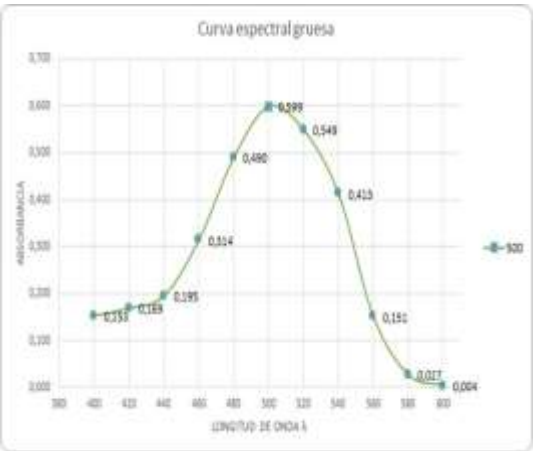
absorbancia. Determinar la concentración final con curva de calibración. Calcular porcentaje de remoción. La prueba en bach de mejor remoción, se replica para estudio de precisión.

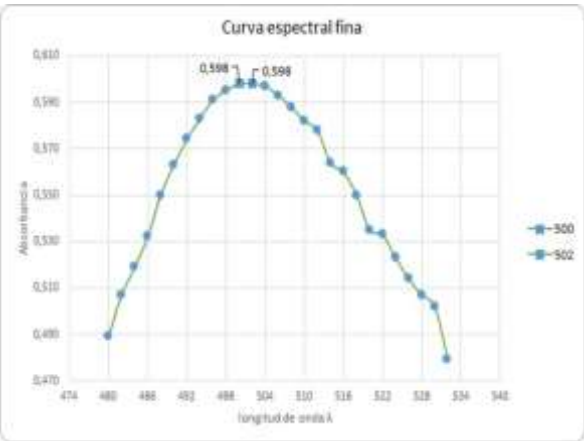
Prueba en columna: Construir columna (diámetro 2.0 cm y 30 cm longitud) (Castellar G. C., et al, 2013). Con base en la prueba en Bach del porcentaje óptimo de remoción y adaptar condiciones. 1 g del material adsorbente, utilizar fibra de vidrio debajo del adsorbente. Alimentar columna con bureta de 25 mL, activar con agua des ionizada y determinar el volumen muerto, cambiar el agua des ionizada por la disolución de colorante. Determinar el caudal. Realizar estudio estadístico.

Resultados y discusión.

Estandarización de la técnica analítica espectrofotométrica de medición del analito de interés.

Masa de estándar rojo allura en disolución stock: 0.1114 g de colorante rojo allura y aforo a 500 mL. **Curva espectral: Se c**omprobó la longitud de onda de máxima absorbancia (10 ppm, corresponde 502 nm y 0.598), acercándose a los referentes (500 nm y 0.599 de absorbancia, figuras 1 y 2. Comportamiento obedece a la ley de lambert y beer la intensidad del haz de luz que atraviesa una sustancia disminuye





exponencialmente al aumentar la concentración del analito.

Figura 1. Curva espectral gruesa. **Figura 1.** Curva espectral fina.

Curva de calibración: La figura 3 muestra la curva de calibración (figura 25), con una excelente linealidad, toda vez que su coeficiente de correlación (R^2 = 0.9958-99.58%-) se encuentra en un valor óptimo que indica una proporcionalidad óptima en relación a la ley de Lambert y Beer en lo relacionado con el rango de linealidad.

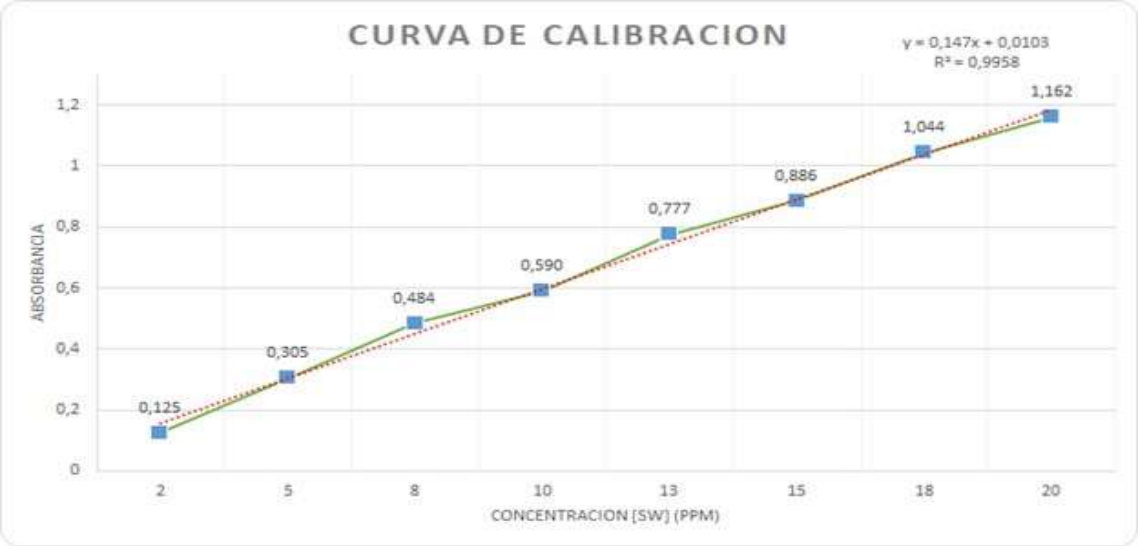


Figura3. Curva de calibración.

Grado de precisión de la medición: Se obtienen unos resultados estadísticos, registrados en la tabla 1, indicando un porcentaje de confiablidad (99.88%), garantiza resultados óptimos en la técnica analítica de medición. Determinando grado de concordancia de los ensayos independientes bajo las mismas condiciones, de acuerdo con la ISO 5725-1:1994.

Tabla 1. Estadística en medición de absorbancia disolución (10 ppm)

Parámetro	Valor
número datos totales	15
número datos seleccionados	14
Media aritmética	0.598
Desviación estándard	$7.4231*10^{-4}$
Coeficiente de variación (%)	0.12
Confiabilidad (%)	99.88

Pruebas en discontinuo (batch): Tusa de maíz: El mejor porcentaje de remoción fue con tusa de maíz (99.897% a pH 2 y 0,355 mm), mientras que a un pH de 4 y al mismo tamaño de partícula la remoción fue 94.999% (Figura 4 y 5). A tamaños de partícula 0,5, 0,8, 1, y 2 mm, se observa un alto porcentaje de remoción a pH 2, demostrando que en medios más ácidos la capacidad de adsorción mejora.

Cáscara de banano: Con cáscara de banano se obtuvo una remoción del 99.489% a pH 2 y un tamaño de partícula de 0,335mm (Figura 6), siendo el mejor porcentaje de remoción en comparación con los tamaños de partícula restantes.

Figura 4. Porcentaje de remoción tusa de maíz a pH 2

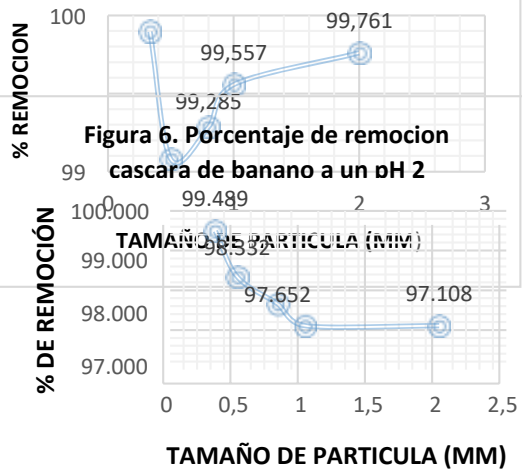


Figura 5. Porcentaje de remoción tusa de maíz a pH 4

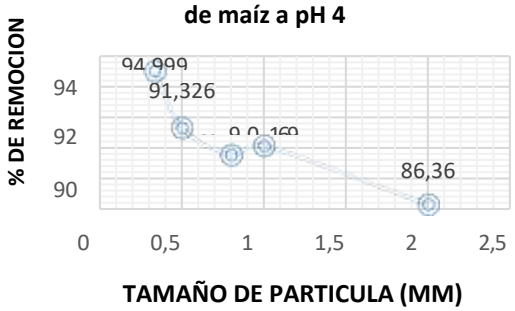
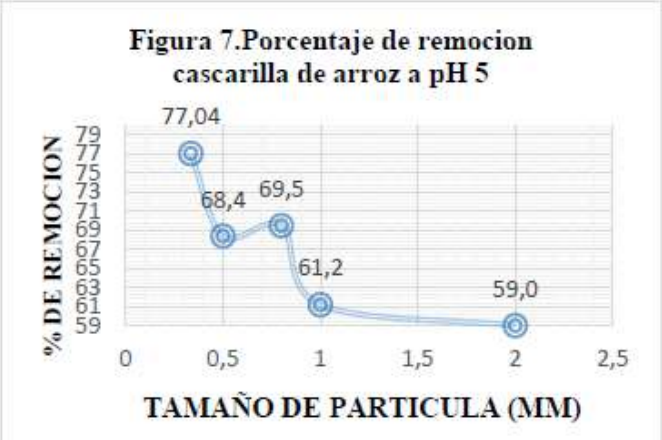
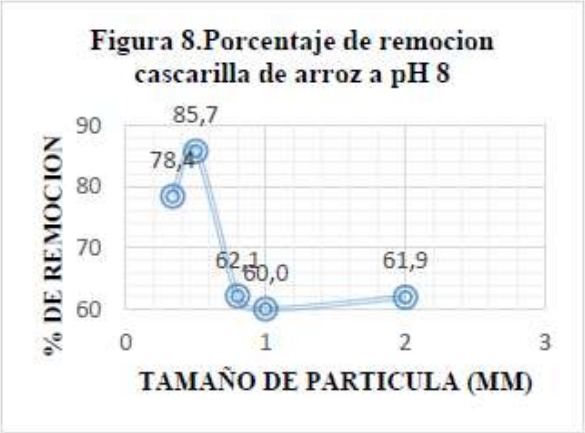


Figura 6. Porcentaje de remocion cascara de banano a un pH 2

Cascarilla de arroz: El mejor porcentaje de remoción fue del 85,747% a pH de 8 y 0,5 mm. (Figura 8), mientras que a un pH de 5 y al mismo tamaño de partícula la remoción variaba entre 65 - 68% (figura 7). Se demuestra que a pH alcalino o cercano al neutro la eficiencia de remoción es menor.





Precisión de la técnica de adsorción de los tres adsorbentes: La tabla 2 muestra la mejor estadística corresponde al adsorbente tuza de maíz (99.79%), se garantiza el grado de concordancia entre los resultados obtenidos en las múltiples replicas. A diferencia de los otros dos adsorbentes, donde la confiabilidad es de regular a baja.

Tabla 2. Resultados estadísticos en técnica de adsorción.

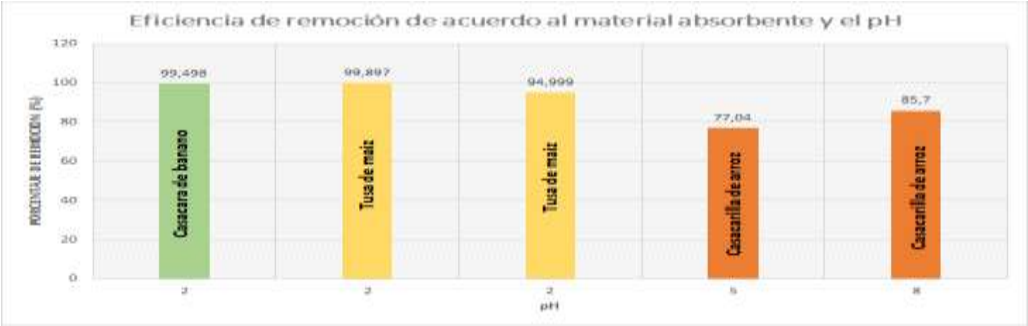
Parámetro	Tusa de maíz	Cascara de banano	Cascarilla de arroz
Número datos totales	10	10	10
Número datos seleccionados	9	9	9
Media aritmética	99.73	98.50	80.92
Desviación estándard	0.2068	6.838	55.00
Coeficiente de variación (%)	0.2074	6.942	67.98
Confiabilidad (%)	99.79	93.06	32.02

Efecto del material adsorbente: El adsorbente con mayor eficiencia de remoción fue la tusa de maíz, luego la cáscara de banano y la cascarilla de arroz la de menor eficiencia, sin embargo, en composición los tres adsorbentes tienen tres sustancias en comun(lignina, celulosa y hemicelulosa). La tusa de maíz posee compuestos lignocelulosicos presentan una estructura compuesta principalmente por tres componentes poliméricos: celulosa, hemicelulosa y lignina. Polímeros, presentes en paredes celulares de las especies, hidrolizables e higroscópicos que adsorben iones metálicos en colorantes (Chávez Sifontes M., 2013).

Otros estudios (Bansal, et al.), el elevado porcentaje de remoción con tusa de maíz debido a la presencia de la lignina. Por tanto, la eficiencia de remoción de materiales como cáscara de banano con14% de lignina, es favorecida en comparación con cascarilla de arroz con 6,66%. El medio ácido (tusa de maíz y cáscara de banano), la lignina aumenta favoreciendo la adsorción. La tusa de maíz contiene lignina (7.39%), celulosa (48.74%) y hemicelulosa (29.21%), siendo el porcentaje de la celulosa con un valor por encima de la cáscara de banano y la cascarilla de arroz, por lo tanto, favorece la adsorción del colorante.

Efecto del pH: La adsorción iónica depende de la naturaleza del adsorbente y de la distribución química del colorante en disolución acuosa. La adsorción de cationes se favorece a pH superiores a 4,5, la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH, entre 1,5 y 4 (Kuyucak N.,2008). El rojo allura es mezcla con cromóforo grupo azo; hace parte de un anión. Este grupo está en colorantes ácidos (l rojo allura #40) son compuestos orgánicos aniónicos que requieren para fijarse a la fibra con sitios catiónicos. Los resultados obtenidos demuestran que a valores de pH ácido la eficiencia de adsorción es mayor (Figura 9) en la tusa de maíz y cáscara de banano, con pH 2 y 4 aumenta la concentración de hidronios, cargando positivamente el adsorbente, intensificando atracción electrostática entre la carga negativa del colorante azo y la superficie positiva del bioadsorbente, logrando porcentaje de remoción del 99, 897%.

Figura 9. Eficiencia de remoción de acuerdo al material bioadsorbente y pH.



Efecto del tamaño de partícula: El tamaño de partícula afecta a la capacidad de adsorción y a velocidad de reacción, ya que a menor tamaño de partícula mayor adsorción, porque el área de poros es más accesible y el área de contacto es mayor (Campos E., et al., 2011). El bioadsorbente es apolar y las fuerzas la adsorción, retiene moléculas apolares (hidrocarburos, fenoles y colorantes). Se evidencia el efecto del tamaño de partícula en la adsorción. La cantidad de adsorbato se adsorbe proporcionalmente al volumen, y el volumen es proporcional al área externa. El tamaño de partícula de 0,335 en la prueba proporciono óptimo resultado de remoción.

Prueba en continuo (Columna): Con los resultados de la prueba Bach, la tusa de maíz (0,335 mm y pH 2), se replican en una columna de vidrio con diámetro de 2 cm. El mayor porcentaje de remoción fue de 99,775%, con caudal de 0.008 mL/s, La tabla 3 indica la confiabilidad de la técnica de adsorción, toda vez que su confiabilidad es del 99.56 % en prueba de columna.

Tabla 3. Variables estadísticas resultantes de las réplicas de adsorción en columna.

Parámetro	Tusa de maíz
Número datos totales	10
Número datos seleccionados	9
Media aritmética	99.56
Desviación estándard	0.44
Coeficiente de variación (%)	0.44
Confiabilidad (%)	99.56

Conclusiones

-La optima eficiencia de adsorción se obtuvo con tusa de maíz (0.335 mm) con un 99.90% de eficiencia en prueba Bach.

-La tusa de maíz y la cáscara de banano poseen una mayor capacidad de adsorción del colorante rojo allura #40 a pH 2, sin embargo, la cascarilla de arroz alcanza un mayor porcentaje de remoción a pH 8.
-Se comprueba que tanto la prueba en Bach como en columna la tuza de maíz alcanza un porcentaje de remoción excelente (superiores al 99 %)
- Los estudios de confiabilidad de la técnica de medición y de adsorción son óptimos (superiores al 99.50 %)

Referencias

-Bansal, M., Garg, U (2009). Removal of Cr (VI) from aqueous solutions using pre-consumer processing agricultural waste: Nº 162, p. 312- 320.

-Campos Medina E. *Estudio de la remoción del colorante azul de metileno con Morinda Citrocifolica L.* [Articulo PDF]. Recuperado en: http://www.redalyc.org/pdf/401/40119956004.pdf. Consultado el: 24/05/2018.

- Castellar Ortega, G. C. (2013). *Adsorción por lote y en una columna de lecho fijo del colorante B39 sobre carbón activado granular.* Repositorio UAC. Universidad autónoma del caribe.
- Crini G. (2006). *Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review.* Bioresource technology, vol. 97, n.° 9, pp. 1061-85.
- Chávez Sifontes M. (2013). *"Lignina, estructura y aplicaciones: Métodos de despolimerización para la obtención de derivados aromáticos de interés industrial," Av. en Ciencias e Ing.*, vol. 4, pp. 15-46.

- Garcés Jaraba, L. E.(2012). *Evaluación de la capacidad de adsorción en la cáscara de naranja (Citrus síntesis) modificada con quitosano para la remoción de Cr (VI) en aguas residuales.*

Evaluación de riesgo ambiental asociado al difenoconazol en los cultivos de fresa de una finca piloto en la vereda la Estancia en Madrid, Cundinamarca.

Johan A. Álvarez Berrio[1*], Cristian C. Rojas López [2], Karen A. Roncancio Quintana[3], Camilo A. Vargas Terranova[4].

[1, 4] Docente Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle.
[2, 3] Consultor en Ingeniería Ambiental.

[*]*Johan A. Álvarez Berrio:* Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle, carrera 2 No. 10 – 70, piso 6, Bloque A – Barrio La Candelaria. Bogotá D.C., Código Postal: 111711. Colombia. Email: johaalvarez@unisalle.edu.co

Resumen

El presente estudio se desarrolló en el municipio de Madrid Cundinamarca en la Vereda La Estancia en una finca cultivadora de fresa, donde por antecedentes de riesgo por plaguicidas en la zona, se decidió aplicar la metodología de evaluación de riesgo toxicológica para la salud con la población agrícola de la finca y la familia que reside allí, el plaguicida evaluado tiene como ingrediente activo el difenoconazol. Se implementó la metodología TCLP para determinar las características de toxicidad por lixiviación, adicionalmente se realizaron pruebas de suelo para determinar las características físico-químicas del mismo y su relación con el movimiento del plaguicida a través de columnas de lixiviación. Los resultados obtenidos determinaron un riesgo de 90,9 y 27,8 para los trabajadores y la familia respectivamente, por lo que se estableció que el difenoconazol representa un riesgo alto por toxicidad para los seres humano a pesar de que está clasificado como tipo III;
es decir, poco peligroso. Se consideró que el escenario de exposición en el que se aplica el plaguicida presenta un sellamiento superficial, una compactación del suelo bastante alta, un caudal bajo de infiltración (0,0165 ml/s) y poco drenaje, lo que incide en el poco movimiento de las sustancias; bajo este escenario, la investigación considera poco probable que se desarrolle un proceso de contaminación en aguas subterráneas y la posibilidad de que la sustancias se encuentre solo en la capa superficial del suelo.

Palabras clave: Difenoconazol, lixiviado, plaguicida, riesgo, salud, suelo.

Abstract

The present study was developed in the municipality of Madrid Cundinamarca in the area of La Estancia in a strawberry cultivation farm, where due to the risk history of pesticides in the area, it was decided to apply the toxicological risk assessment methodology for health with the agricultural population of the farm and the family residing there, the pesticide evaluated has difenoconazole as an active ingredient.

The TCLP methodology was implemented to determine the toxicity characteristics by leaching; additionally, soil tests were performed to determine the physical-chemical characteristics of this and its relation with the movement of the pesticide through leaching columns. It was established that difenoconazole represents a high risk for toxicity for humans' despite being classified as type III: not very dangerous, likewise it was established that due to the characteristics of compaction and poor drainage of soil, movement in the soil is very minimal and is not It may contaminate groundwater.

The results obtained determined a risk of 90.9 and 27.8 for the workers and the family residing there, respectively. Therefore, it was established that difenoconazole represents a high risk due to toxicity for humans, although it is classified as type III; which means that's not very dangerous. It was considered that the exposure scenario in which the pesticide is applied presents a superficial sealing, a very high soil compaction, an infiltration flow of 0.0165 ml/s and low drainage, which means the limited movement of the substances; under this scenario, the investigation considers it unlikely that a process of contamination in groundwater will develop and the possibility that the substances will be found only in the superficial layer of the soil.

Keywords: Difenoconazole, leached, pesticide, risk, health, soil.

Introducción

El uso de sustancias agroquímicas ha jugado un papel muy relevante en la agricultura para el control o eliminación de plagas, sin embargo, su aplicación intensiva se ha convertido hoy en día en un problema de salud pública (Rojas et al, 2001) ya que no solo erradican plagas que se encuentran en sus cultivos, sino que al no ser selectivas pueden dañar otros seres vivos, incluyendo el ser humano y contaminar el aire, suelo, agua y/o directamente los alimentos.

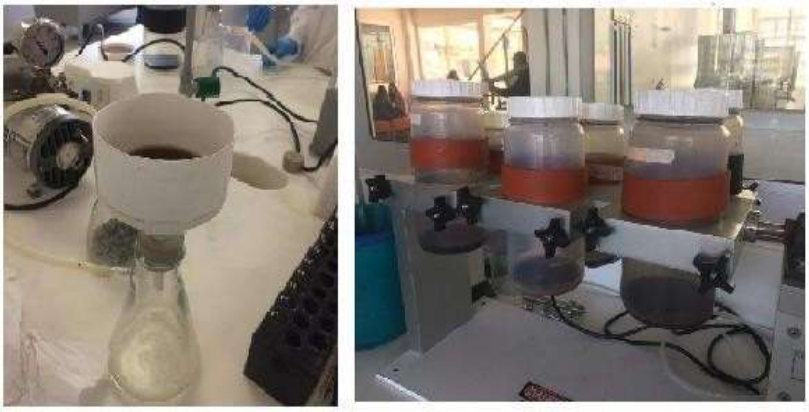
Cundinamarca es el principal departamento en la producción de fresa en Colombia, se cultiva aproximadamente 990 ha, las cuales representan una participación del 68% del área total sembrada (Ministerio de Agricultura, 2017). Específicamente en Madrid Cundinamarca el sector agrícola se distribuye en legumbres raíces y tubérculos y menor proporción los frutales y las hierbas aromáticas (Ministerio de Protección Social, 2011). En estos cultivos se emplean diversos agroquímicos, algunos de estos productos presentan como principio activo el difenoconazol utilizado para el control preventivo y curativo de moteado, oídio, monilla, royas y otros hongos; posee una toxicidad aguda baja por vía oral, dérmica e inhalatoria de exposición, son ligeramente tóxicos (clase III) (Universdad Nacional , 2017), pudiendo ser mortales en caso de ingestión y penetración en las vías respiratorias, es de irritación ocular grave y su exposición repetida puede provocar sequedad o formación de grietas en la piel (DUPON , 2016), a pesar de presentar esta baja categoría de toxicidad tanto por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), es necesario efectuar estudios que permitan conocer y sustentar el potencial toxico que puede presentar para el medio y la población, por lo que es de gran importancia realizar la cuantificación de la sustancia problema.

El principal objetivo de este estudio es evaluar el riesgo ambiental asociado a la toxicidad del difenoconazol en una finca piloto de la vereda La Estancia en el municipio de Madrid, Cundinamarca, con el fin de proporcionar herramientas de apoyo asociadas a los riesgos producidos por la utilización de los agroquímicos. Por lo tanto, este estudio consiste en identificar a partir de las características de toxicidad y procesos de transporte del residuo de difenoconazol, la estimación del riesgo para la salud de la población que se encuentra localizada en la finca.

Metodología

Se realizó un estudio de corte transversal en 6 trabajadores y 1 una familia que residente en una finca cultivadora de fresa, ubicada en Madrid Cundinamarca; los criterios de inclusión del estudio fueron trabajadores que voluntariamente aceptaron participar.
La evaluación de riesgo ambiental se desarrolló a través de 4 etapas: análisis de riesgo, evaluación de la toxicidad, evaluación de la exposición y caracterización de los riesgos (The university of Arizona, 2001).
Se determinó la sustancia problema a partir de la cuantificación de DQO en dos muestras de suelo (blanco y tratamiento) utilizando el procedimiento de lixiviación para determinar características de toxicidad (TCLP) como es indicado en la figura 1, así mismo, se desarrolló una caracterización físico- química del suelo con una muestra compacta enviada al Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) y por herramientas tales como infiltrómetro, penetrómetro, toma de muestras para determinación de porosidad, humedad y un montaje experimental para evidenciar el potencial de lixiviación bajo condiciones de laboratorio controladas.
Finalmente se aplicó de manera individual una encuesta sobre características socio-demográficas como: sexo, edad, masa corporal, número de integrantes en su familia; ocupacionales como: tiempo de exposición en el oficio, capacitación recibida en uso y manejo de plaguicidas, utilización de elementos de protección personal, medidas de contingencia ante intoxicaciones; exposiciones Extra laborales como: hábitos en el hogar y toxicológicas como: condición de salud tanto de los trabajadores como los que residen en el hogar.

Figura1. Laboratorio TCLP.



Fuente: autores

Resultados y discusión.

De acuerdo a las concentraciones de DQO presentes en las muestras de lixiviado y su relación con los límites permisibles de exposición establecidos en la Comisión Europea y para la Dosis Letal 50 por inhalación en ratas (OMS), se determinó que existe un riesgo ya que el estudio presenta valores muy altos de concentraciones (898 mg/l para el blanco y 1253 mg/l para el tratamiento) que sobrepasan el valor estándar de 3 mg/kg y 3 mg/l respectivamente; sin embargo, estos valores no llegan a sobrepasar los valores de dosis letal dermal y oral en ratas, ni el valor de ingrediente activo que puede presentar el suelo (Tabla1).

Tabla 1. Identificación del peligro

Normatividad	Dosis(mg/kg)	Blanco (mg/kg)	Tratamiento (mg/kg)	Valor de referencia (mg/kg)
LMR (Comisión Europea)	3	955.31	1278.57	2
DL50 oral (ratas)	1453			
DL50 Dermal (ratas)	> 2010			
Normatividad	Dosis(mg/l)	Blanco (mg/l)	Tratamiento (mg/l)	Valor de referencia (mg/l)
DL50 inhalación (ratas)	3	898	1253	2
Ingrediente activo	400 a 5660 mg/l			

Fuente: autores

Los valores de DQO obtenidos a partir de la metodología TCLP, son el resultado del escenario de exposición en el que se encuentra la finca piloto, puesto que al realizar la caracterización del suelo se pudo evidenciar un suelo inceptisol con drenajes pobres, lo que implica que el agua se acumulé por periodos largos; a partir de la tabla de Munsell se evidenció colores amarillentos y grises que rectifican que el drenaje tiene una mayor lentitud y que el suelo se encuentra saturado casi en forma permanente; adicionalmente por observación en campo se identificaron fluctuaciones en el nivel freático, encontrándolo en la caracterización a 80 cm con respecto a la superficie, su textura franco-limosa determinada por los porcentajes de cada textura indicada en la Tabla 2 y su falta de estructura está relacionada con la poca evolución que presenta el suelo, con materiales ubicados bajo condiciones ambientales desfavorables como la inundación (Jaramillo, 2002), esto y la baja solubilidad que presenta el difenoconazol hacen que la percolación y la presencia de la sustancia en aguas subterráneas sea muy baja y tenga una alta probabilidad de que se concentre de manera superficial (University of Hertfordshire).

Tabla 2. Granulometría

Arena %	Limo %	Arcilla %
35.5	49.4	15.1

Fuente: autores

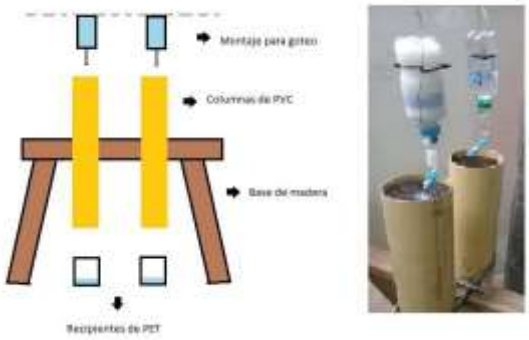
Otros factores físicos del suelo como: la porosidad, la humedad, la infiltración y la compactación, también determinan la movilidad de la sustancia problema; el suelo presenta una porosidad del 19% la cual se encuentra catalogada como muy baja, por lo que infiere una compactación, esto se debe a que en la mayoría de veces los suelos bajo sistemas de producción agrícola intensiva tienden a compactarse, reduciendo su porosidad y haciendo que pierda parte de su potencial de producción. Así mismo, el suelo presenta un nivel de compactación alto ya que el valor de densidad aparente para climas fríos se considera menor a uno (Jaramillo, 2002) y los resultados obtenidos superan los niveles de referencia (Figura 2). Al realizar las pruebas de compactación del suelo a través del penetrómetro se evidenció que el nivel de solidez es estable, debido a que la prueba fue realizada en la capa superficial, lo que permite inferir que la compactación del suelo comienza a una profundidad mayor a los 10 cm.

Figura 2. Prueba de densidades

Fuente: autores

El valor de compactación incide en los resultados arrojados de infiltración realizada en campo y en el montaje experimental realizado para determinar el potencial de lixiviación en condiciones de laboratorio controladas como se muestra en la Figura 3; el lixiviado permite evaluar el movimiento de una sustancia en el suelo, ya que el plaguicida tiende a desplazarse con el agua y percolarse a través del perfil alcanzando las capas más profundas, pudiendo afectar las aguas subterráneas y/o acuíferos presentes en la zona que resultarían contaminados por estas sustancias; sin embargo, después de 3 semanas el volumen de lixiviación que llegaba a los 100 cm de las columnas era demasiado escaso y la simulación de precipitación y de la aplicación del plaguicida se saturaba en la parte superior de la columna, por lo que no había movimiento dentro de esta, rectificando los resultados con el infiltrómetro en campo ya que durante los 5 minutos de muestreo, fue muy poca la decantación de agua y después de estos dejaba de infiltrar en el suelo.

Figura 3. Montaje Experimental



Fuente: autores

Lo anterior se debe a factores como son los tipos de poros finos que a su vez tienden a ser por las texturas finas o por el poco desarrollo estructural que la finca piloto presenta, así mismo, el suelo presentó una humedad de 54%, es decir, que la muestra retenía más de la mitad de agua y a mayor contenido de humedad menor será la velocidad de infiltración; de igual forma otro factor que incide de manera significativa en las tasas de infiltración es el sellamiento superficial que es la formación de una capa fina y compacta sobre la superficie del suelo, debido a la acción corrosiva de las lluvia, el flujo de agua por la superficie o el riego por aspersión, donde las partículas finas son fijadas alrededor de las partículas mayores formando una capa impermeable (Tabla 3) (Delgadillo et al, 2016).

Tabla 3. Características físicas del suelo

Densidad Real (g/cm^3)	Densidad Aparente (g/cm^3)	Porosidad (%)	Humedad (%)	Compactación (Psi)	Infiltración (ml/s)
2.0	1.62	19	53.94	44.2	0.0165

Fuente: autores

Los resultados obtenidos de las características químicas del suelo indicados en la Tabla 4 determinaron un pH neutro, con baja concentración en fósforo, alta para el complejo de cambio (cmol/kg) y porcentaje bajo de saturación de bases; el fósforo y la saturación de bases indican una baja reserva de nutrientes además de la posibilidad de que el fósforo, se está extrayendo directamente de la reserva del suelo hasta volverse el fósforo un factor limitante, sin embargo, en la caracterización visual, no se evidenciaron las hojas delgadas, erectas o con nervaduras poco pronunciadas; tampoco se identificó en las hojas tonos pardos rojizos, necrosas o que cayeran precozmente, por lo que su deficiencia se debe inicialmente a la compactación del suelo, las bajas temperaturas, el exceso de humedad o bajas concentraciones de materia orgánica (Gobernación de Antioquia, 2014).

El complejo de cambio es la parte del suelo que posee la capacidad de absorber e intercambiar iones entre sí; la capacidad de intercambio catiónico CIC, como su nombre lo indica, representa la cantidad de cationes que la superficie puede retener como K, Ca, Mg, Na en la arcilla, materia orgánica y sustancias húmicas (Delgadillo et al, 2016). Los valores que se presenta de los cationes se encuentran en concentraciones normales, sin embargo, la capacidad de intercambio catiónico es considerada alta, según los rangos que maneja el IGAC, así mismo, teóricamente se presentan evidencia de que la zona presenta de mediana a alta capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 4. Características químicas del suelo

pH	Carbono total (%)	Fósforo disponible (mg/kg)	Complejo de cambio (cmol/ kg)						S.B. (%)
			CIC	Ca	Mg	K	Na	B.T.	
6.38	3.66	12.24	40.169	3.75	1.98	0.51	0.080	6.32	15.73

Fuente: autores

En cuanto a la estimación del riesgo, tanto el blanco (68.02 mg/ (kg*día) en trabajadores y 20.84 mg/(kg*día) en la familia) como el tratamiento (90,99 mg/(kg*día) en trabajadores y 27.89 mg/(kg*día) en la familia) generan un riesgo para las dos poblaciones que se encuentran en el área de influencia, esto se debe a que lo valores obtenidos de DQO del lixiviado del suelo son demasiados altos. Al realizar el cálculo con la dosis de referencia del difenoconazol que se implementó para estimar el riesgo por el consumo de fresa, solo los agricultores presentaron un riesgo de mg/ (kg*día).

La exposición extra laboral a los plaguicidas en las actividades normales del hogar fue mínima, no se presentaba algún plaguicida dentro del hogar, ni contacto con alguno de la zona de almacenamiento, cumpliendo con lo dispuesto en la legislación vigente para el almacenamiento de plaguicidas (Ministerio de Salud, 1991), sin embargo, el servicio sanitario del hogar y el lavadero son utilizados por los trabajadores y las personas que habitan en la vivienda, por lo que podría aumentar el riesgo en la familia, ya que este medio es un modo de transmisión para que el agente causal incida sobre ellos.

Se observó que los trabajadores son los más afectados, incidiendo principalmente las variables del tiempo de exposición al difenoconazol, ya que el 83% de los trabajadores están relacionados con el manejo de la sustancia, sin haber recibido capacitación sobre el manejo y gestión de los plaguicidas, sus residuos y envases y por lo tanto, tampoco saben cómo actuar ante una emergencia que involucre un derrame o una intoxicación con sustancias químicas, lo que genera el aumento de este riesgo, No presentan horarios de rotación para el oficio y las horas de fumigación al día pueden variar de 4 a 8 horas por lo que es posible explicar la estimación de riesgo alto; sin embargo, no existen parámetros establecidos a nivel nacional con relación al tiempo de duración de los periodos de rotación.

La población trabajadora se ve afectada principalmente cuando el medio en donde se encuentra el plaguicida entra en contacto a través de las vías de exposición: por ingestión, inhalación y el contacto dermal. Al aplicar el plaguicida, la puerta de entrada al cuerpo es a través de la vía dermal e inhalatoria, en la recolección y el transporte de la cosecha, el agente causal entra en contacto por la vía dermal y por ingestión al ser consumida.

La mayoría de los trabajadores se cambian la ropa luego de terminar su jornada y sus hábitos de higiene refieren que todos lavan su ropa de trabajo en la casa y por separado, lo que genera que la entrada al cuerpo tenga una baja probabilidad por la vía dermal e inhalatoria, no obstante, se observó que ingieren alimentos mientras trabajan sin realizar el lavado de manos antes de ingerirlos; un estudio sobre la evaluación de riesgo en humanos por plaguicidas en tomate cultivado con sistema tradicional y otro con buenas prácticas agrícolas (Varona et al, 2011) determinó que si existe una diferencia significativa entre los dos sistemas de cultivo aun cuando no se supera los niveles de riesgo, situación que podría ser una oportunidad de mejora para los agricultores.

En cuanto a la posibilidad de afectaciones en la salud, el 67% de los trabajadores indicaron que ellos o algún miembro de su familia presentaron síntomas en las últimas dos semanas, las personas afectadas oscilaban entre los 14 a 60 años de edad y presentaban principalmente síntomas generales como debilidad, problemas en el sistema respiratorio como estornudos, congestión nasal y problemas en el sistema digestivo, como diarreas, además de dos tipos de cáncer que no se relacionan con los principales identificados por la EPA en los estudios cancerígenos en ratas (EPA, 2005).

Esta exposición al difenoconazol y otros plaguicidas pueden causar problemas en la salud tanto para la familia presente en la finca como para los trabajadores, debido a que estos son aplicados directamente a las plantas y en muchas ocaciones no se degradan completamente después de su aplicación, sus metabolitos y algunas formas inalteradas de dichos compuestos son excretados y subsecuentemente introducidos en el ambiente (Li, et al, 2013), así mismo el difenoconazol tiene vida media corta, una bioacumulación más baja que los plaguicidas organoclorados y posibles efectos perjudiciales para el ecosistema y para la población (Salas y Gutierrez, 2015), no obstante, los patrones de comportamiento de los trabajadores como la implementación de los elementos de protección necesarios o un lavado del fruto a la hora de consumirla son necesarios para disminuir el riesgo.

Conclusiones

- Se estableció que las concentraciones del blanco como del tratamiento (955,31 mg/kg y 1278,57 mg/kg respectivamente) presentan valores por encima de los límites máximos residuales estipulados por la Comisión Europea y en la dosis letal 50 inhalatoria estipulada por la OMS, sin embargo, no sobrepasan la dosis letal 50 dermal y oral en ratas, ni tampoco la del ingrediente activo en el suelo.

- Se determinó que la mayor concentración de difenoconazol se encuentra en el suelo y no hay gran presencia del mismo en los medios agua y aire, esto se debe a las características que el ingrediente activo presenta, por su persistencia en el suelo y poca movilidad en este, su volatilización baja y al tener una vida media en el agua superficial de 5,8 días se considera poco persistente en este medio.

- Se estableció que el suelo presenta características de un suelo poco evolucionado, con pocos nutrientes, con una gran compactación y poco drenaje, así mismo, la baja solubilidad que presenta el difenoconazol hacen que la percolación, la movilidad y la presencia de la sustancia en aguas subterráneas tenga una probabilidad muy baja y que la sustancia se esté concentrando de manera superficial.

- De acuerdo a las características químicas del suelo, se determinó una baja concentración en fósforo y porcentaje bajo de saturación de bases, indicando una baja reserva de nutrientes, sin embargo, en la caracterización visual no se evidenciaron las hojas delgadas, erectas o con nervaduras poco pronunciadas, tampoco tonos pardos rojizos, necrosas o que cayeran precozmente, por lo que su deficiencia se debe inicialmente a la compactación del suelo, las bajas temperaturas, el exceso de humedad o bajas concentraciones de materia orgánica.

- Se determinó que el difenoconazol representa un riesgo alto por toxicidad para los seres humanos a pesar de que está clasificado como tipo III: poco peligroso; la concentración con la que se encuentra en el suelo es demasiado alta, generando un mayor cociente de peligrosidad o de riesgo para la población. Dicha concentración se debe a que el plaguicida es aplicado directamente sobre el suelo y al estar este tan compactado no permite que se distribuya de la mejor forma.

- A partir del valor teórico de dosis de referencia del difenoconazol utilizado para determinar el riesgo en la fresa, se determinó un riesgo sobre los trabajadores principalmente por factores como la frecuencia de exposición al agroquímico.

- La población se ve afectada principalmente en el proceso de aplicación, recolección, distribución y consumo del producto debido a que son las actividades en donde el agroquímico entra en contacto con sus vías de exposición, sin embargo, el uso de la protección personal, las buenas prácticas agrícolas y los lavados necesarios a la fruta, son puntos clave para que haya una disminución en el riesgo a presentar afectaciones a la salud humana.

- El riesgo al que se ve expuesta la finca piloto aumenta en la medida que no se tenga capacitación sobre el manejo y gestión de los plaguicidas, sus residuos y envases.

Referencias.

Agencia de Protección Ambiental. (2015). *Método 1311: Procedimiento de lixiviación característica de la toxicicidad.*

Agencia de protección Ambiental EPA. (1992). *Método y procedimiento para determinar la característica de toxicidad por lixiviación (TCLP).*

Agronet. (2004). *Ficha técnica de la fresa*. Recuperado el 10 de Enero de 2018, de http://www.agronet.gov.co/www/docs_agronet/20 05113173515_MONITOREO_EU_Frutas2004.pdf

Alcaldia municipal de Madrid Cundinamara. (2008-2012). Plan de desarrollo municipal de Madrid Cundinamarca.

Alcaldia municipal de Madrid Cundinamarca. (6 de Febrero de 2016). *Alcaldia municipal de Madrid Cundinamarca*. Recuperado el 9 de Enero de 2017, de http://www.madrid- cundinamarca.gov.co/

Alixon Ramírez;Omar Castiblanco . (2016). *Monografía análisis comparativo de las tarifas en los municipios de Mosquera, Funza y Madrid que compran agua en bloque.* Bogotá: Universidad Distrital.

Altieri, M. A. (1999). *AGROECOLOGIA: Bases científicas para una agricultura sustentable.* Montevideo: Nordan–Comunidad.

Arrieche, R. A.-S. (2012). *Evaluación de la calidad del suelo, en el sistema productivo orgánico la estancia, Madrid, Cundinamarca.* Bogotá.

Arrieche, R. A.-S. (2012). *Evaluación de la calidad del suelo, en el sistema productivo orgánico la estancia, madrid, cundinamarca, 2012. Utilizando indicadores de calidad de suelos.* Bogotá.

BANCOLDEX Y UT CRECE - FEDERACION NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. (2014). *Documento final de conclusión de la metodología memorias técnicas y mapas por aptitud de uso para cultivos comerciales de fresa en Colombia a Escala 1:100000.*

Cabrera E; Patricia Raírez . (2007). *Estado actual y cambio en los ecosistemas de los Andes colombianos.*

Cámara de Comercio Bogotá. (2015). *Manual de Fresa.* Bogotá.

Carlos E. Castro; Ricardo Siachoque; Edna Garzón; Luis Useche; Marco Velandia. (2011). *Conflicto de uso de la tierra.* Cundinamarca.

Cipriano García Gutierrez; Guadalupe Rodríguez mesa. (2012). *Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicida en Sinaloa.* Mochicahui, México.

Cuellar, D. M. (2005). *Relación ambiemte y desarrollo del departamento de Cundinamarca.*

DANE. (2005). *Resultado censo general 2005.*

DANE. (2017). *Estimaciones y proyecciones de la población Colombiana*. Recuperado el 2018, de https://geoportal.dane.gov.co/v2/?page=elemento Estimaciones DUPON . (2016). *Ficha de seguridad Score 25 EC.*

Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá ESP. (2012). *Evaluacion a los efectos generados por las decisiones tomadas por el gobierno distrital frente a la suspensión de la venta de agua en bloque .* Bogotá.

Remoción y recuperación de cianuro libre en soluciones acuosas utilizando una resina aniónica.

J. Manrique-Julio[1*], A. Sánchez-Vergara[1], N. Samboní-Ruiz[1], E. Sierra-Gaviria[1], M. Otálora-Trujillo[1]

[1] Grupo de Investigación en Tecnologías y Ambiente (GITA), Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Popayán – Cauca.

Autor corresponsal: Ingeniería Ambiental y Sanitaria*, Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Calle 5 N° 3 - 85, Popayán, Cauca. Zip code 190003. Colombia. Email: jorge.manrique.j@uniautonoma.edu.co

Abstract

The recovery process of free cyanide was studied by means of adsorption-desorption in a strong base anion exchange resin. As the amount of resin used increased, the percentage of adsorption increased to a constant value of 80%, while the desorption was completely achieved when low amounts of resin were used. The loading of the adsorbent showed a decreasing behavior with the amount of resin used that can be related to the saturation of the active sites. The experimental data obtained fitted the Freundlich model very well with a R^2 value of 0.9771 and the parameters suggested the possible reuse or regeneration of the adsorbent.

KeyWords: Free cyanide, Ionic exchange, Isotherms

Resumen

Se estudió el proceso de recuperación de cianuro libre por medio de la adsorción-desorción en una resina de intercambio aniónico de base fuerte. A medida que se aumentó la cantidad de resina utilizada aumentó el porcentaje de adsorción hasta llegar a un valor constante de 80%, mientras que la desorción se logró completamente cuando se utilizaron bajas cantidades de resina. La carga del adsorbente presentó un comportamiento decreciente con la cantidad de resina utilizada que puede ser relacionado con la saturación de los sitios activos. Los datos experimentales obtenidos ajustaron muy bien al modelo de Freundlich con un valor de R^2 *de 0.9771 y los parámetros sugirieron la posible reutilización o regeneración del adsorbente.*

Palabras clave: Cianuro Libre, Intercambio iónico, Isotermas

Introducción

La minería de oro es una de las principales actividades económicas a nivel mundial y consiste en la extracción del preciado metal, por medio de diversas técnicas o procesos fisicoquímicos, entre los que destaca el proceso MacArthur-Forrest o proceso de cianuración (Marsden & House, 2006). Este proceso consiste en la lixiviación del oro de la

matriz mineral, utilizando soluciones altamente concentradas de cianuro (CN^-), el cual, sin un manejo adecuado, puede resultar altamente tóxico para cualquier forma de vida y el biotopo. En el proceso de cianuración se producen grandes cantidades de aguas residuales con una alta carga de cianuro (libre y acomplejado) capaces de generar múltiples alteraciones en el medio ambiente y en la salud de los seres vivos, debido a que la mayoría de compuestos cianurados son muy tóxicos para los organismos, incluso a bajas concentraciones (Simsek, Kobya, Khan, & Bezbaruah, 2015).

Una de las principales preocupaciones, tanto económicas como medioambientales, es la utilización de tecnologías eficientes en la recuperación del cianuro de los efluentes generado en el proceso, primariamente debido a las cada vez más rigurosas legislaciones ambientales que demandan el cumplimiento de estándares de calidad de agua y suelos respecto al contenido de cianuro. El interés económico en la recuperación de cianuro se basa en que el desaprovechamiento de esta sustancia en el proceso puede significar un porcentaje importante del costo de operación, lo que impulsaría el hecho de contar con tecnologías capaces de recuperar esta sustancia y poder reutilizarla (SGS, 2013).

Una de las tecnologías propuestas y bien conocidas parala recuperación de cianuro, es el proceso Cyanisorb, que utiliza la técnica AVR: Acidificación, volatilización y reneutralización. Esta técnica es capaz de recuperar altas cantidades de cianuro libre, pero con la desventaja que este proceso utiliza bajos valores de pH que ocasionan la volatilización de gas cianuro (HCN), ecuación 1, el cual representa un grave peligro en caso de presentarse fallas en la operación (Marsden & House, 2006; SGS, 2013).

$$CN^-_{(aq)} + H^+_{(aq)} \Leftrightarrow HCN_{(g)} \qquad \textbf{Ecuación(1)}$$

Es por ello que el presente estudio tiene como objetivo recuperar el cianuro libre presente en soluciones acuosas que provienen de la extracción del oro, utilizando una resina de intercambio aniónico de base fuerte que opera a valores de pH altamente básicos (11-14), lo cual asegura la seguridad en la operación debido a que no se produce ácido cianhídrico gaseoso (Dow, 2018). La aplicación de esta técnica en aguas residuales producto de la actividad minera podría tener un alto impacto económico y medioambiental debido a que se podría reutilizar el cianuro, reducir la producción de un residuo contaminante, minimizar la degradación de ecosistemas y evitar afectaciones a la salud humana, de la fauna y la flora.

Materiales y metodología

Se utilizó una resina de intercambio iónico de base fuerte (Amberlite IRA458 Cl), la cual fue pesada y sumergida en una solución 0.5 mM de NaOH bajo agitación constante durante 10 minutos, para su activación. Las pruebas de remoción de cianuro se realizaron de forma intermitente (Batch), utilizando 500 cm^3 de una solución acuosa de NaCN con una concentración de 2200 $mg\ L^{-1}$bajo agitación constante (200 rpm).

Durante la preparación de la solución, el pH de estas fue ajustado a un valor de 13.0 utilizando NaOH, para evitar la formación de HCN al momento de disolver la sal cianurada. En las pruebas de desorción, la resina fue separada completamente de la solución cianurada y sumergida nuevamente en una solución de NaOH, de la misma concentración que la utilizada en la etapa de activación, bajo agitación constante durante 60 minutos.

La medición de la concentración de cianuro libre se llevó a cabo siguiendo el método estándar $4500D$, reportado por la APHA (American Public Health Association). Este método consiste en la titulación de 250 mL la solución cianurada con una solución de $AgNO_3$ (0.019 M), utilizando p-dimetilaminobenzalrodanina como indicador (APHA, 2017).

Para la obtención de la isoterma de adsorción a temperatura ambiente (293.15 K), se fijó la concentración inicial (C_o) de la solución cianurada a $2200\ mg\ L^{-1}$ y se varió la cantidad de resina (m_A) utilizada en un rango de 3-200 $g\ L^{-1}$. La carga del adsorbente (q_{eq}) fue calculada utilizando la ecuación 2:

$$q_e = \frac{V_s}{m_A}(C_o - C_{eq})$$ **Ecuación(2)**

Donde V_s es el volumen de la solución (200 mL), C_{eq} es la concentración de equilibrio alcanzada después de 60 minutos de agitación continua.

Resultados y discusión

Las pruebas de adsorción mostraron una relación directa entre la cantidad de resina y la remoción de cianuro libre (**Figura 1**); este comportamiento es debido a la mayor disponibilidad de sitios activos en los cuales la molécula de cianuro puede adsorberse a medida que se aumenta la cantidad de adsorbente.

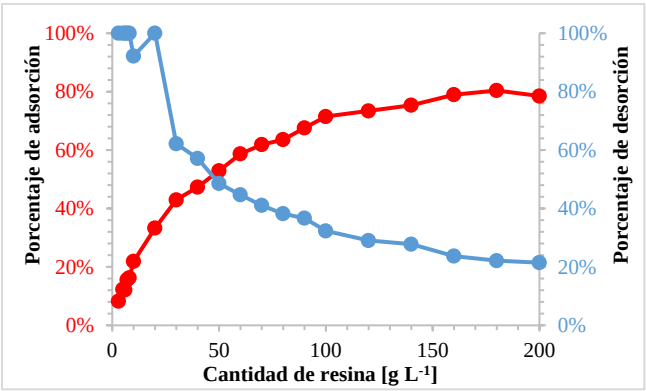


Figura 1. Adsorción-Desorción de cianuro libre vs cantidad de resina

Por el contrario, se presentó un comportamiento inverso en la relación de la carga del adsorbente vs cantidad de resina (**Figura 2**). Este comportamiento también puede ser explicado por la presencia de una mayor concentración de sitios activos respecto a las moléculas de adsorbato presentes en solución, las cuales se verán excedidas en número al aumentar la cantidad de resina, ocasionando una baja saturación de los sitios activos. Adicionalmente, esto estaría relacionado con la tendencia inversa presentada en la desorción (**Figura 1**), lo que podría ser atribuido a la alta atracción entre los sitios activos libres, a alta concentración de resina, que no permite a las moléculas de adsorbato escapar de la vecindad del adsorbente.

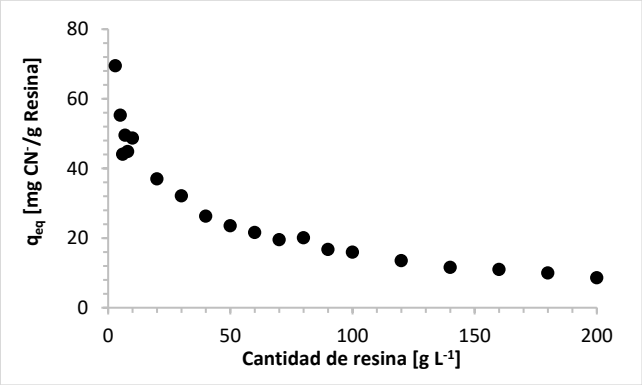


Figura 2. Comportamiento de la carga de adsorbente con la cantidad de resina

En la figura 3 se observan los datos experimentales de equilibrio obtenidos a 293.15 K. A estos datos se les ajustaron dos modelos de isotermas de adsorción, Langmuir y Freundlich, cuyos valores de los parámetros obtenidos se reportan en la tabla 1.

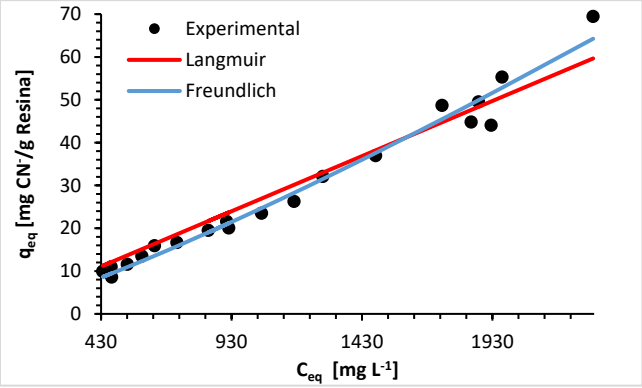


Figura 3. Isotermas de adsorción a 293.15 K

Tabla 1. Parámetros de las isotermas de Langmuir y Freundlich

Modelo de isoterma	Ecuación	Parámetros ajustados	R^2
Langmuir	$q_e = \frac{q_m b C_{eq}}{1+bC_{eq}}$	q_m= 74960 b=3.44x10^{-7}	0.9717
Freundlich	$q_e = KC_{eq}^n$	K=5.794x10^{-3} n= 1.2022	0.9771

De acuerdo a los valores de R^2 obtenidos, el modelo de Freundlich presenta un mejor ajuste con los datos experimentales. En el caso del modelo de Langmuir, el valor tan bajo del parámetro b (relacionado con la afinidad de los sitios activos) sugiere un comportamiento aproximadamente lineal en la condición de equilibrio de adsorción, reduciendo el modelo de Langmuir al modelo de Henry (Faust & Aly, 1987), expresado en la ecuación 3:

$$q_e = K_H C_{eq}$$ **Ecuación(3)**

Donde K_H es la constante de Henry ($K_H = 0.0258\ L\ g^{-1}$). Los valores de los parámetros obtenidos con el modelo de Freundlich sugieren reversibilidad en el proceso ($n > 1$) debido a débiles interacciones entre sitios activos-adsorbato a las condiciones utilizadas, lo que hace posible la desorción o regeneración del adsorbente (Worch, 2012).

Conclusiones

Se estudió la recuperación de cianuro libre en una resina de intercambio aniónico de base fuerte a temperatura ambiente. Se encontró que la máxima carga del adsorbente fue de 69.46 mg de CN^- g^{-1} de resina, al utilizar una relación de resina de 0.6 g L^{-1}. La máxima eficiencia de adsorción obtenida fue del 80%, para una concentración inicial de 2200 mg L^{-1}. La desorción del cianuro libre es más eficiente cuando se utilizan bajas cargas de resina en la adsorción. El modelo de isoterma de adsorción que mejor ajustó a los datos experimentales fue el de Freundlich con un R^2 de 0.9771 y los parámetros obtenidos sugieren facilidad en la desorción del adsorbato, permitiendo así la recuperación del cianuro, con potencial para ser reutilizado.

Referencias

APHA. (2017). *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). Washington: APHA.

Dow. (2018). *Amberlite IRA458 Cl ion Exchange Resin*. Michigan.

Faust, S., & Aly, O. (1987). *Adsorption process for water treatment* (1st ed.). Massachusetts: Butterworth publishers.

Marsden, J., & House, L. (2006). *The chemistry of gold extraction* (2nd ed.). Colorado, USA: SME.

SGS. (2013). *Cyanide Recovery - T3 SGS 019*.

Simsek, H., Kobya, M., Khan, E., & Bezbaruah, A. N. (2015). Removal of aqueous cyanide with strongly basic ion-exchange resin. *Environmental Technology (United Kingdom)*, *36*(13), 1612–1622. https://doi.org/10.1080/09593330.2014.999829

Worch, E. (2012). *Adsorption technology in water treatment* (1st ed.). Göttingen: De Gruyter.

Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Madrid E.S.P. . (2017). *Acta Comite Técnico N° 348.* Madrid, Cundinamarca.

Empresas públicas de Cundinamarca. (2013). *Programa agua para la prosperidad Plan Departamental de agua-Cundinamarca.*

EPA. (2000). *Difenoconazol: tolerancia a los pesticidas.*

FAO. (2015). *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.* Recuperado el 1 de Septiembre de 2018, de http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JMPR/Evaluation201 5/DIFENOCONAZOLE_224_.pdf

Forget, G. (1990). *Balancing the Need for Pesticides with the Risk to Human Health: Impact of Pesticide Use on Health in Developing Countries.* Ottawa.

Geotécnia, A. L.-S. (1992). *Geología e Hidrogeología de Santafé de Bogotá y su Sabana.* Bogotá.

Gobernación de Antioquia. (2014). *Manual Técnico del cultivo de fresa bajo buenas prácticas agrícolas.* Medellín.

Gobernación de Cundinamarca. (2010). *Estadísticas de Cundinamarca 2010.*

Gomez, L. E. (2015). *Caracterización del Sistema de comercialización de la fresa en fresco en la provincia de Soacha- Bogotá D.C. .* Cajicá.

Ibáñez, J. J. (5 de Julio de 2006). *Fundación para el conocimiento de Madrid*. Recuperado el 25 de abril de 2018, de http://www.madrimasd.org/blogs/universo/2006/0 7/05/33887

IDEAM. (28 de Diciembre de 2007). *IDEAM: DEMANDA QUÌMICA DE OXÌGENO POR REFLUJO CERRADO Y VOLUMETRÌA.* Recuperado el 20 de octubre de 2018, de http://www.ideam.gov.co/documents/14691/3815 5/Demanda+Qu%C3%ADmica+de+Ox%C3%A Dgeno..pdf/20030922-4f81-4e8f-841c-c124b9ab5adb

IGAC. (s.f.). *Guia de Muestreo .* Bogotá. Instituto Geográfico Agustín Codazzi . (2011). *Capitulo 4: propiedades del suelo.*

Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (1995). *Consideraciones Generales para Interpretar Análisis de Suelos. .* Bogotá.

Instituto Nacional de Salud. (2017). *Proceso de vigilancia y análisis del riesgo en salud pública .*

Intenational Plant Nutrition Institute. (1999). *Acidez y encalado de los suelos.* Quito.

INVERMAR. (2000). *Tesauro Ambiental .* J., D. F. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo.* Medellín.

Jaimes, L. J. (2017). *Determinación de la característica de toxicidad por lixiviación (TCLP) del principio activo carbosulfan del plaguicida de uso comercial, en un suelo de cultivo de papa de Villa Pinzón, Cundinamarca.* Bogotá. Jenny Patricia Veloza Torres.

(2017). *Análisis multitemporal de las coberturas y usos de suelo en la reserva forestal Casa Blanca en Madrid Cundinamarca.*

Julia María Domínguez Soto; Alma Delia Román Gutiérrez; Francisco Prieto García y Otilio Acevedo Sandoval. (2011). *Sistema de Notación Munsell y CIELab como herramienta para evaluación de color en suelos.* México.

Leidy Lorena Rojas, E. G. (2001). *Diseño de una propuesta ambiental orientada a disminuir el riesgo de intoxicación en la manipulación de agroquimicos en cultivos de lulo.* Pitalito.

Li, Y., Ma, X., & Lu , G. (2013). Systematic investigation of the toxic mechanism of difenoconazole on protein by spectroscopic and molecular modeling. *Pesticide Biochemistry and Physiology, 105*, 155 - 160. Recuperado el 26 de Julio de 2016 Maldonado, P. M. (2017). *Apoyo en la gestión de la información sobre Acueducto y Alcantarillado, al proyecto región vida en la secretaria de planeación – Gobernación de Cundinamarca.*

María Alejandra Delgado Salas; Paola Fajardo Gutierrez. (2015). *Determinación de la movilidad del carbofuran en suelos de un cultivo ubicado en el municipio de VIllapinzon- Cundinamarca.*Bogotá.

Meter Group Inc. (5 de Noviembre de 2018). *Decagon.*Recuperado el 23 de Octubre de 2018, de http://manuals.decagon.com/Manuals/10564_Mini%20Disk%20Infiltrometer_Web.pdf

MINAMBIENTE. (s.f.). *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.* Recuperado el 5 de Diciembre de 2017, de https://www.datos.gov.co/Ambiente-y- Desarrollo-Sostenible/Catalogo-Estaciones-IDEAM/n6vw-vkfe/data#revert

Miner, J. A. (1995). *El Suelo en la Agricultura y el Medio Ambiente. Fertilidad del Suelo: Acidez y Complejo de Cambio.*

Ministerio de trabajo y asuntos sociales. (1999). *NTP 465: sustancias carcinogénicas: criterios para su clasificación .* España.

MINISTERIO DE AGRICULTURA. (2017). *CIFRAS SECTORIALES FRESA 2017.* Bogotá.

Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo. (2007).*Resolución 1527.*

Ministerio de protección social . (2011). *Diagnostico Madrid Cundinamarca.*Bogotá.

Ministerio de Protección Social. (2011). *Diagnóstico Madrid-Cundinamarca.* Madrid-Cundinamarca.

Ministerio de Salud. (1991). *Disposiciones sanitarias sobre uso y manejo de plaguicidas: Decreto 1843 del 22 de julio de 1991.* Bogotá.

Mónica Rubio Cardenas; Alejandro Vallejo Reyes. (2014).

Evaluación del grado de contaminación por plaguicidas Organofosforados en cultivos de cebolla en suelo y agua de escorrentía en el corregimiento de la Florida de la ciudad de Pereira. Pereira.

OCDE. (23 de Noviembre de 2004). *Prueba N° 312: Lixiviación en Columnas de Suelo.* Recuperado el 21 de Agosto de 2018, de https://archive.epa.gov/scipoly/sap/meetings/web/ pdf/312_soil_column_leaching.pdf

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2009). *Guía para la descripción del suelo.* Roma.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (s.f.). *Codex Alimentarius*. Recuperado el 15 de Marzo de 2018, de http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/en/Osar Delgadillo; Luis pérez. (2016). *Medición de la infiltración del agua en el suelo.* Bolivia.

Sandra Milena Silva Arroyave; Francisco Javier Correa Restrepo. (2009). *Análisis de la contaminación del suelo: revisión de la normatividad y posibilidades de regulación económica.* Medellín.

Sistema de documentación e información municipal. (s.f.).*Tomo I Diagnóstico.* Cundinamarca.

The university of Arizona. (2001). *análisis de riesgos ambientales*. Recuperado el 6 de Agosto de 2017, de https://superfund.arizona.edu/content/3141- identificaci%C3%B3n-del-peligro

Universdad Nacional . (2017). *Manual de plaguicidas de Centroamérica* . Recuperado el 5 de Agosto de 2017, de http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr/ index.php/base-de-datos-menu/193-difenoconazol

Universidad Nacional de Colombia-sede Medellín. (2012). pH del suelo y disponibilidad de nutrientes. *Manejo integral de Suelos y Nutrición Vegetal, 1*(4), 4.

Universidad Politécnica de valencia. (2011). *Andisoles.*Valencia.

Universidad Politécnica de Valencia. (2011). *Inceptisoles.*Valencia.

University of Hertfordshire. (Marzo de 2016). *Agricultural Substances Databases - Agriculture & Environment Research Unit .* Obtenido de PPDB: Pesticide Properties DataBase: http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index.ht m

Varona, M., Castro R., Páez M., Carvajal N., Barbosa E., León L., y Díaz S. (2011). *Impacto en la salud y el medio ambiente por exposición a plaguicidas e implementación de buenas prácticas agrícolas en el cultivo de tomate.* Colombia.

Yeraldín Molano Marín; Paula Daniela Garcia Quiroga . (2016). *Evaluación del riesgo ambiental asociado a la toxicidad del carbofurano en una finca productora de lechuga del municipio de Madrid, Cundinamarca.* Bogotá: Univeridad de la Salle.

Análisis comparativo de parámetros fisicoquímicos del agua, en el Lago de Yuriria, Guanajuato, México, en dos periodos de muestreo.

J.M. López Gutiérrez[1], R. Costilla Salazar[1*], G.E. Cea Barcia[1], G.M.L. Ruíz Aguilar[1], I. Castro Ramírez[1], A.R. Hernández Lunar[1], D.O. Rocha Amador[2].

[1]Departamento de Ciencias Ambientales. División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato

[2]Departamento de Farmacia. División de Ciencias Naturales y Exactas, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato

**Autor corresponsal:* Departamento de Ciencias Ambientales, División de Ciencias de la Vida, Ex Hacienda el Copal km 9, carretera Irapuato-Silao ap 311 CP, Col. Centro, 36500 Irapuato, Guanajuato. Email: rsalazar@ugto.mx

Abstract

The lake of Yuriria, Guanajuato, is considered one of the bodies of water of high importance at the national level.
It is located in the south of the state, is within a Protected Natural Area and is listed as a RAMSAR site. In particular, its importance lies in the use of water for irrigation, fishing, tourism, as a regulating vessel for the Lerma River, as well as being an important regulator of the microclimate because it is located in a semi-arid region and hosts a wide variety of endemic birds and migratory. Currently, it is affected by the discharges of domestic and industrial wastewater, as well as by runoff from the surrounding agricultural fields. This as a result of the population growth and the lack of implementation of processes for the treatment of wastewater. The constant entry of nutrients and the accumulation of these, have led to an excessive growth of aquatic weeds, mainly water lily, the presence of this generates oxygen losses, high evapotranspiration and eutrophication. In the present study, two surface water samples were analyzed to analyze different physicochemical parameters. With the analysis of the results, it was concluded that the body of water is severely impacted by high concentrations of carbonates and hydroxides, phosphorus and low levels of dissolved oxygen. To eradicate this problem, it is suggested to implement wastewater treatment systems, in order to restore and conserve the lake Yuriria, this will directly benefit the social, economic and environmental sector of the region.

Key Words: Water, analysis, correlation.

ANÁLISIS COMPARATIVO DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DEL AGUA, EN EL LAGO DE YURIRIA, GUANAJUATO, MÉXICO, EN DOS PERIODOS DE MUESTREO

Resumen

El lago de Yuriria, Guanajuato, es considerado uno de los cuerpos de agua de alta importancia a nivel nacional. Se localiza al sur del estado, está dentro de un área natural protegida y se encuentra catalogado como sitio RAMSAR. De manera particular, su importancia radica en el uso del agua para el riego, la pesca, turismo, como vaso regulador del río Lerma, además de ser un importante regulador del microclima por ubicarse en una región semiárida y alberga gran variedad de aves endémicas y migratorias. En la actualidad, se ve afectado por las descargas de aguas residuales domésticas e industriales, así como por escorrentías provenientes de los campos agrícolas aledaños. Esto como resultado del crecimiento poblacional y la falta de implementación de procesos para el tratamiento de las aguas residuales. La entrada constante de nutrientes y la acumulación de éstos, han propiciado un crecimiento excesivo de maleza acuática, principalmente lirio acuático, la presencia de éste genera pérdidas de oxígeno, alta evapotranspiración y eutrofización. En el presente estudio, se realizaron dos muestreos de agua superficial, para analizar diferentes parámetros fisicoquímicos. Con el análisis de los resultados, se llegó a la conclusión de que el cuerpo de agua se encuentra severamente impactado por altas concentraciones de carbonatos e hidróxidos, fósforo y niveles bajos de oxígeno disuelto. Para erradicar esta problemática, se sugiere implementar sistemas de tratamiento de aguas residuales, para así restaurar y conservar el algo de Yuriria, esto beneficiará directamente al sector social, económico y ambiental de la región.

Palabras clave: Agua, análisis, correlación.

Introducción

La contaminación de los cuerpos de agua superficial se ha convertido en un problema mundial, esta puede originar impactos en la salud de la comunidad local, en la economía y ser una amenaza para los organismos acuáticos (Ali and Khairy, 2016). Las fuentes principales de esta problemática son: los procesos naturales que ocasionan el desgaste y erosión del suelo, así como las descargas antropogénicas provenientes de efluentes domésticos, municipales e industriales sin un tratamiento previo (Kazi, 2009; Ajorlo *et al*., 2013). Otra de las fuentes, es el uso excesivo de agroquímicos en los campos agrícolas, y las escorrentías que de estos proceden. Éstos producen altos niveles de eutrofización y acumulación de grandes cantidades de sedimentos en los cuerpos de agua (Ali and Khairy, 2016).

El lago de Yuriria, Guanajuato, en la actualidad se encuentra severamente impactado principalmente por las descargas de efluentes de aguas residuales domésticas e industriales contaminadas (Espinal *et al*., 2013). En los últimos años, la calidad del agua ha ido empeorando, la disminución del nivel de profundidad de ésta, las entradas constantes de materia orgánica han ocasionado que se incremente la eutrofización, así como, la proliferación de maleza acuática. Por otro lado, el lago se encuentra ubicado dentro de una Área Natural Protegida en la categoría de restauración ecológica,

además de estar incluido en la lista de los humedales de importancia internacional de la convención RAMSAR desde el año 2004, el motivo de esto es porque alberga gran variedad de aves acuáticas residentes y migratorias (Espinal *et al*., 2013). También, el cuerpo de agua repercute directamente en la economía de la región, principalmente en las comunidades aledañas, ya que se llevan a cabo actividades de pesca y turismo, así como utilizar el agua para la agricultura de riego.

Por ello, en el presente estudio, el objetivo fue analizar los parámetros fisicoquímicos del agua en el lago de Yuriria, Guanajuato, México, en dos periodos de muestreo. Los muestreos se efectuaron en el mes de noviembre 2017 y noviembre 2018. Con los resultados obtenidos de los diferentes parámetros analizados, se realizaron pruebas de correlación de Spearman, para ver el grado de asociación entre las diferentes variables. Se busca conocer el nivel de afectación que presenta el agua del lago actualmente, para con base en ello, proponer medidas para su restauración y conservación, así como, incrementar sus funciones y procesos originales, lo cual impactará de manera positiva en la sociedad, la economía y sobre todo en el ambiente.

Materiales y métodos

El presente estudio se llevó a cabo en el lago de Yuriria, Guanajuato, éste municipio se encuentra localizado en las coordenadas 20° 12' 50" Norte y 101° 08' 18" Oeste, figura 1. Limita al norte con Valle de Santiago, al este con Jaral del progreso y al oeste con Michoacán. La ciudad de Yuriria, presenta un clima semicálido, una temperatura promedio de 19.2 °C, una precipitación de 714 mm y una altitud de 1736 msnm. La cuenca en la cual se encuentra el lago se ubica en la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago. El cuerpo de agua posee un área de 6 mil hectáreas, una profundidad promedio de 3.2 metros y una capacidad de 325 millones de m^3.

Para el análisis de los parámetros fisicoquímicos, se realizaron dos muestreos de agua superficial, en el mes de noviembre 2017 y noviembre 2018, la red de monitoreo fue con base a una rejilla cuadrada de 27 puntos dentro del lago, ubicados a 1.5 Km de distancia entre cada punto. En el primer muestreo se colectaron 22 muestras y en el segundo 25 de éstas, debido a la presencia de maleza acuática dentro del lago, la cual impedía el acceso. Las muestras se colectaron en frascos de plástico de 500 mL, estas se mantuvieron a 4°C hasta su análisis. Los parámetros que se midieron *in situ* fueron la profundidad (m), temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica (µS/cm), sólidos disueltos totales (mg/L) y oxígeno disuelto (mg/L). En el laboratorio se determinaron las concentraciones de nitritos (mg/L), nitratos (mg/L), amonio (mg/L), sulfatos (mg/L), fosfatos (mg/L), fósforo total (mg/L), sólidos suspendidos totales (mg/L), color (unidades platino cobalto, Pt-Co), turbiedad (unidades de turbidez nefelométricas, NTU), dureza (mg/L), alcalinidad (mg/L) y cloruros (mg/L), todos se cuantificaron de acuerdo a la normatividad mexicana.

Figura 1. Ubicación del sitio de estudio

Resultados y discusión

A continuación, se muestran los resultados de los parámetros fisicoquímicos de los monitoreos realizados en el mes de noviembre 2017 y noviembre 2018 en el lago de Yuriria, Guanajuato, tabla 1 análisis en campo y tabla 2 análisis en laboratorio.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos analizados en campo en el lago de Yuriria, Guanajuato

Parámetros del agua (unidades)	**Periodo de monitoreo**	
	nov-17	**nov-18**
	Ẋ±DE	
Profundidad (m)	2.04 ±0.57	3.52 ±0.42
Temperatura (°C)	19.62 ±1.98	22.36 ±2.14
pH	7.74 ±0.23	7.59 ±0.25
Conductividad (µS/cm)	525.9 ±25.34	387.41 ±37.17
Sólidos disueltos totales (mg/L)	259.5 ±14.30	192.59 ±17.89
Oxígeno disuelto (mg/L)	4.49 ±0.49	4.75 ±1.61

El pH se encuentra dentro del umbral óptimo que se establece en normativa para los cuerpos de agua, por otro lado, se aprecia una conductividad eléctrica elevada y una concentración de oxígeno disuelto cercana a los valores aceptables para la vida acuática. Los valores bajos de oxígeno se deben al crecimiento excesivo del lirio acuático en el lago, así como, a las descargas continuas de aguas residuales.

En el segundo periodo de monitoreo, se aprecia una disminución en la conductividad eléctrica y en la concentración de sólidos disueltos totales, esto se debe al incremento en el nivel de agua, propiciando una dilución de la concentración de las sales presentes. En un estudio realizado en este cuerpo de agua, se encontraron concentraciones mayores de alcalinidad y conductividad, relacionadas con valores de pH elevados (Espinal *et al*., 2013).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos analizados en laboratorio

Parámetros del agua (unidades)	**Periodo de monitoreo**	
	nov-17	**nov-18**
	Ẋ±DE	
Dureza (mg/L)	158.55 ±5.14	69.50 ±4.95
Alcalinidad (mg/L)	253.05 ±8.22	36.67 ±4.39
Color (Pt-Co)	537.95 ±119.92	503.80 ±298.16
Turbidez (NTU)	74.68 ±18.75	26.50 ±6.97
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	74.32 ±27.01	5.56 ±28.87
Nitritos (mg/L)	0.01±0.01	0.01 ±0.01
Nitratos (mg/L)	0.15±0.27	0.00 ±0.00
Amonio (mg/L)	0.61 ±0.17	0.23 ±0.14
Fósforo total (mg/L)	0.30 ±0.10	2.86 ±4.72
Fosfatos (mg/L)	0.91 ±0.29	8.80 ±14.46
Sulfatos (mg/L)	53.31 ±4.33	25.74 ±8.00
Cloruros (mg/L)	0.17 ±0.11	0.01±0.02

Las concentraciones de dureza y alcalinidad en el agua, se encuentran en promedio por arriba del límite establecido, lo cual indica la presencia de la mineralización de concentraciones de carbonatos e hidróxidos. Este incremento se hace más notorio debido a que el volumen de agua fue menor durante los muestreos, es decir, hubo mayor acumulación en las concentraciones de estos parámetros en menos cantidad de agua en el lago. Caso contrario, en el segundo periodo de monitoreo éstas concentraciones disminuyeron por el incremento en el volumen de agua.

Las concentraciones de fósforo total en ambos periodos de muestreo, se encontraron por arriba de los valores aptos para un cuerpo de agua superficial, es decir, debido al incremento en la concentración de fósforo, el lago se encuentra eutrofizado, similar a lo reportado en un estudio realizado en el año 2005 y 2010 en el mismo lago (Espinal *et al*., 2013).

En la tabla 3, se observan los valores de correlación de Pearson y el valor de probabilidad al 95% de confianza para ambos periodos de monitoreo en el lago de Yuriria. Los parámetros que presentaron mayor correlación fueron, fosfatos-fosforo, sólidos suspendidos-color, sólidos disueltos-conductividad eléctrica y turbiedad-color.

Tabla 3. Correlación de Pearson

Parámetros	**Periodo de monitoreo**	
	nov-17	**nov-18**
	Correlación de Pearson-valor de p	
Fosfatos-fósforo	0.9701-0.0000	1.0000-0.0000
Turbiedad-color	0.9874-0.0000	
Sólidos disueltos totales-conductividad		0.9593-0.0000
Sólidos suspendidos totales-color		0.9507-0.0000

Los resultados mostraron una relación consistente en aumento en las variables de fosfatos y fósforo para el periodo de noviembre 2018, ya que, el valor de Pearson fue de +1. Las demás variables no presentaron un aumento proporcional consistente, por ello, el valor de Pearson fue menor a +1, aunque el valor de p fue altamente significativo. Todos los parámetros evidencian la presencia de sólidos en el cuerpo de agua, ya sean disueltos o suspendidos, revelando así la entrada de efluentes de aguas residuales con material sólido al igual que sales provenientes de las industrias y campos agrícolas.

Conclusiones

El lago de Yuriria se encuentra severamente impactado por las descargas continuas de aguas residuales provenientes de las comunidades e industrias aledañas, así como por las escorrentías de los campos agrícolas. Esto se ve reflejado en los niveles elevados de diversos parámetros fisicoquímicos del agua que fueron analizados.

Las altas concentraciones de compuestos orgánicos y sales en el cuerpo de agua han generado la proliferación de maleza acuática, la cual con el paso del tiempo ha traído como consecuencia la eutrofización de este humedal artificial. Por otro lado, esto impacta directamente los sectores social, ambiental y económico del lugar. Por ello, es necesario tomar las medidas pertinentes para la restauración y conservación de ésta Área Natural Protegida.

Referencias

Ajorlo, M., Abdullah, R. B., Yusoff, M. K., Halim, R. A., Hanif, A. H. M., Willms, W. D., and Ebrahimian, M. (2013). Multivariate statistical techniques for the assessment of seasonal variations in surface water quality of pasture ecosystems. *Environmental monitoring and assessment*, *185*(10), 8649-8658.

Ali, E. M., and Khairy, H. M. (2016). Environmental assessment of drainage water impacts on water quality and eutrophication level of Lake Idku, Egypt. Environmental pollution, 216, 437-449.

Espinal Carreón, T., Sedeño Díaz, J. E., and López López, E. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. Revista internacional de contaminación ambiental, 29(3), 147-163.

Kazi, T. G., Arain, M. B., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Sarfraz, R. A., and Shah, A. Q. (2009). Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. Ecotoxicology and environmental safety, 72(2), 301-309.

Es Posible Generar Energía Eléctrica a Partir de los Ecosistemas de Humedales de la Sabana de Bogotá

J. S. Salazar Henao1*

1Decanatura de Ingeniería Ambiental, Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito
*Autor corresponsal: Bogotá D.C., Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, AK 45 N° 205-59

Abstract

In the quest for non-polluting and affordable energies, the feasibility of implementing the Plant Microbial Fuel Cells (PMFCs) technology in Bogota´s wetland ecosystems was evaluated. A PMFC model was developed using *Typha Angustifolia* plant (Enea Bogotana) with substrate and water extracted from a wetland in the north of the city (Torca wetland). An electric potential between 190 and 210 mV and a current intensity between 10 and 30 mA/m2 was generated, equivalent to a power of 1.9 - 6.3 mW/m2. In this way, the viability of generating electricity from wetland ecosystems using PMFCs technology was demonstrated. We recommend that future research focus on how to improve the electric power generation performance of PMFCs under real ecosystem conditions.

KeyWords: Bio-electricity production and supply, Plant Microbial Fuell Cells, electricity production from wetlands.

ES POSIBLE GENERAR ENERGÍA ELÉCTRICA A PARTIR DE LOS ECOSISTEMAS DE HUMEDALES DE LA SABANA DE BOGOTÁ

Resumen

En la búsqueda de nuevas energías no contaminantes y asequibles se plantea demostrar la viabilidad de implementar la tecnología propuesta para las Celdas Vegetales Microbiológicas de Combustible (CVMC) en los ecosistemas de humedal de la sabana de Bogotá. Se desarrolló un modelo de CVMC utilizando la especie de *Typha Angustifolia* (Enea Bogotana) con sustrato y agua extraídos del humedal Torca al norte de la ciudad. Se logró generar un potencial eléctrico de 190 - 210 mV y una intensidad de la corriente eléctrica entre 10 - 30 mA/m2, equivalente a una potencia de 1.9 - 6.3 mW/m2. De ésta forma, se demostró que es viable generar energía eléctrica a partir de la implementación de éste tipo de tecnologías en los ecosistemas de humedal de la región. A futuro se recomienda que las investigaciones se enfoquen en mejorar el rendimiento de generación de energía eléctrica de las CVMC bajo condiciones reales en diferentes ecosistemas.

Palabras Clave: Bio-electricidad, Celdas Vegetales Microbiológicas de Combustible, producción de electricidad en humedales.

Introducción

En la actualidad existen problemas asociados con la cobertura de energía eléctrica en el mundo y con las formas de generación que se utilizan. Cerca de un 13% de la población mundial no posee acceso a servicios de electricidad en sus hogares, por lo cual entorno a unos 3000 millones de personas dependen de fuentes de energía como madera, carbón vegetal o residuos animales para cocinar y calentar su comida (Naciones Unidas, 2019). El uso de éstos tipos de combustibles deteriora la calidad del aire al interior de los hogares, generando cerca de 4 millones de muertes anuales (Naciones Unidas, 2019).

Por otra parte, más del 80% del total de la energía eléctrica generada a nivel mundial proviene de fuentes asociadas a la quema de combustibles fósiles. Los Gases de Efecto Invernadero (GEI) emitidos por la quema de estos combustibles para la generación de energía eléctrica constituyen el 60% del total de emisiones de GEI mundiales (Naciones Unidas, 2019).

Frente a ésta situación el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) concertados por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), establece como su séptimo objetivo el desarrollo de energías asequibles y no contaminantes (UNDP, 2018). Las metas de este objetivo buscan garantizar el acceso universal a servicios energéticos asequibles, fiables, modernos y aumentar considerablemente la proporción de energía renovable en el conjunto de fuentes energéticas en el mundo (Naciones Unidas, 2019).

En la búsqueda por nuevas fuentes de energía asequibles y no contaminantes se desarrollaron las Celdas Microbiológicas de Combustible (CMC´s). Las CMC son reactores biológicos dentro de los cuales algunos microorganismos oxidan materia orgánica para degradarla, liberando electrones en el proceso, los electrones liberados son utilizados por un grupo diferente de microorganismos para realizar procesos de reducción química. El movimiento de electrones generado entre los grupos de bacterias, produce una corriente eléctrica que puede ser aprovechada (Strik, Hamelers, Snel, & Buisman, 2008) (He, Kan, Mansfeld, Angenet, & Nealson, 2009).
Este tipo de tecnología tiene potenciales aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales domésticas, industriales y residuos sólidos municipales, debido a sus altos contenidos de materia orgánica biodegradable. Dicha materia orgánica es el combustible de la CMC que, al degradarse biológicamente, es aprovechada para producir energía eléctrica. Buscando una fuente constante de materia orgánica para ser aprovechada se desarrolló el concepto de Celda Vegetal-Microbiológica de Combustible (CVMC). Una CVMC funciona de la misma forma que una CMC, su diferencia radica en que se usa la producción de exudados en las raíces de las plantas como fuente de materia orgánica (Deng, Chen, & Zhao, 2012). Desde el momento de su introducción en el año 2008, se ha hablado de sus potenciales aplicaciones en cultivos de arroz y humedales (Strik, Hamelers, Snel, & Buisman, 2008). Su potencial aplicación en ecosistemas de humedal resulta llamativa para explorar su viabilidad de implementación en los humedales de la Sabana de Bogotá, a manera de estrategia de conservación ambiental.

Desde el desarrollo de las CVMC se ha buscado determinar la mejor configuración del sistema, de manera típica una CVMC está compuesta por dos cámaras separadas por una membrana semi-permeable, la primera cámara se ubica alrededor de las raíces de la planta y usualmente bajo el sedimento, en ella se ubica el ánodo cerca de las raíces, ésta cámara busca generar un ambiente anaerobio. La segunda cámara usualmente se separa por medio de la membrana y en ella se busca promover un ambiente aerobio, usualmente se ubica cerca de la superficie del agua (Figura 1.). (Helder, y otros, 2012) (Deng, Chen, & Zhao, 2012)

Las CVMC funcionan al aprovechar reacciones biológicas y químicas naturales que ocurren de manera simultánea en ambos electrodos:

1. Las raíces de las plantas liberan en el suelo exudados ricos en materia orgánica, en forma de polisacáridos (CH2O)n y glucosa (C6H12O6) principalmente.

2. Las raíces también difunden algo de oxígeno (O2) en la rizósfera, pero en la presencia de amonio (NH4+), es consumido por bacterias nitrificantes que generan nitritos y nitratos (NO2-) y (NO3-). El consumo de oxígeno garantiza que se den condiciones anaerobias en el sedimento.

3. La materia orgánica es oxidada de forma anaerobia por microorganismos presentes en el sedimento liberando protones (H+) disminuyendo el pH, dióxido de carbono (CO2) que se difunden a través de la membrana y electrones (e-) que son capturados en el ánodo.

4. Los electrones (e-) son transmitidos por un conductor hasta el cátodo donde, en condiciones aerobias, el oxígeno (O2) y los nitratos (NO3-) son reducidos a moléculas de agua (H2O) y nitrógeno (N2).

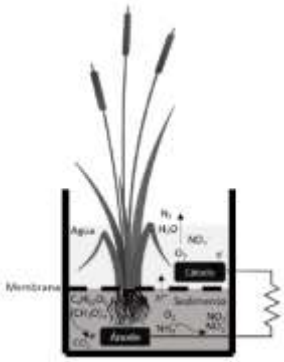


Figura 1. Configuración típica de una Celda Vegetal-Microbiológica de Combustible.

En la actualidad se han desarrollado CVMC experimentales que utilizan diferentes especies vegetales, principalmente especies acuáticas como la *Glyceria Máxima* (Prado acuático), *Oryza Sativa* (Planta de arróz), *S. anglica, Anisogramma anomala*, el *Arundo* (Deng, Chen, & Zhao, 2012), la *Ipomoea aquatica* (Shentan, Hailiang, Xianning, & Fei, 2013) entre otras. Así mismo, el material más común para la construcción de los electrodos es el grafito para evitar interferencias por la oxidación de electrodos metálicos. En algunas ocasiones se usa grafito de manera granular para aumentar el área superficial de contacto entre los electrodos y las bacterias (Deng, Chen, & Zhao, 2012). Las investigaciones actuales han encontrado potenciales eléctricos entre los electrodos en torno a los 150-250 mV con intensidades de corriente entre los 50-150 mAm-2 dependiendo de factores como la especie vegetal, la cepa microbiana, la presencia de catalizadores y las sustancias utilizadas como aceptores de electrones. (Strik, Hamelers, Snel, & Buisman, 2008) (Deng, Chen, & Zhao, 2012) (Helder, y otros, 2012) (He, Kan, Mansfeld, Angenet, & Nealson, 2009) (Takanezawa, Nishio, Kato, Hashimoto, & Watanbe, 2010).

El presente trabajo tiene como objetivo demostrar la viabilidad de implementar la tecnología propuesta para las CVMC en los ecosistemas de humedal de la sabana de Bogotá. Para ello se desarrolló un modelo de CVMC utilizando la especie de *Typha Angustifolia* (Enea Bogotana) con sustrato y agua extraídos del humedal Torca al norte de la ciudad. Con el modelo de CVMC construido se busca comprobar que los fenómenos descritos en la literatura son repetibles bajo las condiciones específicas del montaje, de tal forma que a futuro puedan desarrollarse investigaciones enfocadas en mejorar su rendimiento de generación de energía eléctrica. Con el planteamiento propuesto se plantea generar un valor adicional a la conservación y recuperación de ecosistemas estratégicos en el país, abriendo la posibilidad de obtener energía eléctrica directamente de ellos.

Materiales y método

Con el objetivo de demostrar la viabilidad de implementar la tecnología planteada por las CVMC en los ecosistemas de la sabana de Bogotá, se construyó un modelo de humedal artificial usando un total de seis ejemplares de *Typha Angustifolia* (Eneas Bogotanas), junto con agua y sustrato extraídos del humedal Torca (Figuras 2 y 3). La construcción de la CVMC se realizó en su totalidad con materiales reutilizados, para el ánodo y el cátodo se utilizaron dos placas de bronce de 5 cm x 10 cm, conectados por cables de cobre de 2 mm de diámetro recubiertos de goma.

El ánodo se ubicó por debajo de la raíz de un solo ejemplar de Thypa Angustifolia, bajo el sedimento en saturación de agua. No se implementó una membrana semi-permeable en tanto el sedimento funciona de manera análoga a la membrana, separando el ambiente anaerobio de la rizósfera del ambiente aerobio del agua superficial. El cátodo se ubicó bajo el agua, fuera del sedimento y cerca de la superficie, buscando garantizar la presencia de oxígeno. Los electrodos se encontraban separados más de 20 cm (Figuras 2 y 3).

Una vez completado el montaje se esperaron dos días para permitir que las plantas y microorganismos presentes en el agua y sedimento se aclimataran. Así mismo el tiempo de espera pretendía dar lugar a la formación de biopelículas sobre el área superficial del ánodo. Para la medición del potencial eléctrico y la intensidad de corriente se utilizó un multímetro comercial con resolución de escala de mV y mA, uniendo a través del cable de cobre ambos electrodos.

Se observaron las variaciones en las lecturas del potencial eléctrico e intensidad de la corriente durante un periodo de tres días adicionales. Finalmente se procedió al desmonte de la celda para observar el estado de los electrodos.

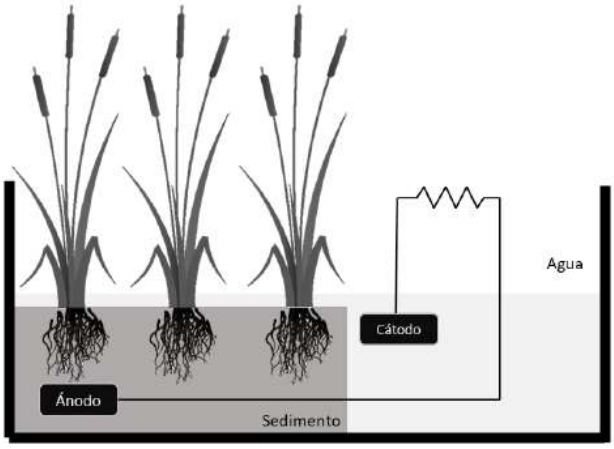


Figura 2. Configuración del montaje experimental de la Celda Vegetal Microbiológica de Combustible.

Figura 3. Montaje experimental usando *Thypa Angustifolia* o Enea Bogotana.

Resultados

Durante el periodo de medición se encontró que los valores del potencial eléctrico oscilaban entre los 190 y 210 mV, mientras que la intensidad de la corriente eléctrica estaban entre 0.1 y 0.3 mA. Teniendo en cuenta que el área del ánodo era de 100 cm2 (equivalentes a 0.01 m2), al dividir la intensidad de la corriente por el área superficial, se tiene como resultado una intensidad de corriente por unidad de área del ánodo entre 10 y 30 mA/m2.

Usando la ley de Ohm para el cálculo de potencia, se tendría una potencia de generación eléctrica entre 1.9 y 6.3 mW/m2. Ésta es la potencia eléctrica detectada bajo sólo uno de los ejemplares de *Thypa Angustifolia*.

Discusión

Los resultados encontrados en el montaje experimental de la CVMC usando la especie vegetal Thypa Angustifolia son consistentes con los resultados encontrados en la literatura. El rango de potenciales eléctricos reportados en la literatura esta aproximadamente entre los 150 y 250 mV, los valores encontrados experimentalmente oscilan entre los 190 y 210 mV (Deng, Chen, & Zhao, 2012) (He, Kan, Mansfeld, Angenet, & Nealson, 2009) (Helder, y otros, 2012).

Se encontraron diferencias significativas frente a los rangos de intensidad de corriente por unidad de área del ánodo reportadas en la literatura y los valores experimentales. Los rangos reportados en la literatura varían entre los 50 y 150 mAm-2, mientras los valores experimentales oscilaron entre los 10 y 30 mA/m2 (Deng, Chen, & Zhao, 2012) (He, Kan, Mansfeld, Angenet, & Nealson, 2009) (Helder, y otros, 2012) (Strik, Hamelers, Snel, & Buisman, 2008) (Takanezawa, Nishio, Kato, Hashimoto, & Watanbe, 2010).

Las diferencias encontradas frente a los resultados experimentales de intensidad de corriente por unidad de área del ánodo y los valores reportados en la literatura, pueden estar relacionadas con factores del ecosistema como la especie vegetal utilizada, la conductividad del agua, la relación entre los compuestos orgánicos del sedimento, la presencia de amonio, la difusión de oxígeno a la rizósfera a través de la raíz de la planta (Deng, Chen, & Zhao, 2012). Sustratos ricos en amonio, azufre y carbohidratos como el acetato favorecen rutas metabólicas con mayor generación de electrones, a su vez ambientes salinos aumentan la conductividad del agua y por lo tanto la transferencia de electrones del medio al ánodo (Deng, Chen, & Zhao, 2012).

Otro factor determinante para explicar las diferencias de intensidad de corriente reportadas en la literatura y los valores experimentales es la configuración de la celda. Se han desarrollado configuraciones a manera de celdas dobles de humedal, que duplican la corriente generada (Shentan, Hailiang, Xianning, & Fei, 2013).

Así mismo la distancia entre los electrodos pudo jugar un factor relevante, pues se sospecha que afecta la difusión de protones entre los electrodos (Takanezawa, Nishio, Kato, Hashimoto, & Watanbe, 2010). El uso de catalizadores como el platino permite la reducción acelerada del oxígeno en la rizósfera aumentando las condiciones anaerobias necesarias para la generación de electrones (Takanezawa, Nishio, Kato, Hashimoto, & Watanbe, 2010). La implementación de este tipo de medidas puede aumentar la eficiencia de producción de electrones en el ánodo.

Los materiales utilizados también jugaron un papel determinante en la baja intensidad de corriente encontrada, al desmontar el modelo, las celdas de bronce y la soldadura con los cables se encontraba altamente oxidadas. La presencia de éste tipo de metales hace que los electrones necesarios para la reducción del oxígeno en el cátodo sean tomados del metal al oxidarlo. Lo cual reafirma la sugerencia de utilizar grafito como el material de los electrodos encontrada en la literatura (Deng, Chen, & Zhao, 2012).

La configuración de la celda también puede ser mejorada al usarse un medio de grafito granular para aumentar el área superficial de contacto entre los electrodos y los microrganismos, esto aumentaría el potencial de generación eléctrica por unidad superficial de la celda (Helder, y otros, 2012).

Un nuevo diseño de la celda bajo las recomendaciones encontradas en la literatura lograría aumentar el potencial de generación de energía eléctrica bajo las condiciones encontradas en los humedales de Bogotá. Teniendo en cuenta la recomendación de la salinidad del agua, los ecosistemas de manglar y ciénaga son llamativos para el desarrollo de futuras CVMC.

Si se usaran electrodos granulares que aumenten el área superficial de contacto de los electrodos, ese mismo potencial de generación podría alcanzarse en un área sustancialmente menor. Con mejores materiales y la presencia de catalizadores podría incrementarse aún más la producción energética.

Conclusiones

Los resultados del modelo de CVMC construido, utilizando la especie de Typha Angustifolia (Enea Bogotana) con sustrato y agua extraídos del humedal Torca al norte de la ciudad, demostró que es viable generar energía eléctrica a partir de la implementación de éste tipo de tecnologías en los ecosistemas de humedal de la sabana de Bogotá.

Se encontró que los resultados de generación eléctrica para la CVMC construida son consistentes con los reportados en la literatura. Es posible mejorar la generación eléctrica de la celda al modificar los materiales implementados, usando grafito en los electrodos de preferencia granular y no bronce. También se recomienda el uso de catalizadores como el platino en la rizósfera para reducir el oxígeno y promover un ambiente anaerobio. Se podrían modificar algunas condiciones del electrolito y el sustrato, pero no es muy recomendable, pues no se quiere modificar las condiciones típicas encontradas en los humedales de la región.

Con el planteamiento propuesto se plantea generar un valor adicional a la conservación y recuperación de ecosistemas estratégicos en el país, como lo son los humedales, manglares y ciénagas, abriendo la posibilidad de obtener energía eléctrica directamente de ellos.

Las futuras investigaciones deben centrarse en mejorar el rendimiento de generación de energía eléctrica de las CVMC bajo condiciones reales en diferentes ecosistemas. Es necesario identificar diferentes factores que aumenten la producción de electrones y la transferencia de los mismos al ánodo. Se sugiere estudiar distintas configuraciones de CVMC adaptadas a diferentes ecosistemas, como por ejemplo los manglares costeros, debido a que la salinidad del agua podría ser más favorable para la transferencia de electrones frente a ecosistemas de aguas dulces.

Agradecimientos

Quiero agradecer a la Escuela Colombiana de Ingeniería, por depositar su confianza en mí y permitirme investigar en áreas de mi profundo interés. Quiero dedicarle el presente trabajo a quién considero mi mentor Sergio Fernando Barrera Tapias, a quién en le debo haber despertado mi interés por la investigación y la curiosidad por el conocimiento

Referencias

Deng, H., Chen, Z., & Zhao, F. (2012). Energy from plants and microorganisms: progress in Plant-Microbial Fuel Cells. ChemSusChem, 1006-1011. doi:10.1002/cssc.201100257

He, Z., Kan, J., Mansfeld, F., Angenet, L., & Nealson, K. (2009). Self-Sustained Phototrophic Microbial Fuel Cells Based on the Synergistic Cooperation between Photosynthetic Microorganisms and Heterotrophic Bacteria. Environmental Science and Technology, 5(43), 1648-1654. doi:10.1021/es803084a

Helder, M., Chen, W.-S., Harst, V. D., Eugenie, Strik, D., Hamelers, H., Buisman, C., Potting, J. (2012). Electricity production with living plants on a green roof: environmental performance of the plant-microbial fuel cell. Biofpr: Biofuels, Bioproducts & Biorefining, 7, 52–64. doi:10.1002/bbb.1373

Naciones Unidas. (4 de 02 de 2019). Objetivos de Desarrollo Sostebible. Obtenido de Objetivo 7: Garantizar el acceso a una energía asequible, segura, sostenible y moderna para todos: https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/energy/

Shentan, L., Hailiang, S., Xianning, L., & Fei, Y. (2013). Power Generation Enhancement by Utilizing Plant Photosynthate in Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland System. International Journal of Photoenergy, 2013, 10. doi:10.1155/2013/172010

Strik, D., Hamelers, B., Snel, J., & Buisman, C. (2008). Green electricity production with living plants and bacteria in a fuel cell. INTERNATIONAL JOURNAL OF ENERGY RESEARCH, 870–876. doi:10.1002/er.1397

Takanezawa, K., Nishio, K., Kato, S., Hashimoto, K., & Watanbe, K. (2010). Factors affecting electric output Rice-Paddy Microbial fuel cells. Journal Boiscience, Biothechnology and Boichemistry, 6(74), 1271-1273. doi:10.1271/bbb.90852

UNDP. (2018). United Nations Development Program. (United Nations) Recuperado el 2018, de http://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals.html

Proceso de acoplamiento coagulación - ozonación para tratar aguas superficiales del Lago de Chapala con fines de potabilización

L.J. Martínez-Mendoza1, E. León-Becerril1, D.R. Osuna-Laveaga1, R. Vallejo-Rodríguez1*

1Unidad de Tecnología Ambiental, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. (CIATEJ)

*Autor corresponsal: Unidad de Tecnología Ambiental, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, Av. Normalistas No. 800, Col. Colinas de la Normal, Guadalajara, Jalisco. C.P. 44270, México. Email: rvallejo@ciatej.mx

ABSTRACT

Chapala Lake is the largest body of surface water in Mexico and is the source of drinking water for 62% of the population of the Metropolitan Area of Guadalajara, however, it is highly contaminated. To solve this problem, this research is directed to the application of a coupled coagulation-ozonation process to improve the physicochemical characteristics of water. For this purpose, three Lake water sampling sites were selected, coagulation tests were performed using aluminum sulphate at concentrations ranging from 30 to 150 mg / L and from 4 to 8 pH to determine optimal conditions. Subsequently, ozonation tests were carried out at pH 3 (molecular pathway) and 7 (radical pathway), high ozone dose (0.45 mg/L-s) and low (0.23 mg/L-s). The optimal conditions of the coagulation coupled process-ozonation were doses of coagulant of 85 mg/L at pH 8 and high dose of ozone at pH 10, with efficiencies of chemical oxygen demand removal in intervals of 54% to 74%, and total organic carbon of 12% to 94% The coupling is presented as a promising treatment train to improve the physicochemical characteristics of Lake water and provide useful information in the future in the development of a large-scale process that aims to improve the conditions of consumers under the principle of prevention.

KeyWords: Coagulation, coupling, ozonation, surface water, treatment process

Proceso de acoplamiento coagulación - ozonación para tratar aguas superficiales del lago de Chapala con fines de potabilización.

RESUMEN

El Lago de Chapala es el cuerpo de agua superficial más grande de México y es fuente de agua potable para el 62% de la población de la Zona Metropolitana de Guadalajara, sin embargo, éste se encuentra altamente contaminado Para resolver esta problemática, esta investigación está dirigida a la aplicación de un proceso acoplado de coagulación-ozonación para mejorar las características fisicoquímicas del agua. Para tal fin, se seleccionaron tres sitios de muestreo de agua del Lago, se realizaron las pruebas de coagulación utilizando sulfato de aluminio en intervalos de concentraciones de 30 a 150 mg/L y de 4 a 8 de pH para determinar las condiciones óptimas. Posteriormente, se realizaron las pruebas de ozonación a pH de 3 (vía molecular) y 7 (vía radical), dosis de ozono alta (0.45 mg/L-s) y baja (0.23 mg/L-s). Las condiciones óptimas del proceso acoplado coagulación-ozonación fueron dosis de coagulante de 85 mg/L a pH 8 y dosis alta de ozono a pH 10; con eficiencias de remoción de demanda química de oxígeno en intervalos de 54% al 74%, y del carbono orgánico total del 12% al 94%. El acoplamiento se presenta como un tren de tratamiento promisorio para mejorar las características fisicoquímicas del agua del Lago y aportar en el futuro información útil en el desarrollo de un proceso a gran escala que pretende mejorar las condiciones de las personas consumidores bajo el principio de prevención.

Palabras clave: Acoplamiento, agua superficial, coagulación, ozonación, tratamiento

Introducción

La calidad del agua es un término que se refiere a las características químicas, físicas y biológicas del elemento (Aguilar-Ibarra, 2010). Más del 70 % de los cuerpos de agua en México presentan contaminación y sobreexplotación. Las cuencas de la Península de Baja California, la del Balsas, la del Valle de México y la del Lerma-Santiago-Pacífico destacan por su nivel de contaminación (CONAGUA, 2015). El Lago de Chapala es un ejemplo de cuerpos de agua superficial contaminados (Vallejo-Rodríguez, 2017), debido a diversas fuentes de contribución antropogénicas tales como domésticas, industriales y agropecuarias de aproximadamente 300,000 personas que en comunidades alrededor del Lago de Chapala cuyas actividades económicas generan aguas residuales las cuales descargan al Lago sin algún tipo de tratamiento (CEAJ, 2019); aunado a lo anterior, el Río Lerma contribuye con aportaciones importantes de contaminación que generan las actividades antropogénicas que aguas arriba desde el Valle de Toluca se llevan a cabo (Carreño, et al., 2018; Saldaña-Fabela y Gómez-Balandra 2018; Villalobos-Castañeda et al., 2016). Estas actividades económicas ejercen una presión creciente sobre todo el ecosistema (Trasande et al., 2010

Además, el Lago de Chapala abastece a las plantas de tratamiento de agua potable (PTAP) con el 62% de agua (CEAJ, 2019) para la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG), por lo que es necesario aportar a la resolución de la problemática de tratamiento de agua de dicha fuente.

Actualmente existen alternativas prácticas para tratar aguas destinadas a la potabilización, tales como la coagulación que es un proceso convencional de tratamiento de agua que mejora significativamente su calidad, reduce la materia orgánica aún en estado disuelto (Volk et al., 2000). En Finlandia, las aguas potables producidas a partir de aguas superficiales se purifican mediante coagulación química y rápida filtración de arena (Lehtola et al., 2002). Por otro lado, en los últimos años el ozono (O3) se ha utilizado como oxidante previo, intermedio y posterior debido a su alto potencial de oxidación, donde la preoxidación conduce a la eliminación de compuestos minerales, color, turbiedad y sólidos en suspensión (Singer et al., 2003; Gümüş et al., 2017) con la desventaja de aumentar los costos y largos tiempo de aplicación (Yan et al., 2007). La intermedia y post oxidación se aplican para degradar la materia orgánica recalcitrante, y aumentar la biodegradabilidad a una menor concentración y tiempo de ozonización (Abdelrouf et al., 2017). La ozonización es un proceso eficiente para mejorar la calidad del agua en las PTAP (Singer et al., 2003; Bose et al., 2007).

El acoplamiento de los procesos de coagulación y ozonización es una aplicación prometedora para reducir la contaminación medida como materia orgánica (demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno y contaminantes recalcitrantes) en aguas superficiales. Sin embargo, la determinación de la dosis de O3 y su aplicación antes o después del proceso de coagulación son dos factores importantes a considerar (Abdelrouf et al., 2017). Por lo tanto, en este estudio se evaluaron las eficiencias de eliminación de materia orgánica en el acoplamiento de un proceso combinado de coagulación - ozonización a través del desarrollo de pruebas de tratabilidad en muestras de agua del Lago Chapala. Esta investigación pretende coadyuvar a la resolución de la problemática de contaminación ambiental y de manera indirecta de salud pública, lo que permitirá hacer una aportación para sentar las bases en el desarrollo de un proyecto integral de tratamiento de agua del Lago de Chapala.

Material y método

Muestreo de agua superficial

Los sitios de muestreo del Lago Chapala se seleccionaron como fuentes de suministro de las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) de la ZMG utilizando un Sistema de Información Geo-referenciado (GIS) y el Índice de Calidad del Agua (ICA) obtenido por Vallejo Rodríguez et al., (2017). Se consideraron como sitios de extracción los que el sistema local del agua conduce a las PTAP, el Acueducto (sitio I) cerca de la población Santa Cruz de la Soledad y cerca de la Ciudad de Ocotlán (sitio III); así también, se consideró la ribera de la población de Chapala (sitio II), que representa un lugar turístico de gran importancia. Las muestras de agua se recolectaron cerca de la fuente de suministro de las PTAP, entre 400 y 600 m de la ribera y a un metro y metro y medio de profundidad.

Evaluación de parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos que se evaluaron antes y después de las pruebas de tratabilidad fueron demanda química de oxígeno (DQO), nitrato, turbiedad, sólidos totales (ST) y color, de acuerdo a los Métodos Estandarizados (APHA, 1992). La medición de carbono total (CT), carbono inorgánico (CI) y carbono orgánico total (COT) se realizaron mediante el método EPA 415.1 (combustión u oxidación).

Pruebas de coagulación

La prueba de coagulación se realizó con la muestra de agua del sitio I en un intervalo de concentraciones del coagulante Al2(SO4)3.18H2O de 30 a 150 mg/L (Vallejo-Rodríguez, 2017). Posteriormente, se obtuvo el pH óptimo ajustándolo a un rango de 4 a 8 con incrementos de una unidad en cada muestra con la dosis óptima de coagulante. El proceso de coagulación se realizó en un equipo PHIPPS & BIRD PB-900 en contenedores de plástico de 2 L. Después de agregar el coagulante, el contenido se agitó a 200 rpm durante 1 min, y posteriormente a 20 rpm durante 20 min. La muestra ensayada se dejó sedimentar durante 30 min y se recuperó el sobrenadante. Para obtener la mayor cantidad de clarificado libre de sedimentos y con una mínima carga orgánica en el clarificado se probaron el recobro del clarificado mediante dos procedimientos: i) aplicando un sifón directo en la jarra y ii) realizando una filtración de la muestra coagulada mediante un filtro de fibra de vidrio (0.7 µm, Merck).

Pruebas de saturación preliminares y de ozonación

Se realizaron pruebas preliminares de saturación con O3 utilizando agua mili-Q, agua de grifo y agua del Lago de Chapala (sitio II) a pH natural de 6.1, 7.2 y 8.5, respectivamente, para definir los parámetros de operación y las condiciones de ozonación deseadas. El tiempo de exposición al O3 gas inicial elegido fue de 50 minutos y al final de la saturación se agregó una alícuota de 2 mL de Na2S2O3 como agente secuestrante del O3 residual.

La ozonización de las muestras de agua de los tres sitios seleccionados se realizó en un reactor de vidrio Applikon en régimen semicontinuo de 3 L con 1.25 L de volumen de muestra, se ajustó el pH de las muestras a 3 y 10 mediante la adición de H2SO4 al 52% (Sigma-Aldrich) y agregando NaOH en seco (Fermont, 98.2% pureza). Las pruebas de tratabilidad se llevaron a una temperatura controlada en el reactor de 21 °C a una agitación a 300 rpm. La adición del oxidante O3 se llevó a cabo utilizando un generador de O3 Pacific Ozone G11 aplicando dosis alta y baja a cada pH ajustado, respectivamente. El reactor está instrumentado con sensores de temperatura B&C Electronics TR-7615 (21 °C), y analizadores de la concentración de O3 en las fases líquida ATi Q45H y gas Teledyne Instruments 465H, y sistema de agitación del reactor con un equipo Applikon P100 ADI1032 y un termorecirculador Lauda Alpha RA-8.

Resultados y discusión

Evaluación de parámetros fisicoquímicos

Los resultados del análisis del DQO y COT del agua del Lago de Chapala (sitio I) indican concentraciones superiores a los 40 y 13 mg/L, respectivamente (Tabla 1). Los valores obtenidos con lo reportado por Volk et al. (2000) en sus 10 sitios de estudio de agua superficial (Belleville, IL, EE.UU.), son 4 veces mayores para DQO y 2 para el COT, indicando que el agua superficial del Lago de Chapala implica la necesidad de aplicar concentraciones más altas de reactivo coagulante y de O3. Lehtola et al. (2002) reportan un promedio de COT de 5 mg/L (aguas de ríos y de lagos, Finlandia), Singer et al. (2003) reportan un valor de 8 mg/L (afluentes de PTAP, EE.UU.), y Bose et al. (2007), 4 mg/L (presa Forge, MA, EE.UU.). Estos antecedentes de concentración de materia orgánica muestran un precedente de la calidad del agua superficial analizada del Lago de Chapala, que exceden lo reportado en la literatura y hacen más complicado su tratamiento con fines de potabilización. Así también, puede observarse una gran cantidad de sólidos totales que es necesario remover para mejorar su calidad.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua seleccionadas del cuerpo del Lago de Chapala

	Parámetro				
Sitio	DQO (mg/L)	COT (mg/L)	NO_3 (mg/L)	Turbiedad (UTN)	Sólidos totales (mg/L)
I	46.830	14.355	0.261	23.630	771.250
II	44.000	13.210	0.232	20.000	785.000
III	50.330	13.815	0.789	54.830	630.000

COT: carbono orgánico total, DQO: demanda química de oxígeno, NO_3: nitrato, UTN: unidades de turbiedad nefelométricas.

La Tabla 2 muestra los resultados obtenidos de la medición de DQO, COT y CI de los clarificados de las pruebas de coagulación aplicando un sifón directo en la jarra y realizando la filtración de la muestra coagulada. Se observan que los valores de la COT y del CI mediante el método del filtrado son mayores al método del sifón lo que nos indica que el más adecuado es el primero. Por otro lado, el valor de la DQO fue mayor con el método de filtrado que con el método de sifón, lo que nos permite inferir que el carbono en su forma inorgánica (carbonatos), predomina en los sedimentos al agregar el agente coagulante (Al2(SO4)3.18H2O) y que se resuspende al momento del filtrado lo que incrementa la concentración de DQO.

Tabla 2. Resultados de la medición de DQO para los clarificados obtenidos

Procedimiento	Sitio I			Sitio II			Sitio III		
	DQO (mg/L)	COT (mg/L)	CI (mg/L)	DQO (mg/L)	COT (mg/L)	CI (mg/L)	DQO (mg/L)	COT (mg/L)	CI (mg/L)
Inicial	46.83	14.35	46.47	44.00	13.21	42.78	50.33	13.81	44.72
Sifón	21.50	11.61	80.71	22.50	12.15	84.46	18.40	9.94	69.10
Filtrado	45.20	9.731	63.51	37.30	8.03	52.41	29.70	7.39	48.23

CI: carbono inorgánico, COT: carbono orgánico total, DQO: demanda química de oxígeno

La Figura 1a muestra los resultados del análisis del clarificado de la prueba de coagulación. Se observa que la DQO disminuye constantemente a medida que aumenta la concentración de coagulante. Con respecto al color y la turbiedad, los valores residuales disminuyeron hasta una concentración límite de coagulante de 85 mg/L, después de lo cual no se observaron disminuciones significativas, tomándose ésta como dosis óptima. Las eficiencias de remoción alcanzadas por la prueba de coagulación fueron de 83.6% para la DQO, del 99.4% para el color y del 99.5% para la turbiedad. La Figura 1b muestra el comportamiento de los parámetros evaluados a diferentes valores de pH una vez establecida la dosis de coagulante, se observa que los valores más bajos de la DQO se encuentran entre pH 6 y 9. La turbiedad y el color muestran una disminución constante a medida que aumenta el pH. La curva de color muestra un punto de inflexión a pH 8, siendo este el valor más bajo y óptimo. Por otro lado, el comportamiento de la turbiedad muestra que ésta tiende a estabilizarse entre el pH de 7 y 9. Por lo tanto, se deduce que la dosis óptima de coagulantes y el pH óptimo de la prueba de tratamiento de coagulación para obtener la mejor calidad de agua son de 85 mg/L de Al2(SO4)3.18H2O y de un valor de 8, respectivamente.

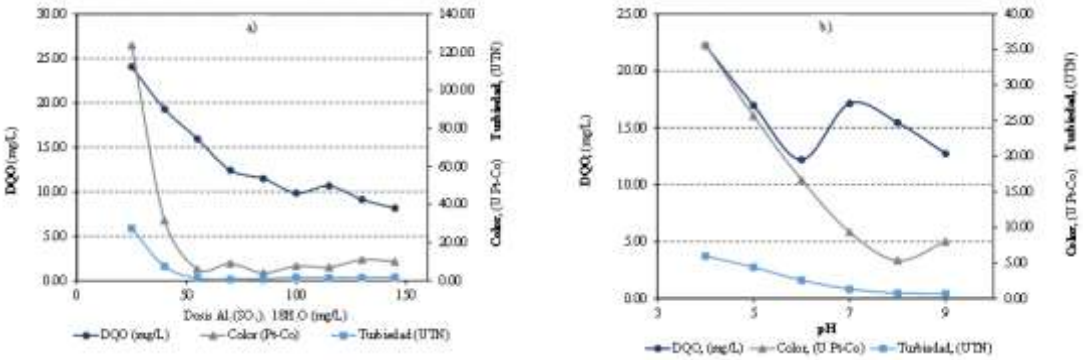


Figura 1. Resultados de las pruebas de tratabilidad para encontrar a) dosis óptima de coagulante y b) pH óptimo

[DQO]0= 70.25 mg/L, [Color]0=648 unidades Pt-Co, [Turbiedad]0=163 UTN

Pruebas de saturación preliminares y de ozonación

Las pruebas preliminares de saturación de las muestras de agua Milli-Q, de grifo y del Lago de Chapala permitieron obtener un perfil del comportamiento de las concentraciones de O3 en fase gas y fase líquida (figuras no mostradas). Se encontraron concentraciones de saturación de 8.7, 8.5 y 6.5 mg/L en la fase líquida, y 68, 62 y 60 g/Nm3, en la fase gaseosa para las aguas Milli-Q, de grifo y del Lago (sitio II), respectivamente, entre los 40 y 45 minutos. Entonces, se deduce un tiempo de reacción de 40 minutos, en el que se alcanzó el estado estacionario.

Los resultados globales de los análisis fisicoquímicos muestran una reducción mínima de DQO en las condiciones de pH 3 y dosis baja y alta de O3 (Figura 2a y c), comparada con las dosis altas a pH 10 (Figuras 2b y d), excepto en la muestra del sitio III (pH 3, dosis baja) que alcanzó un 70% de eficiencia de remoción. Esto indica que la vía molecular de la ozonación tiene poco efecto sobre la degradación de la materia orgánica debido a la menor concentración de compuestos con doble enlace (selectividad de la vía molecular); sin embargo, se puede observar que, incrementando las dosis de O3 y el pH, se aumentaron las eficiencias de remoción de los sitios I y II (Figura 2c y d). La reducción de DQO de las muestras de todos los sitios a pH 10 y dosis baja (Figura 2b) es similar a las obtenidas al mismo pH y dosis alta (Figura 2d). Comparando el incremento de pH en las pruebas, se puede observar que la vía radical favorece la disminución de la DQO a la misma dosis de O3 (Figuras 2a y 2b). Con respecto a la remoción de COT, las mayores eficiencias se presentaron a pH 3 y dosis alta (Figura 2c), excepto para el sitio III de la condición a pH 10 y dosis alta (Figura 2d), que fue la mayor remoción en todos los experimentos. Es importante notar de las Figuras 2c y d, que el cambio de pH favorece la disminución de COT para la muestra del sitio III.

Analizando la remoción de nitrato en las muestras, se observa una nula eficiencia. Sin embargo, cabe la posibilidad que debido a la baja concentración inicial de nitrato cercana al límite de detección (0.2 mg/L) en las muestras crudas, ésta pueda asociarse a un incremento debido a la probable presencia de nitritos que también pueden ser cuantificados en el método analítico. Por otro lado, la turbiedad es removida con efectividad a pH 3 y dosis baja o alta de O3 (Figuras 2a y c), y es nula a pH 10 y dosis baja y alta de O3 (Figuras 2b y d). En el primer caso puede deberse a que se presenta la precipitación de coloides a un punto cercano al isoeléctrico y en el segundo, la escasez de remoción de turbiedad se puede explicar por la adición de álcali a las muestras para llevar a cabo los experimentos. Finalmente, la remoción de sólidos totales (ST) fue limitada, la mayor remoción fue del 30% para la muestra del sitio II y del 13% para el sitio I a pH 10 y dosis alta. Esta situación se explica a la adición de álcali a las soluciones para llevarlas a pH 10; inclusive algunas muestras mostraron mayor cantidad de ST al final del tratamiento (datos no mostrados).

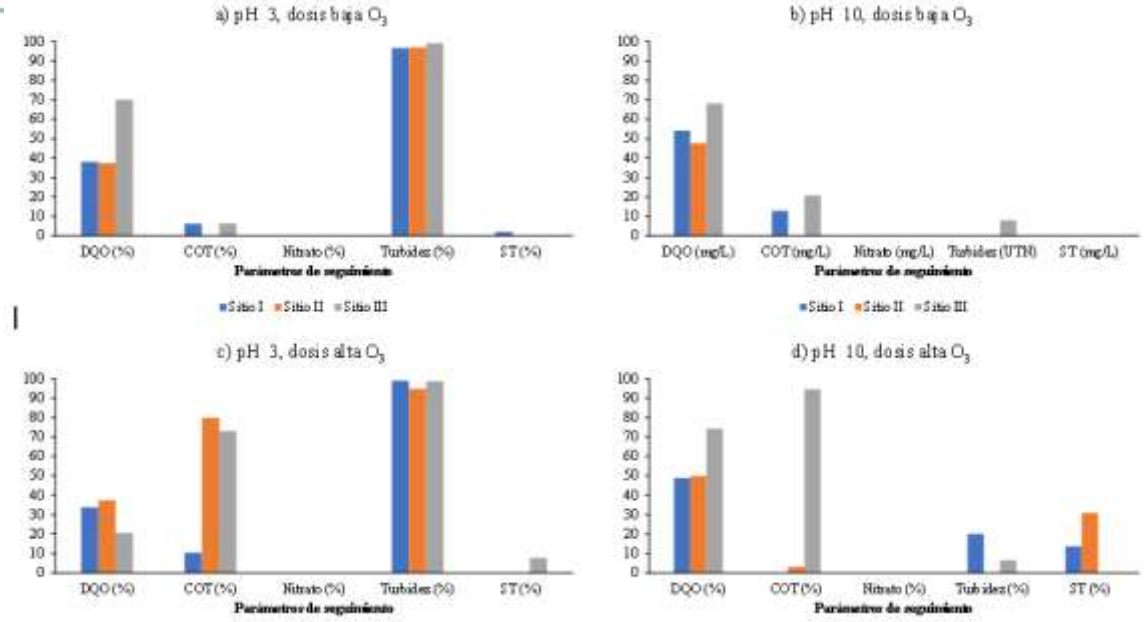


Figura 2. Resultados de los análisis fisicoquímicos de las pruebas de ozonación de las muestras de agua de los sitios I, II y III a) pH 3, dosis baja O3, b) pH 10, dosis baja O3, c) pH 3, dosis alta O3 y d) pH 10, dosis alta de O3 (ver concentraciones iniciales en Tabla 1.

Con base en los resultados obtenidos (Figura 2), las mayores remociones de DQO fueron del 54% (pH 10, dosis baja), 70% (pH 10, dosis baja), 50% (pH 10, dosis alta) y 74% (pH 10, dosis alta) para las muestras de los sitios I, II y III. Las mayores remociones de COT fueron 12% (pH 10, dosis baja), 79% (pH 3, dosis alta) y 94% (pH 10 dosis alta) para las muestras de los sitios I, II y III, donde la menor remoción de los sitios es el I (Acueducto), debido probablemente a la presencia de materia recalcitrante (difícil degradación) en su mayoría. Las remociones de turbiedad fueron mayores en las muestras de los tres sitios indistintamente si es dosis baja o alta a pH 3.

Conclusiones

El acoplamiento de los procesos de coagulación y el de ozonación ha permitido la obtención de un efluente cuyas concentraciones de DQO y COT son menores a 22 y 12 mg/L. Estas pruebas incrementan la calidad del agua del Lago y es un avance promisorio en el mejoramiento de la misma con fines de utilizarse el acoplamiento desarrollado en esta investigación en propuestas futuras a los Sistemas Locales de Administración del Agua. La mejora de los parámetros fisicoquímicos de las muestras ensayadas puede aportar en futuras investigaciones un proceso de tratamiento que disminuya en forma indirecta los riesgos de salud de las comunidades aledañas y de la ZMG por el consumo de agua en forma directa.

Agradecimientos.

Los autores agradecen el soporte financiero del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través del proyecto clave CB-2105-287242. Agradecemos las contribuciones a esta investigación del Dr. Alberto López-López (D.E.P.) y de la estudiante de Ingeniería Ambiental Yesenia Gerónimo Acevedo como asistente en la fase experimental.

Referencias bibliográficas

Abdelrouf, A. G. A., Doğan, S. and Pirgalıoğlu, S. (2018) Single and Combined Application of Ozonation and Coagulation/Flocculation for Humic Acid Removal, Ozone: Science & Engineering, 40(4), 321-329. doi: 10.1080/01919512.2018.1435257

Aguilar-Ibarra, A. (2010) Calidad del agua: un enfoque multidisiplinario. Ciudad de México: UNAM Instituto de Investigaciones Económicas.

Bose, P. and Reckhow, D. A. (2007) The effect of ozonation on natural organic matter removal by alum coagulation. Water Research 41(7), 1516–1524. doi: 10.1016/j.watres.2006.12.027

Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, C., Ávila Pérez, P. and Tejeda, S. (2018) Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 34(1), 117-126. doi: http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.10

CEAJ, (2019) Sitio web de la Comisión Estatal del Agua del Estado de Jalisco. Acceso el 13 de enero de 2019, disponible en: https://www.ceajalisco.gob.mx/contenido/chapala

CONAGUA, (2009) Acuerdo por el que se da a conocer la ubicación geográfica de 371 acuíferos del territorio nacional, se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de 282 acuíferos, y se modifica, para su mejor precisión, la descripción geográfica. Ciudad de México: Diario Oficial de la Federación.

CONAGUA. (2015) Estadísticas del agua en México. Ciudad de México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Saldaña-Fabela P. and Gómez-Balandra M. A. (2018) Quality of sediments in two rivers impacted by industrial activities en proceedings 6th International Symposium on Sediment Management, 19 a 23 de Junio, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, Mexico. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 34, 207-209. doi: 10.20937/2018.34.M6ISSM

Gümüş, D. and Akbal, F. (2017) A comparative study of ozonation, iron coated zeolite catalyzed ozonation and granular activated carbon catalyzed ozonation of humic acid. Chemosphere, 174, 218-231. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.01.106

Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., Vartiainen, T. and Martikainen, P. J. (2002) Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. Water research, 36(15), 3681-3690. doi: 10.1016/S0043-1354(02)00100-8

Singer, P. C., Arlotta, C., Snider-Sajdak, N. and Miltner, R. (2003) Effectiveness of Pre- and Intermediate Ozonation on the Enhanced Coagulation of Disinfection By-Product

Precursors in Drinking Water. Ozone: Science & Engineering 25(6), 453–471. doi: 10.1080/01919510390481775

Siqueira-Souza, F. and Amaral-Féris, L. (2015) Degradation of caffeine by advanced Oxidative processes: O3 and O3/UV. Ozone: Science & Engineering, 37, 379-384. doi: 10.1080/01919512.2015.1016572

Vallejo-Rodríguez, R. (2017) Informe técnico: Evaluación de la calidad de agua de fuentes de abastecimiento con presencia de CDEs y su riesgo potencial a la salud pública tomando como modelo el Lago de Chapala, clave 248408-PDCPN2014-01 CIATEJ-CONACYT.

Villalobos Castañeda, B., Cortés Martínez, R., Segovia, N., Buenrostro Delgado, O., Morton Bermea, O. and Alfaro Cuevas Villanueva, R. (2016) Distribution and enrichment of trace metals and arsenic at the upper layer of sediments from Lerma River in La Piedad, Mexico: case history. Environmental Earth Sciences, 75, 1490.

Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G. and LeChevallier, M. (2000) Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. Water Research, 34(12), 3247-3257. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00033-6

Yan, M., Wang, D., Qu, J., He, W. and Chow, C. W. (2007) Relative importance of hydrolyzed Al (III) species (Ala, Alb, and Alc) during coagulation with polyaluminum chloride: A case study with the typical micro-polluted source waters. Journal of Colloid and Interface Science, 316(2), 482-489. doi: 10.1016/j.jcis.2007.08.036

Herramienta tecnológica para el desarrollo productivo y competitivo de cultivos de interés para la seguridad alimentaria colombiana en zonas con alto índice de necesidades básicas insatisfechas en servicios de agua.

Julio César Ramírez1* - Juanita Torres Montaño1

1Universidad de la Salle

*Autor corresponsal: Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Cra 2 #11-98-Barrio Candelaria, Bogotá, Cundinamarca, 111711, Colombia, Correo: jcramírez@unisalle.edu.co

Resumen: Como parte fundamental de la economía colombiana se encuentra la agricultura. El país posee diferentes pisos térmicos, razón por la cual favorece el desarrollo de esta actividad. Sin embargo, una de las principales dificultades que tienen los agricultores es la disponibilidad y uso eficiente del recurso hídrico en sus cultivos cuando se presenta el comportamiento bimodal correspondiente a temporada de lluvia y temporada de sequía y los fenómenos climatológicos (fenómeno de la niña y fenómeno del niño) en el territorio nacional. El objetivo de este proyecto es desarrollar una herramienta tecnológica que pueda ayudar a las comunidades agrícolas organizadas de manera solidaria, en este caso una asociación de agricultores de plátano del municipio de San Bernardo Del Viento,Córdoba, a tomar decisiones con respecto al manejo eficiente del agua en los cultivos, en las diferentes épocas del año e independiente de los fenómenos climáticos que se puedan presentar.

Palabras clave: Salud Cultivo, Modelos hidrológicos, Sensores, Herramientas tecnológicas

Abstract: Agriculture is a fundamental part of the Colombian economy. The country has different thermal floors, which is why it favors the development of this activity. However, one of the main difficulties that farmers have is the availability and efficient use of water resources in their crops when the bimodal behavior corresponding to the rainy season and the dry season and the weather phenomena (phenomenon of the girl and the phenomenon of the child) in the national territory. The objective of this project is to develop a technological tool that can help the agricultural communities organized in solidarity, in this case an association of banana farmers in the municipality of San Bernardo Del Viento, Córdoba, to make decisions regarding the efficient management of water in crops, at different times of the year and independent of the climatic phenomena that may occur.

Keywords: Cultivation, Hydrological models, Sensors, Technological tools,SIG.

Introducción

Con base en el Informe detallado de la misión para la transformación del campo presentado en la Universidad de La Salle en el mes de abril de 2016, se identificó como un problema importante del sector agrícola en Colombia, la focalización de sus recursos para adecuación de tierras en grandes distritos de riego que no han beneficiado a los pequeños productores. Así mismo el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (2011) indicó que un factor crítico tecnológico para el sistema de seguridad alimentaria Colombiana es el desarrollo de tecnologías para el uso eficiente del recurso hídrico y adaptación de infraestructuras y en sistemas de riego.

En Colombia, los pequeños agricultores han reportado grandes pérdidas económicas a causa del fenómeno del niño el cual genera extensas temporadas de sequía (Casa Editorial El Tiempo, 2016). En algunos casos se tienen fuentes hídricas cercanas, pero la infraestructura técnica para utilizar estos recursos es escasa. En otros casos no se cuenta ni con las fuentes hídricas, ni con la infraestructura para enfrentar el cambio climático.

Un sistema de riego que use energía fotovoltaica, que sea automatizado y que esté acoplado a modelos para la toma de decisiones, permitiría optimizar el uso de recursos hídricos aplicados en agricultura. Es allí donde las herramientas tecnológicas basadas en modelación, sensores remotos y automatización son fundamentales para la planeación y gestión sostenible del recurso en uno de los sectores que más lo requiere tanto para su desarrollo económico como social.

Por ese motivo, los sistemas de riego son primordiales para los agricultores. Uno de los aportes de la academia, especialmente de la Universidad de La Salle, es hacer aportes en el aumento de las capacidades productivas del campo. Esta investigación contribuirá al establecimiento de una herramienta tecnológica eficiente adaptada a las necesidades de un cultivo en una zona de altos índices de necesidades básicas insatisfechas en servicios de agua, donde un sistema de riego automatizado, alimentado por energía fotovoltaica (solar) y acoplado a modelos matemáticos permiten planear, monitorear y hacer seguimiento al uso del recurso hídrico, todo esto transferido en un lenguaje que permita a los pequeños y medianos productores asociados apropiarse de la tecnología y el conocimiento para su uso efectivo, resultando en un aumento del desarrollo productivo y competitivo de la seguridad alimentaria Colombiana.

Tener sistemas de riego autónomos energéticamente y operativamente permite el avance del cultivo sin la presencia permanente de una persona capacitada. Esto fomenta de manera indirecta la ampliación de los cultivos pues un solo agricultor podría controlar eficientemente grandes áreas, mientras otros agricultores enfocan sus esfuerzos en otras actividades que mejoren la competitividad de los cultivos. En este sentido, el monitoreo de los cultivos a través de sensores remotos complementa oportunamente la herramienta tecnológica propuesta, pues al implementar y optimizar las oportunidades de que ofrece el seguimiento al cultivo a través de imágenes de sensores remotos es posible apoyar al agricultor en temas como identificar el estado nutricional, el manejo de agua, hasta la predicción de cosechas entre otros.

Con esta mejora tecnológica es posible abordar una misma problemática bajo diferentes enfoques, contribuyendo, entre otras, con la optimización del uso de fertilizantes y agroquímicos que se traduce finalmente en impactos positivos para la calidad del agua, del suelo y de las comunidades.

Metodología

"El cultivo de plátano en Colombia, ha sido un sector tradicional de economía campesina, de subsistencia para pequeños productores, de alta dispersión geográfica y de gran importancia socioeconómica desde el punto de vista de seguridad alimentaria y de generación de empleo. Se estima que, del área cultivada en plátano en Colombia, un 87%." (Espinal, Martínez, Peña, 2005, p.1).

Este proyecto se enfoca en proporcionar una herramienta tecnológica a los agricultores Colombianos con el fin de ayudar en la toma de decisiones respecto a la disponibilidad y uso eficiente del recurso hídrico, uno de los modelos que se integra a esta herramienta tecnológica es WEAP el cual "es una herramienta de modelación para la planificación y distribución de agua que puede ser aplicada a diferentes escalas, apoya la planificación de recursos hídricos balanceando la oferta de agua (generada a través de módulos físicos de tipo hidrológico a escala de subcuenca), además incluye rutinas diseñadas para distribuir el agua entre diferentes tipos de usuarios desde una perspectiva humana y ecosistémica, usa escenarios para evaluar diferentes esquemas de distribución del recurso, se pueden implementar las demandas y suministros de agua y observar el balance del recurso en la región y es usado por: aquellos encargados de la planificación hidrológica, hidrólogos, agrónomos, economistas, hasta funcionarios públicos encargados del recurso hídrico, y comunidades locales." (Stockholm Environment Institute, 2009, p.5-7).

También se utilizarán sistemas de información geográfica, los cuales nos permiten analizar la topografía y obtener información necesaria para el desarrollo del proyecto.

Este proyecto propone la generación de una herramienta tecnológica que dé solución al problema de riego de cultivos en zonas con problemas asociados al recurso hídrico, donde la solución use energías renovables y tecnologías de punta tales como sensores de variables ambientales y modelos hidrológicos e hidráulicos que permitan ejecutar una correcta planeación, monitoreo y seguimiento de un proyecto agrícola de importancia en seguridad alimentaria. Se verificarán las variables atmosféricas disponibles para construir el modelo que permita estimar los tiempos de riego (frecuencia y duración) y de manera simultánea se diseñará y construirá una interfaz gráfica sencilla que permita monitorear el sistema.

A partir de estos elementos, será desarrollada la automatización de un piloto de sistema de bombeo para futuro riego el cual estará asociado a un modelo hidráulico, de tal manera que a futuro puedan ser complementados otros aspectos sobre el mismo sistema. También será dimensionado el sistema de energía solar orientado al sistema automático en función de las características de censado y accionamiento requeridas y se hará la implementación del sistema piloto.

Para lograr esto, el proyecto se desarrollaría de manera general en cuatro fases, dando respuesta a los objetivos específicos de esta propuesta:

ETAPA I:

Mediante un diagnóstico socio productivo previo brindado por el ente de administración territorial, se establece la región y las organizaciones de pequeños y medianos productores que van a beneficiarse del proceso. En visita de campo se realiza la caracterización social de acuerdo con la herramienta diseñada, con el fin de explicarle a la comunidad el alcance y objeto del proyecto. La comunidad determinará un comité de acompañamiento y gestión que estará encargada de apoyar en las actividades a los profesionales que estarán vinculados al proyecto.

ETAPA II:

Con la información obtenida de la primera fase, se procederá a diseñar la herramienta de planeación, monitoreo y seguimiento del cultivo. Esta herramienta estará compuesta de cinco elementos principales: [1] Diseño y construcción de los sensores remotos con comunicación inalámbrica, [2] Implementación de la plataforma web para el almacenamiento y consulta de información almacenado de los sensores remotos, [3] un modelo hidrológico del cultivo que incluye variables meteorológicas, ambientales y del cultivo, [4] datos de sensores remotos (tanto imágenes de drones como sensores de medición tales como temperatura, humedad y presión) que proveen de información a la herramienta, y [5] interface gráfica de la herramienta la cual permite analizar y representar los resultados para la toma de decisiones del cultivador.

ETAPA III:

Paralelamente al diseño de la herramienta tecnológica, se diseñará un sistema piloto que consistirá de los siguientes elementos: [1] un sistema de bombeo, [2] fuente sostenible de energía a base de paneles solares, [3] sistema de riego a presión o gravedad, y [4] sensores de medición de variables de control.

Una vez diseñado el piloto se procederá a construirse y ponerse en marcha en el área crítica seleccionada en la primera fase. Una fase de diseño de la automatización del sistema se llevará a cabo. Durante esta implementación se realizará la transferencia de conocimiento a la comunidad beneficiada por parte de la Unidad Administrativa Especial de Organizaciones Solidarias (UAEOS), quienes participan en el proyecto co-financiando todos los elementos del sistema piloto y sensores requeridos para el proyecto.

Discusión.

El sistema de riego que se ha seleccionado es a partir de goteo. Esta decisión fue tomada teniendo en cuenta que este sistema contribuye al riego localizado y al ahorro del recurso hídrico, objetivos propuestos en el proyecto.

La metodología para el diseño de riego, inicialmente, se ha considerado mediante un balance de energías (ecuaciones de conservación de energía hidráulicas), que permita

garantizar un diseño eficiente. No obstante, se ha pensado la posibilidad de utilizar ecuaciones de gobierno (Navier-Stokes) para el diseño. Esta implementación sería mediante el uso de un software de dinámica de fluidos computacional (CFD, por sus siglas en inglés). Aun así, solo se realizará esta acción si se considera pertinente un estudio detallado de la hidrodinámica del sistema de riego.

Otras variables que hasta el momento se han considerado pero aún no se ha realizado los respectivos estudios si son consideradas en la presente investigación son: almacenamiento de la energía eléctrica, disposición del recurso hídrico, operación del sistema de riego seccionado y variables hidrometeorológicas. Con la visita a campo se pretende a clara el grado de significancia de cada una de estas variables en el modelo de optimización matemático.

Conclusiones

Se implementará un sistema piloto de riego automático que funciona con energía solar y se apoya en una herramienta de decisión basada en modelos y sensores remotos, el cual usa tecnología de bajo costo capaz de ser revisado y reparado por los usuarios finales. Adicionalmente, la posibilidad que presenta el sistema de ser instalado en muchos lugares donde no se cuenta con interconexión a la red eléctrica, la cual es una situación muy común en Colombia.

Con base en lo mencionado anteriormente, se concluye que la implementación del modelo se debe llevar a cabo para que permita que los agricultores generen una mayor rentabilidad a sus cultivos por medio del acceso eficiente del recurso hídrico, el diseño de un sistema automatizado y monitoreado por medio de una interfaz fácil y práctica con variables que permitan la toma de decisiones de acuerdo a los indicadores que se definan que pueden afectar al cultivo e incluyendo el uso de energía fotovoltaica tanto para la alimentación autónoma del sistema como para otras necesidades.

Por lo cual, si se ejecuta esta herramienta tecnológica, el proyecto podría servir como fuente de enseñanza, investigación y transferencia de tecnología en la región para pequeños productores. Dicha herramienta es susceptible de ser mejorada y complementada posteriormente para incluir dosificación y aplicación de agroquímicos de manera más rápida, precisa, eficiente y flexible.

En general, lo más importante es el factor agronómico y productivo, dado que se establecerá la rentabilidad de los cultivos al tener acceso efectivo al recurso hídrico y el monitoreo de variables que lo afecten.

Al incorporar en este proyecto el manejo y análisis de imágenes de sensores remotos, se promueven métodos alternativos y eficientes para el monitoreo de la producción agrícola, lo cual optimiza costos respecto a los tratamientos convencionales y contribuyendo de manera indirecta al mejor rendimiento del cultivo y un mejor uso de agua, lo cual produciría una disminución de manera significativa sobre el costo de manejo y producción del cultivo.

Finalmente, se concluye que esta herramienta es un excelente producto agroindustrial implementable en campo con energías renovables para mejoramiento de la producción, ya que vincula variables ambientales, climáticas, hidráulicas y sociales, con un punto de innovación social y tecnológica para el desarrollo territorial de una comunidad de agricultores específica.

Referencias

Alcaldía municipal de San Bernardo del Viento (2017). Nuestro Municipio. Recuperado de: http://www.sanbernardodelviento-cordoba.gov.co/index.shtml

Alcaldía Municipal de San Bernardo del Viento (2015). Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS).

Alcaldía municipal de San Bernardo del Viento (2002). Plan Básico de Ordenamiento territorial.

CVS (2016). Noticia invitación a primer encuentro de participación y retroalimentación POMCA del rio medio y bajo Sinú. Consultado el 15 de marzo de 2017. Disponible en: http://www.cvs.gov.co/jupgrade/index.php/servicios-al-ciudadano/noticias-cvs/972-pomca-medio-y-bajo-sinu

Allen, G. R.; Pereira, L.; Raes, D.; Smith, M. 2006. Estudio FAO Riego y drenaje 56. Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Serie Cuadernos Técnicos. Roma, Italia. FAO. 298 p.

Aparicio, F. (2004). Fundamentos de hidrología de Superficie. México. Editorial Limusa, S.A.

Aronoff, s. (1989). Geographic information systems: a management perspective. Ottawa. WDL publications.

Elaboración de electrodos de trabajo con materiales económicos y de bajo efecto ambiental, para la determinación de Pb en aguas de una mina de carbón, a través de voltametría.

L.A. Salamanca1*, D.R. González1, C.A. Quiñones2

1Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás
2Facultad de Ingeniería, Politécnico Gran Colombiano

*Autor corresponsal: Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Carrera 9, #52-11– Chapinero, Bogotá, Cundinamarca. 57. Colombia. Email: lissethsalamanca@usantotomas.edu.co

Resumen

El agua es un recurso de gran importancia para la supervivencia, sin embargo diversas actividades antropogénicas como la minería de carbón generan casos de contaminación por metales pesados debido a la generación de drenajes ácidos de mina (DAM), uno de estos metales es el plomo. Para la detección de plomo en medios acuosos se usan electrodos de trabajo comerciales (como el de carbón vítreo o gota de mercurio), sin embargo los electrodos no son económicamente asequibles oscilando alrededor de 700 USD, además generan una afectación ambiental mayor por el uso de mercurio debido a su alta toxicidad. Por ello, se fabricaron tres electrodos de trabajo de bajo costo como alternativa económica y amigable con el medio ambiente. El primer electrodo fue elaborado con una mina de grafito 2H con revestimiento de poliolefina retráctil, el segundo fue elaborado con una mezcla de grafito en polvo y aglutinante, y el tercero fue elaborado con una mezcla de grafito, aglutinante y residuos de café. Posteriormente, se comparó la respuesta de cada electrodo para determinar cuál de los tres electrodos creados arrojó mejores resultados frente a la detección de plomo. De esta manera, se determinó que el electrodo de mina de grafito fue el que arrojó mejores resultados en comparación a los otros electrodos elaborados. Para la lectura de la muestra, se modificó con bismuto el electrodo de mina de grafito, aumentando así su sensibilidad y demostrando la presencia de plomo en la muestra.

Palabras clave: agua, electrodo, plomo, voltametría.

Abstract

The Water is a very important resource for survival. However, anthropogenic activities such as coal mining generate contamination caused by heavy metals due to the generation of mine acid drains (MAD), one of these metals is the lead. To detect its presence on aqueous media, work electrodes commercial (like vitreous coal or drop of mercury) are used. Nevertheless, the electrodes are not affordable, oscillating around 700 USD. Furthermore, the electrodes generate an environmental affectation even greater owing to the use of mercury due to its high toxicity. We therefore fabricate three low cost electrodes as an cheaper alternative and environmentally friendly. The first one was made with a 2H graphite mine with retractable polyolefin coating. The second one was made with a mixture of graphite powder and binder. The last one was made with a mixture of graphite, binder and coffee residues. Afterwards, the response of each electrode was compared to determine which one showed better results in lead detection. In this way, we could observe that the first electrode was the one that showed better results compared to the other electrodes. For the sample reading, it was modified with bismuth the graphite mine electrode, that way increasing its sensibility and demonstrating the presence of lead in the sample.

KeyWords: water, electrode, lead, voltametry.

Introducción

El agua es un recurso que ya no se considera inagotable, por ello su contaminación con metales pesados es un problema crítico, pues es un elemento vital para el desarrollo de la vida (Alves et al., 2019). Por ello, es de gran importancia el desarrollo de técnicas de detección rápidas, sencillas, económicas, con alta sensibilidad y con bajos límites de detección. Unos de los metales de gran interés ambiental y sanitario es el plomo, según la OMS el plomo es una sustancia tóxica de carácter bioacumulable que tiene graves consecuencias a la salud humana, de hecho puede generar anemia, hipertensión, disfunción renal, inmunotoxicidad y toxicidad reproductiva, de hecho se cree que los efectos asociados al plomo por efectos neurológicos son irreversibles (OMS,2018).

La minería es una actividad que genera grandes afectaciones ambientales, uno de los recursos afectados es el recurso hídrico. La mineria de carbón genera drenajes ácidos de minas (DAM) que contienen sulfuros metálicos, los cuales se oxidan al contacto con el oxígeno, generando de esta manera, sulfatos disueltos, metaloides y metales pesados tales como el Pb (Qureshi et al., 2015). Por lo dicho anteriormente, se pretende determinar plomo a través de técnicas electroquímicas, ya que esta posee bajos límites de detección, alta sensibilidad y mantenimiento de equipos menos costosos, a comparación a otros metodos analíticos (como la espectrometría de absorción atómica electrotérmica, espectrometría de absorción atómica de llama, espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente, y espectrometría de emisión óptica de plasma

acoplado inductivamente), que son bastante costosos y requieren de equipos muy complejos (Lu et al., 2018)(Bansod et al., 2017)(Arduini et al., 2010).

Para la determinación de plomo por medio de voltametría es necesario determinar la configuración de la celda, que usualmente se encuentra compuesta por un electrodo de trabajo (carbón vítreo o gota de mercurio), un electrodo de referencia (Ag/AgCl) y un contraelectrodo (platino), sin embargo los dos primeros son excesivamente costosos, oscilando entre los 700US, a esto se le añade que los electrodos a base de mercurio son ampliamente utilizados desde 1992 (por Heyrovsky quien dio origen a la polarografía) es decir, son usados en técnicas supremamente antiguas. El mercurio es un elemento que genera afectaciones a la salud y es un contaminante altamente tóxico para el ambiente (Gaioli et al.,2012), por esta razón, la elaboración de electrodos alternativos representan una perspectiva más económica y más amigable con el medio ambiente. De esta manera, se han venido estudiando materiales como las minas de grafito y la pasta de carbono como electrodos de trabajo, además de diferentes maneras de modificarlos para mejorar su sensibilidad, una de ellas es el uso de bismuto donde se preconcentra dicho elemento sobre el electrodo para obtener mejores resultados, siendo este un metal no tóxico que reemplaza al mercurio (Arduini et al., 2010).

Material y método

1. Materiales:

- 100g de Grafito
- 3 jeringas de insulina
- 100g de residuos de café
- 200ml de Aceite mineral
- Poliolefina retráctil
- 3 Minas de grafito HB
- Pegante epóxico
- Potenciostato Interface 1000T
- Mufla Ney Vulcan D-130
- 0,79 ml de Ácido acético
- 0,923g de Ácetato de sodio
- 5ml Ácido Nítrico
- Solución estándar de plomo
- Lija 2000 y 2500
- Óxido de aluminio

2. Elaboración de electrodos:

-Electrodo de pasta de carbono: El electrodo se construyó utilizando una pasta de carbono compuesta por 800µL de aceite mineral y 1gr de grafito, esta fue comprimida con ayuda de un émbolo en una jeringa de insulina, en su parte superior se agregó mina de grafito como contacto eléctrico y se dejó secar por 24 horas.

-Electrodo de mina de grafito: El electrodo fue elaborado con una mina de grafito HB de 2mm de diámetro y 4cm de largo. Para su revestimiento las minas se adhirieron con pegante epóxico a la poliolefina retráctil, calentándola a 120°C para su adherencia y sellado, dejando expuesta 1cm de la mina para el contacto eléctrico. El electrodo fue pulido con lija 2000 y 2500, sumergido en HNO3, lavado con agua desionizada y finalmente brillado con un paño y óxido de aluminio, hasta la obtención de un acabado espejo.

-Electrodo de pasta de carbón con residuos de café (PCRC): Se recolectaron los residuos de café del filtro de una cafetera, posteriormente, los residuos fueron sometidos a un lavado con agua desionizada para después llevarlos a secado en una Mufla Ney Vulcan D-130 por 24h a 60°C. Los residuos fueron molidos y luego se hizo la mezcla de pasta de carbón con aceite mineral, grafito en polvo y residuos de café, obteniendo así una pasta consistente. La proporción de la mezcla de la pasta de carbón se realizó con el 60% de café, y 600µL de aceite mineral. La mezcla obtenida fue insertada en una jeringa de insulina de 3mm de diámetro y el contacto del electrodo fue hecho con una mina de grafito 2HB.

3.Voltametría:

Para la medición experimental de muestras preparadas, se realizó un barrido con voltametría de onda cuadrada para determinar la respuesta de los electrodos, para ello se agregaron 10ml de Buffer acetato (pH 4.5 y) en la celda y se realizaron barridos con adiciones sucesivas de 0,2ppm a 1ppm de Pb(II) en la celda.

De acuerdo a la respuesta de cada electrodo, se establecieron los siguientes parámetros:

- Electrodo de mina de grafito: Potencial inicial: -0.7V, Potencial final: 0V, Amplitud del impulso: 40mV, Tamaño de paso: 30mV, Frecuencia: 50Hz y área de electrodo de 0.0314cm2 .
- Electrodo de pasta de carbón: Potencial inicial de -1V, potencial final -0.2V, amplitud del impulso 40mV, frecuencia de 50Hz y tamaño de paso de 20mV y área de 0.71 cm2.
- Electrodo de pasta de carbón con residuos de café: Potencial inicial de -1.4V, potencial final 0V, amplitud del impulso 40mV, frecuencia de 50Hz y tamaño de paso de 30mV y área de 0.71 cm2.

Para la medición de la muestra de agua proveniente de un vertido DAM de una mina de carbón, se realizó un barrido utilizando voltametría de redisolución anódica con onda cuadrada. Para ello, se agregaron 4ml de buffer de acetato, 6ml de muestra, 3uL de bismuto y 9uL de hexacianoferrato, posteriormente se determinaron los siguientes parámetros: Potencial inicial: -1.4V, Potencial final: 0.3V, Amplitud del impulso: 40mV, Tamaño de paso: 18mV, Frecuencia: 50Hz y área de electrodo de 0.0314cm2 .

Resultados y discusión

Con cada uno de los electrodos creados (de pasta de carbono, de mina y de pasta de carbono con residuos de café) se realizó un voltagrama para poner a prueba la respuesta de cada electrodo, por medio de voltametría de onda cuadrada (SWV), acregando concentraciones de 0.1 a 1 ppm de plomo. Los resultados se muestran en la figura 1, figura 2 y figura 3.

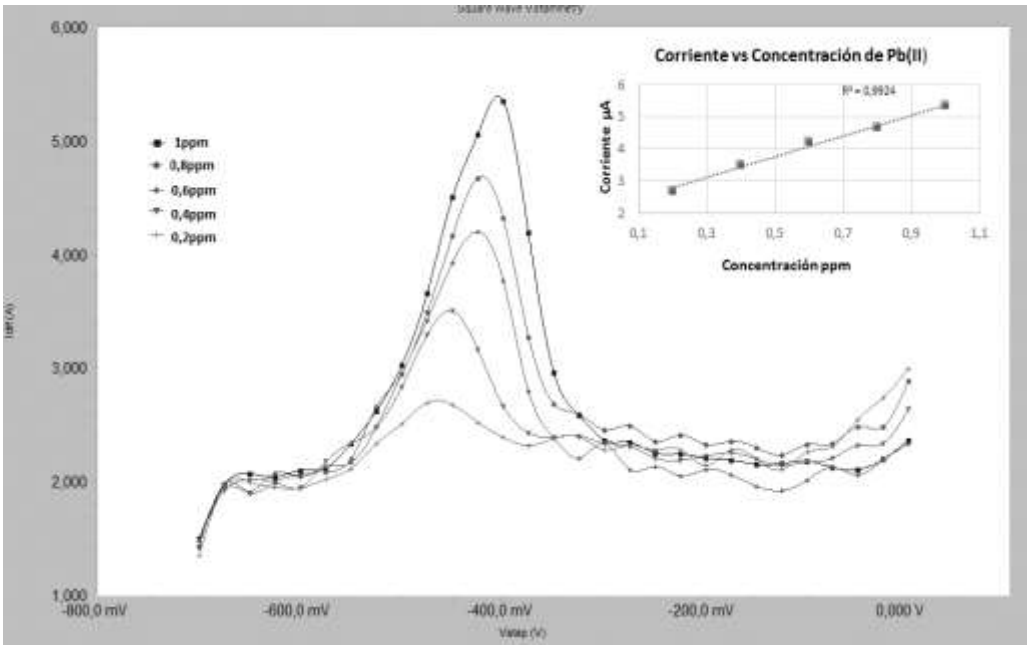


Figura 1. Voltagrama SWV con buffer acetato (pH 4.5) y concentraciones de 0.1 a 1 ppm de Pb (II), electrodo mina de grafito HB como electrodo de trabajo, Ag/AgCl como electrodo de referencia y Pt como electrodo auxiliar con un R^2= 0.9924.

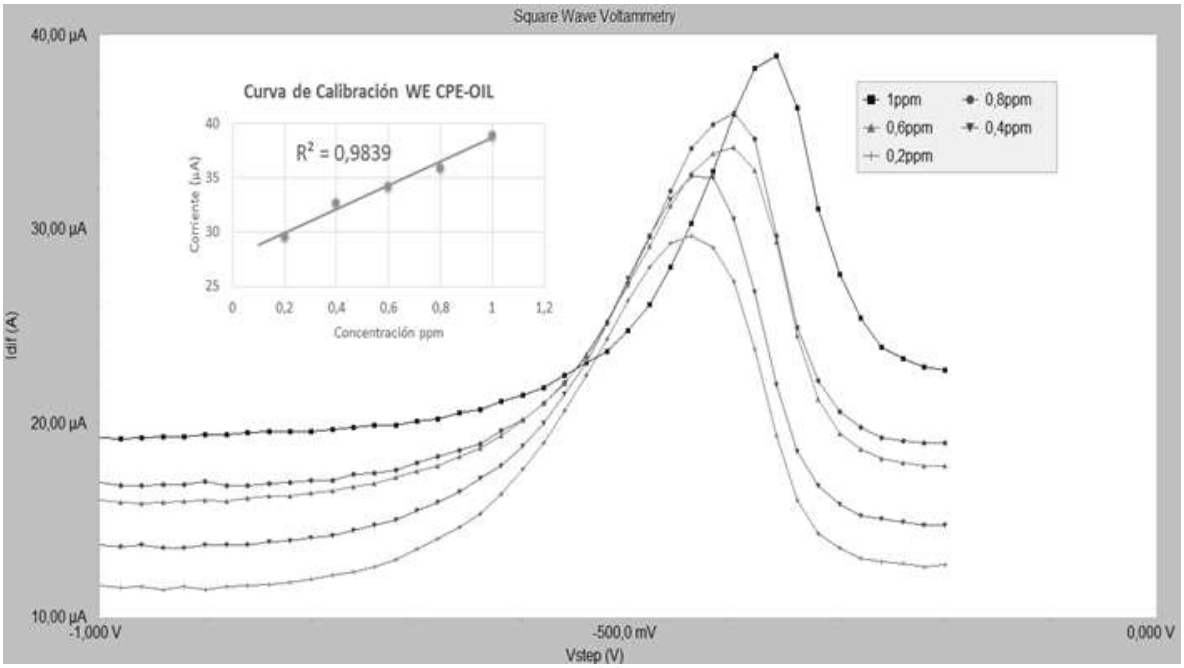


Figura 2. Voltagrama SWV con buffer acetato (pH 4.5) y concentraciones de 0.2 – 1ppm de plomo (II), electrodo de pasta de carbono como electrodo de trabajo, Ag/AgCl como electrodo de referencia y alambre de platino como electrodo auxiliar, coeficiente de correlación R2= 0.984.

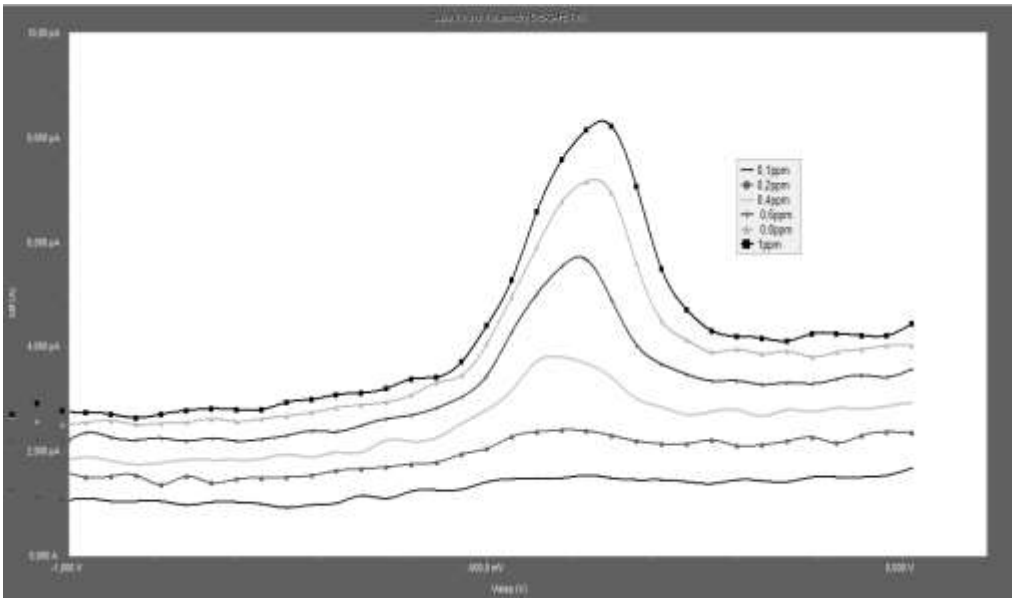


Figura 3. Voltagrama SWV con buffer de acetato (pH 4,5) como electrolito soporte, con concentraciones de 0,1 a 1ppm de Pb(II), con Ag/AgCl como electrodo de referencia , Pt como electrodo auxiliar y electrodo de trabajo con 60% de café.

Posteriormente, se procedió a analizar la muestra de agua proveniente de un vertido de DAM de una mina de carbón, mediante voltametría de onda cuadrada (SWV), utilizando el electrodo de trabajo de mina de grafito, sin embargo solo con esta técnica no fue posible detectar ninguna traza de plomo debido a las bajas concentraciones del mismo.Por esta razón, se procedió a realizar la determinación con voltametría de redisolución anódica (ASV) y para ello fue necesario modificar electrodo de trabajo de mina de grafito con bismuto para hacer más sensible la lectura. El resultado obtenido de la muestra se puede apreciar en la figura 4.

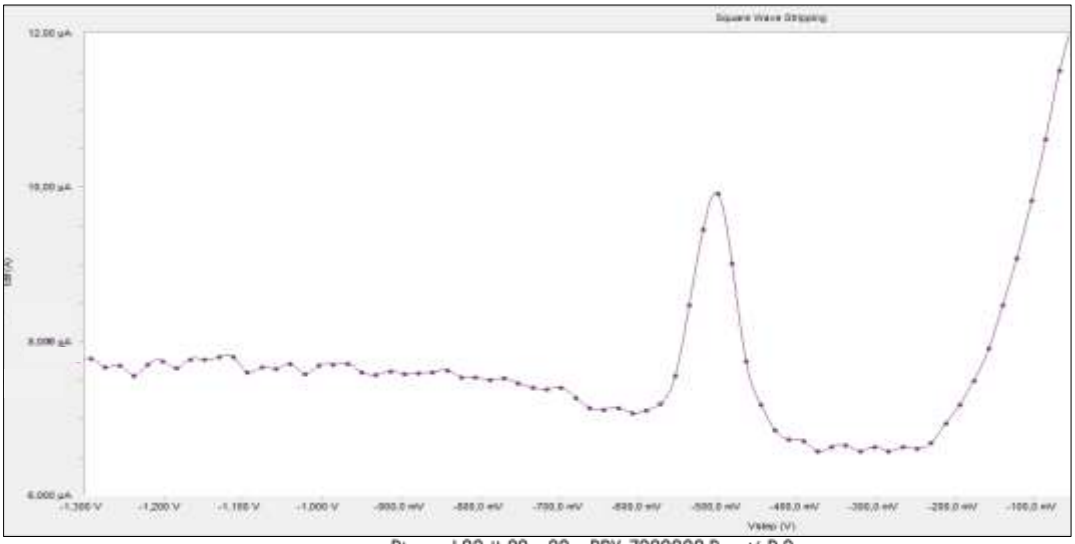


Figura 4. Voltagrama ASV con buffer de acetato (pH 4,5) como electrolito soporte, con Ag/AgCl como electrodo de referencia, Pt como electrodo auxiliar y electrodo de trabajo de mina de grafito modificada con bismuto, en muestra de un vertido DAM de una mina de carbón.

Conclusiones

Todos los electrodos elavorados leyeron concentraciones desde 0.2 ppm, sin embargo el electrodo que generó una mejor respuesta ante la detección de plomo fue el electrodo de mina de grafito HB por tres razones: la primera porque el pico de 0.1ppm es más visible que el electrodo PCRC, la segunda porque no se desvía abruptamente el pico como sucede con el electrodo de pasta de carbono y posee un mejor R2 que los otros dos electrodos. Los electrodos de pasta de carbono y PCRC presentaron un problema durante toda la prueba, una vez utilizados empezaban a acumular el analito sobre su superficie debido a su alta porosidad, generando datos menos confiables.

El bismuto mejora significativamente la sensibilidad del electrodo de mina de grafito, ya que detecta concentraciones de 0.001ppm de Pb, lo cual indica que se puede sustituir el mercurio por un metal que se puede considerar como “verde” por su poca toxicidad y obtener los mismos resultados, permitiendo de esta manera detectar plomo en la muestra de agua de mina.

Los electrodos elaborados son una alternativa extremadamente viable para la detección de metales pesados en el agua, pues en comparación a los electrodos comerciales que cuestan alrededor de 700US, los elaborados salen por un costo aproximado de 4US, generando así una mayor facilidad económica al momento de detectar metales pesados en aguas, además de ultilizar materiales menos contaminates.

Referencias bibliográficas

Alves,G., Rocha, L. and Soares,H., (2019) Multi-element determination of metals and metalloids in waters and wastewaters, at trace concentration level, using electroanalytical stripping methods with environmentally friendly mercury free-electrodes: A review, Talanta, 1(1), 55.

Arduini,F,. Quintana,J,. Amine,A,. Palleschi,G,. and Moscone, D,. (2010) Bismuth-modified electrodes for lead detection, Morocco,11,1295-1296.

Bansod,B,. Kumar,T,. Thakur,R,. Rana,S,. y Singh,I,. (2017) A review on various electrochemical techniques for heavy metal ions detection with different sensing platforms, Biosensors and Bioelectronics, 94,443-45.

Gaioli,M,. Amoedo,D,. and González,D,., (2012) Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente, scielo,3.

Lu,Y,. Liang X,. Niyungeko,C,. Zhou,J,. Xu,J,. y Tian,G,. (2018) A review of the identification and detection of heavy metal ions in the environment by voltammetry, Talanta, 178, 324-338.

OMS. (2018) Intoxicación por plomo y salud", Who.int. [Online]. Available: https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health. [Accessed: 18- Feb- 2019].

Qureshi,A,. Maurice,C,. and Ohlander,B., (2015) Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage, Journal of Geochemical Exploration,1(1), 44-45.

Mal sabor y olor en tilapia de la hidroeléctrica embalse de Betania, Huila - Colombia.

Luis Alexander Carvajal Pinilla1*, Leidy Marcela Merchán Cuellar1, Gustavo Andrés Trujillo Tovar1, Luis Alberto Torres Gualteros1.

1Facultad de Ingeniería. Corporación Universitaria del Huila, Corhuila.

2Autor de contacto: Programa Ingeniería Ambiental. Corporación Universitaria del Huila, Corhuila. Calle 21 No. 6-01, Barrio Quirinal, Ciudad Neiva, Departamento Huila. C.P. 410002. Colombia. Email: luis.carvajal@corhuila.edu.co.

Resumen

La alta demanda de tilapia genera producción intensiva, provocando estrés en los peces tornándolos propensos para adquirir enfermedades o la presencia de ciertas sustancias en el agua o en el alimento, lo que puede originar que el pescado se caracterice por presentar mal sabor u olor o ambas. Este estudio de tipo transversal, cualitativo y cuantitativo, se desarrolló en el Embalse de Betania, Departamento del Huila, Colombia; colectando muestras de agua y peces en estaciones piscícolas para realizar análisis fitoplanctónicos, microbiológicos, fisicoquímicos, sensoriales y organolépticos. Se encontraron 48 especies de fitoplancton registradas, siendo Pediastrum simplex la especie más abundante; los parámetros físicoquímicos analizados se encuentran dentro de los límites máximos permisibles, no obstante, los sólidos disueltos totales presentaron la mayor variación en la estación II por presencia de minerales y descomposición de la materia orgánica; se registró la enterobacteria Escherichia coli en la estación I y Staphylococcus aureus en las estaciones I y II. Con respecto a los análisis sensoriales y organolépticos se observa que la mayoría de las muestras evaluadas presentaron valores por encima del límite de aceptación (70%), excepto la muestra de adultos de la estación I muestreo 1 que presentó 65% de aceptabilidad, incumpliendo los parámetros establecidos de aprobación, color, aspecto, sabor residual amargo y a tierra, factor que puede atribuirse a la geosmina, sustancia química producida por las cianobacterias. Este estudio

estableció durante su ejecución y en las estaciones muestreadas que en la Hidroeléctrica Embalse de Betania la cadena piscícola no presenta problemas de contaminación.

Palabras Clave: Cianobacteria, geosmina, sensorial, aceptabilidad, contaminación.

Abstract

The high demand of tilapia generates intensive production, causing stress on the fish and making them prone to acquire diseases or the presence of certain substances in the water or food, which can cause bad taste and/or odor of the fish. This study of cross-sectional, qualitative and quantitative type, was developed in Betania dam, Colombia – Huila, collecting water samples and fish samples in fisheries to make the analyses of phytoplankton, microbiological, physic-chemical, sensory and organoleptic. 48 phytoplankton species were recorded, Pediastrum simplex was the most abundant species we found; the chemical parameters analyzed are within the permissible maximum limits, however, the total dissolved solids presented greater variation due to the presence of mineral and organic matter decomposition in the station II; Escherichia coli enterobacter was registered in the station I and Staphylococcus aureus in stations I and II. The sensory and organoleptic analyses that we observed in most of the evaluated samples, had values above the acceptance limit (70%), except the adults sample from station I which had 65% of acceptability, breach of the established parameters of approval, color appearance, residual bitter taste and soil, which can be due to the geosmine, a substance produced by Cyanobacterias. During this study, we could stablish that in this period of time and within these samples the fish from Betania dam do not present problems of pollution.

KeyWords: Cianaobacterial, geosmine, sensorial, acceptability, contamination.

Introducción

Colombia es uno de los países que lidera la producción de tilapia en América, siendo el Departamento del Huila el principal productor, se estima que el Huila cuenta con cerca de 1896 piscicultores y una producción en jaulas flotantes que abarca un área de 6832 m2 de espejo de agua (Instituto Nacional de la Pesca. Dirección General de Investigación en Acuicultura, 2015). En los últimos años, el Huila se consolido como la principal potencia en la producción y comercialización de tilapia en Colombia; según el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, el Huila aporta el 41.71% del total de la producción colombiana; así mismo, viene posicionándose como clúster de competitividad regional desde hace más de una década, ocupando un renglón importante en la cadena productiva de Agroindustria (Merino et al., 2013; Polanco, 2016).

Los peces que son cultivados en el embalse de Betania, pueden adquirir sabores y olores indeseables, debido a la absorción de ciertas sustancias, derivadas de algunos minerales de zona geológica, presentes en el agua de cultivo o en algunos tipos de ingredientes usados en las raciones alimentarias, las cuales son responsables de la producción de los micro elementos asociados al gusto u olor de tierra o barro y a moho (Noomhorn y Yamprayoon, 2000; Tucker, 2000; Roset et al., 2001; Schrader et al., 2010).

Sin embargo, la principal causa se debe a la abundancia de cianobacterias debido a las características del agua (Usio et al., 2013), las cuales liberan toxinas que son absorbidas por los peces. Esta condición afecta la producción de especies destinadas al consumo y ocasiona pérdidas económicas para quien lo produce, en vista que no es apetecido por la población consumidora dadas sus condiciones de olor y sabor (Roset et al., 2001; Perez et al., 2008; Fabre et al., 2010). En este sentido, se realizó un trabajo investigativo a fin de identificar la problemática de mal sabor y olor en tilapias cultivadas en jaulas flotantes en el embalse de Betania empleando análisis fitoplanctónicos y físicoquímicos del agua y análisis microbiológico, sensorial y organoléptico de peces.

Metodología

Área de estudio.

El presente estudio se desarrolló en tres estaciones piscícolas del embalse de Betania, departamento del Huila, distribuidas así: i) estación I en la zona inicial del embalse, ii) estación II en zona media y iii) estación III en la parte final (Figura 1).

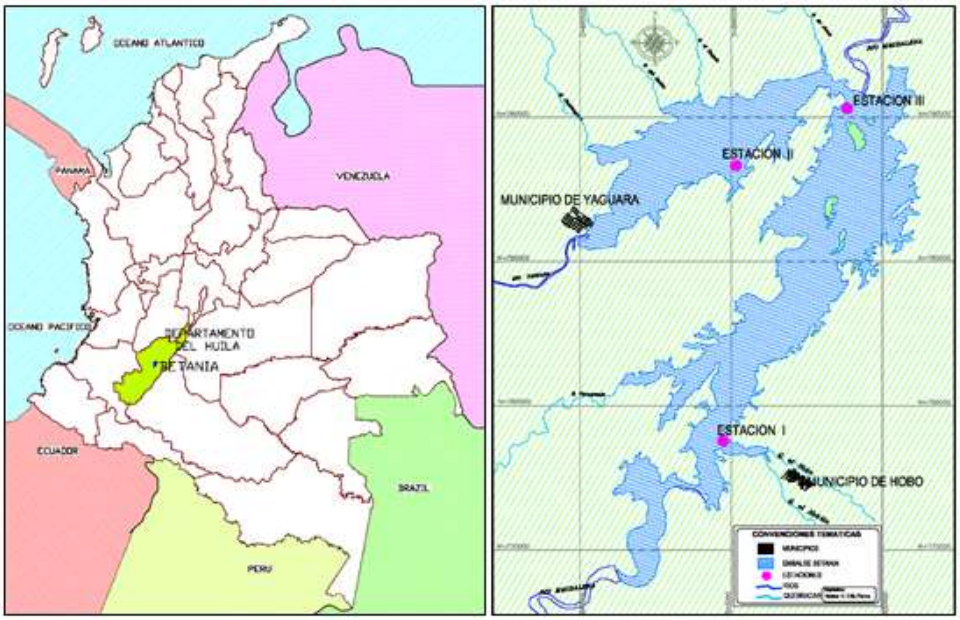


Figura 1. Departamento del Huila (imagen izquierda, color verde) y estaciones de muestreo en el embalse de Betania (imagen derecha, color rojo).

Métodos.

Éste estudio es de tipo transversal, cualitativo y cuantitativo. Se realizaron 3 muestreos cada 45 días, en cada uno se tomaron muestras de agua para análisis fitoplanctónicos y físicoquímicos, así mismo, se tomaron muestras de peces para análisis microbiológicos y sensoriales y organolépticos.

Análisis fitoplanctónico.

Con el fin de determinar la diversidad de fitoplancton y cianobacterias, se colectaron muestras de agua empleando redes cónicas de 20 µm de ojo de malla para colectar 1L de muestra a 50 cm de profundidad, las muestras fueron preservadas con solución de lugol (Wetzel y Likens, 2000).

Mediante claves taxonómicas especializadas se realizó la identificación taxonómica (Prescott, 1978; Komárek y Anagnostidis, 1986; Wehr y Sheath, 2003), los conteos para conocer la densidad numérica se realizaron empleando cámara Sedgewick Rafter (Villafañe y Reid, 1995).

Análisis físicoquímico.

Se colectaron muestras de agua superficial en botellas plásticas de 1 L a 50 cm de profundidad; en laboratorio especializado se analizaron 9 parámetros: amoniaco (método espectrofotométrico HACH8038), fosfatos y fósforo total (método espectrofotométrico SM 22 4500-P D), nitratos (método espectrofotométrico SM 22 4500 O3 B), nitritos (método espectrofotométrico SM 22 4500 O2 B), nitrógeno total (método Kjeldahl SM 22 4500-Norg B), sólidos disueltos totales (método calculo), sólidos suspendidos totales (método Gravimétrico, secado de 103°C a 105°C, SM 2540 D) y sólidos totales (método Gravimétrico, secado de 103°C a 105°C, SM 2540 B).

Análisis de peces.

Para determinar la variabilidad y aceptabilidad del sabor y olor de acuerdo al filete y tamaño del pez se recolectaron muestras de pescado de tilapia tamaño mayores (muestra A) y juveniles (muestra B), posteriormente fueron enviadas a un laboratorio especializado de microbiología y análisis sensoriales.

Los análisis microbiológicos se tuvieron en cuenta 4 especies de microorganismos patógenos como: Escherichia coli, Staphylococcus aureus coagulasa positiva, Salmonella sp. y Vibrio cholerae.

Los análisis sensoriales y organolépticos fueron evaluados por 12 panelistas altamente calificados, estimando por cada componente sus respectivas categoría de medición: i) aspecto: característico, homogéneo, heterogéneo, llamativo, fresco, no característico, ii) color: característico, oscuro, opaco, brillante, claro, no característico, iii) olor: característico, muy marcado, marcado, ligero, muy ligero, sin olor, no característico, iv) sabor: característico, dulce, salado, acido, amargo, sin sabor, no característico, v) textura: característica, liquida, blanda, pegajosa, viscosa, no característica, vi) aceptabilidad sensorial: me agrada mucho, me agrada, me desagrada, me desagrada mucho, ni me agrada ni me desagrada y vii) aceptabilidad total: se obtiene de los resultados positivos de las categorías de medición aspecto, color, olor, sabor, textura y aceptabilidad sensorial, valores superiores a 70% son considerados como producto aceptado.

Resultados y Discusión

Estudio fitoplanctónico.

El total de especies colectadas en las estaciones muestreadas fue de 48 distribuidas en 20 ordenes, los órdenes de mayor abundancia fueron Chlorococcales y Chroococcales con 6 especies, seguida de Sphaeropleales con 5 especies. La estación III fue la más diversa con el registro de 47 especies, seguida de la estación I con 43 y finalmente la estación II con 41. En cuanto a abundancia, la estación II presentó el mayor número de individuos con 5315, seguida de la estación I con 4502 y en la estación III con 2766. Adicionalmente, la dominancia estuvo marcada por Pediastrum simplex con 2559 individuos, seguida por Scenedesmus cuadricauda con 2084 y Pediastrum duplex con 1276.

En la estación I se registró la mayor abundancia colectada durante el estudio, se identificó a Pediastrum simplex con 475 ind/ml registrada en el muestreo tres; por el contrario, con muy baja abundancia se registró Gonyum sp. La estación II fue la menos diversa, se presentaron especies con abundancias inferiores a 10 ind/ml, entre las que se encuentran: Chlorella sp., Tetrapedia sp. y Kirchneriella sp. En cuanto a la estación III, aunque fue la estación más diversa se presentó menor abundancia por especies, como Oocystis sp., Gomphonema sp. y Micrasteria sp. con registro inferior a 5 ind/ml (Tabla 1).

Estudio físicoquímico.

Los parámetros sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos totales y nitritos presentaron una incertidumbre entre 0,008 y 1,2, esto se generó debido a las concentraciones detectadas en las muestras. El registro más alto de sólidos disueltos totales con 107,33 mg/L en la estación II muestreo 3, y el valor más bajo en la estación II muestreo 1 con 70 mg/L. En cuanto a los sólidos suspendidos totales los valores extremos se registraron en la estación I, con 11 mg/L y 4 mg/L en los muestreos 1 y 2, respectivamente. Para los sólidos totales, la estación II en el muestreo 3 registró un máximo de 112 mg/L y en el muestreo 1 el más bajo con 80 mg/L. En cuanto a los nitritos, no se presentaron altos rangos de variación, variaron desde <0,01 mg/L (límite inferior detectable) y 0,01 mg/L (Tabla 1).

Parámetros	Estación I			Estación II			Estación III		
	M 1	M 2	M 3	M 1	M 2	M 3	M 1	M 2	M 3
Amoniaco	0.56	0.46	0.56	0.25	0.36	0.57	0.37	0.48	0.47
Fosfatos	0.03	0.02	0.02	0.03	0.04	0.02	0.02	0.02	0.03
Fosforo total	0.07	0.05	0.08	0.05	0.04	0.04	0.02	0.02	0.02
Nitratos	<0.01	0.26	0.63	0.09	0.32	0.45	0.15	0.16	0.15
Nitritos*	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Nitrógeno Total	4.20	4.20	7.71	<0.70	2.80	1.40	0.70	0.70	1.40
Solidos Disueltos Totales**	73.00	82.00	73.00	70.00	90.00	107.33	84.00	84.00	96.00
Solidos Suspendidos Totales**	11.00	4.00	13.00	10.00	4.00	4.67	8.00	6.00	6.00
Solidos Totales**	84.00	86.00	86.00	80.00	94.00	112.00	92.00	90.00	102.00

*Nota: *: Incertidumbre ±(0.008), **: Incertidumbre ± (1.20). M: Muestreo. Unidades: mg/L.*

Análisis microbiológicos en peces.

La mayoría de muestras analizadas mostraron valores aceptables, para el caso de Escherichia coli se registró <10 ufc/g, para Staphylococcus aureus valores <100 ufc/g y para Salmonella sp. y Vibrio cholerae no se obtuvieron unidad formadoras de colonia. En las muestras A se detectó presencia de Escherichia coli (20 ufc/g) en la estación I muestreo 1, y Staphylococcus aureus (500 ufc/g) en la estación II muestreo 2. Para las muestras B, sólo se regristró S. aureus (500 ufc/g) en la estación I muestreo 3.

Análisis sensoriales y organolépticos en peces.

En la estación I las muestras A y B, de acuerdo a los registros de los panelistas, predominaron por cada componente así: aspecto freso con 34%, color brillante con 38%, olor característico con 54%, sabor característico con 75%, textura característico con 55%, aceptabilidad sensorial “me agrada mucho” con 65% y aceptabilidad total en la mayoría de muestras, excepto en la muestra A del muestreo 1 que obtuvo 65%.

En la estación II las muestras A y B, se obtuvieron resultados por cada componente así: aspecto característico con 42%, color característico con 39%, olor característico con 55%, sabor característico con 63%, textura característico con 55%, aceptabilidad sensorial “me agrada” con 78% y aceptabilidad total en todas las muestras.

En la estación III las muestras A y B, se registraron valores por cada componente así: aspecto característico con 34%, color característico con 39%, olor característico con 52%, sabor característico con 75%, textura característico con 58%, aceptabilidad sensorial “me agrada” con 72% y aceptabilidad total en todas las muestras.

La abundancia de Pediastrum simplex del orden clorococales, probablemente fue relacionada a que la coloración del agua en el momento de la toma de la muestras presentó un color verde a diferencia de las otras estaciones de muestreo, Villa y colaboradores (1987) registraron una condición similar, reseñando que factores como el manejo inadecuado de aguas servidas, residuos sólidos, vertimientos de agroquímicos el cual reaccionan con las características del agua teniendo cambios físicos y químicos, pueden incidir en este tipo de condición (Villa et al., 1987; González, 2004).

En los muestreos dos y tres se registró época seca, provocando el descenso en el nivel del Embalse, esto genera de forma aparentemente directa un descenso en las densidades poblacionales del fitoplancton (Villa et al., 1987).

La alta abundancia de Pediastrum simplex puede generar algunos efectos negativos debido a un proceso de liberación de toxinas perjudicando a la biota asociada en especial a los peces, esto lleva a que disminuya los niveles de oxígeno disponible en el agua provocando la mortandad piscícola y cuando estos son consumidos por la comunidad ictiológica, lo que va a generar mal sabor, mal olor y va a cambiar las características del agua (De León, 2002).

Escherichia coli, se dice que se encuentra en el tracto intestinal del hombre siendo inofensiva, sin embargo hay 4 especies que son patógenas, localizadas en medios contaminados por materia fecal o en aguas residuales (Rhodes y Kator, 1988). Estas bacterias se encuentran en el tracto intestinal del pez debido a la ingesta de alimentos, absorción de nutrientes y aparición de proteínas y enzimas digestivas (Isolauri, 2001); Sin embargo, las muestras 1 y 2 tienen un recuento <10 ufc/g teniendo un concepto aceptable según resolución 122 de 2012, por lo cual no presenta ningún riesgo de enfermedad en el ser humano por consumo de pescado; aunque el riesgo de infección por Eschecirchia coli se puede eliminar cocinando adecuadamente la comida antes de su consumo, no existe ningún indicio de que el pescado sea una fuente importante de infección por esta especie (Huss, 1997).

Para la bacteria Staphylococcus aureus presenta un recuento <100 ufc/g en la mayoría de los peces analizados, sin embargo en el pescado mayor de la estación 2, muestra 2 y el pescado juvenil de la estación 1, muestra 3 tienen un recuento de 500 ufc/g el cual puede causar náuseas, vómitos, algunas veces diarrea y en casos graves la deshidratación, que puede llevar a la conmoción y al colapso, sin embargo estos síntomas no duran más de 24 horas (Huss, 1997).

En cuanto al análisis de la tilapia para determinar la variabilidad y aceptabilidad del sabor y olor de acuerdo al filete y tamaño del pez; se determinó que la muestra A (peces mayores) de la estación I del muestreo 1, tiene un valor del 65% de aceptabilidad, determinando que no cumple con los parámetros establecidos de aprobación que es igual o mayor a 70%, principalmente por su baja aceptabilidad en las características organolépticas correspondientes a color y aspecto, lo que afecta la preferencia del producto; ya que fue descrito como una muestra de aspecto poco llamativo a la vista y de color opaco, al igual que se percibió un sabor residual amargo y a tierra (Caló, 2011). Este sabor en los peces es producido por una sustancia química denominada "geosmina", que es generada en general, en los estanques excavados en tierra, por un alga Cianofita o alga verde-azul; al igual que el autor anterior, Tucker (2000) en su artículo investigativo sobre los problemas de mal sabor en la acuicultura, dice que la mayoría de los casos de problema de sabores y olores indeseables es debido a concentraciones significantes de geosmina o 2-methyl-isoborneol tomados del lodo, estos compuestos son absorbidos rápidamente por los peces y se almacenan en los tejidos ricos en lípidos, siendo estos compuestos metabolitos secundarios de cianobacterias y actinomicetos (Tucker, 2000). Este problema ha sido presentado en varias especies de cultivo incluyendo la tilapia (Noomhorm, y Yamprayoon, 2000) y truchas (Schrader et al., 2010).

La muestra B, de la estación I del muestreo 3, no le realizaron estudios sensoriales por presentar recuento de Staphylococus aureus coagulasa positiva; esta bacteria es un reconocido patógeno humano, siendo agente etiológico de un amplio espectro de infecciones de origen comunitario y nosocomial, es la causante de la infección estafilocóccica, que resulta de la ingestión de enterotoxinas termoestables preformadas por una cepa toxigénica de Staphylococcus aureus que contaminó y desarrolló en el alimento (Muñoz et al., 2008; Frozi et al., 2017); la presencia de esta bacteria en la muestra es debido a la mala manipulación y conservación inadecuada del producto. Según un estudio hecho en Venezuela, S. aureus se encuentra comúnmente en el vestíbulo nasal anterior y garganta de una persona y de esta manera pasa a las manos (Muñoz et al., 2008), finalmente, cualquier alimento que requiera una manipulación en su preparación puede fácilmente ser contaminado por este microorganismo (Carbajal et al., 2003).

Referencias Bibliográficas

Caló, P. (2011). Introducción a la acuaponía. Centro Nacional de Desarrollo Acuícola – CENADAC. Acceso en 18 de mayo de 2016, disponible en http://chilorg.chil.me/download-doc/86262.

Carbajal, M., Rabelo, P., Gonzales, C. y Ayala, M. (2003). Evaluación microbiológica de productos adquiridos en el mercado mayorista pesquero de Ventanilla-Perú. Revista Cubana de Salud Pública, 29(2), 121-123.

De León, L. (2002). Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias. En A. Dominguez y R. Prieto, Perfil Ambiental del Uruguay. (págs. 28-37). Montevideo: Norda-Comunidad.

Fabre, A., Carballo, C., Hernandez, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J.G., Abriot, L., Bonilla, S. y Kruk, C. (2010). El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 5(1), 112-125.

Frozi, J., Esper, L. and Franco, R. (2017). Single- and Multispecies Biofilms by Escherichia coli, Staphylococcus aureus, and Salmonella spp. Isolated from Raw Fish and a Fish Processing Unit. Ciencia Rural, 47(10), 1-6. doi:10.1590/0103-8478cr20170011

González, E., Ortaz, M., Peñaherrera, C. y Matos, M. (2004). Fitoplancton de un embalse tropical hipereutrofico (Pao-Cachinche, Venezuela): abundancia, biomasa y produccion primaria. Interciencia, 29(10), 548-555.

Huss, H. (1997). Aseguramiento de la calidad de los productos pesqueros. (Vol. 334). Roma: FAO. Documento Técnico de Pesca.

Instituto Nacional de la Pesca. Dirección General de Investigación en Acuicultura. (2015). Informe de Gestión. Bogotá: Impreso en Colombia.

Isolauri, E., Sutas, Y., Kankaapaa, P., Arvilommi, H. and Salminem S. (2001). Probiotic: effects on inmunity. The American Journal of Clinical Nutrition, 73(2), 444-450. doi.org/10.1093/ajcn/73.2.444s

Komárek, J. and Anagnostidis, K. (1986). Modern approach to the classification system of the cyanophytes 2: Chroococcales. Algological Studies, 43, 157-226.

Merino, M., Bonilla, S. y Bages, F. (2013). Diagnóstico del estado actual de la Acuicultura en Colombia. Bogotá: Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca. AUNAP.

Muñoz, D., Graü de Marin, C., Martínez, C., Marval, H. y Zerpa, A. (2008). Prevalencia de Staphylococcus aureus, Vibrio spp. y enterobacterias en carne de pepitona, Arca zebra, comercializada en Cumaná, Venezuela. Zootecnia Tropical, 26(4), 505-513.

Noomhorn, J. and Yamprayoon, A. (2000). Geosmin and Off-Flavor in Nile Tilapia (Oreochromis niloticus). Journal of Aquatic Food Product Tecnology, 9,29-41. doi.org/10.1300/J030v09n02_04

Perez, D., Soraci, A. y Tapia, M. (2008). Cianobacterias y cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. Analecta Veterinaria, 28(1), 48-56.

Polanco, O. (2016). El Huila es el foco mundial de piscicultura. La Nación. Acceso en 09 de Marzo de 2016, disponible en: http://www.lanacion.com.co/2016/10/10/el-huila-es-el-foco-mundial-de-piscicultura/

Prescott, G. (1978). How to know the Freshwater Algae. Dubuque, Iowa: Wm. C. Brown Co.

Rhodes, M. and Kator, H. (1988). Survival of Escherichia coli and Salmonella spp. in estuarine enviroments. Applied and Environmental Microbiology, 54(12), 2902-2907.

Roset, J., Aguayo, S. y Muñoz, M. J. (2001). Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. Revista de Toxicología, 18, 65-71.

Schrader, K., Davidson, J., Rimando, A. and Summerfelt, S. (2010). Evaluation of ozonation on levels of the off-flavor compounds geosmin and 2-methylisoborneol in water and rainbow trout Oncorhynchus mykiss from recirculating aquaculture systems. Aquacultural Engineering, 43(2), 46-50. doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.05.003

Tucker, C. (2000). Off-Flavor Problems in Aquaculture. Reviews in Fisheries Science, 8(1), 45-88. doi.org/10.1080/10641260091129170

Usio, N., Imada, M., Nakagawa, M., Akasaka, M. and Takamura, N. (2013). Effects of pond draining on biodiversity and water quality of farm ponds. Conservation Biology, 27(6), 1429-1438. doi:10.1111/cobi.12096

Villa, I., Barends, I. y Montecino, V. (1987). Abundancia y Distribución temporal del fitoplancton en el Embalse Rapel, Chile Central. Revista Chilena de historia Natural, 60,37-55.

Villafañe, V. y Reid, F. (1995). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En K. Alveal, M. Ferrario, E. de Oliveira y E. Sar, Manual de métodos ficológicos. (págs. 169-185). Concepción: Universidad de Concepción.

Wehr, J. and Sheath, R. (2003). Freshwater algae of North America - ecology and classification. San Diego.: Academic Press.

Wetzel, R. and Likens, G. (2000). Limonological Analyses (Third ed.). New York: Springer.

Modelamiento físico a escala reducida de estructuras hidráulicas construidas con gaviones y material reciclado (neumático usado)

Luis Efrén Ayala Rojas1*, Alejandro Franco Rojas1, Edgar Alexander Padilla Gonzalez1

1Facultad de Ingeniería, Universidad de la Salle de Colombia.

*Autor Corresponsal: Facultad de Ingeniería, Universidad de La Salle, Cra. 2, No. 10-70, La Candelaria, Bogotá D.C, Cundinamarca. 111711237. Colombia. Email: layalar@unisalle.edu.co

Resumen

El exceso de energía cinética del flujo produce alta velocidad, sobrepresiones y procesos erosivos que afectan obras hidráulicas, en este sentido los disipadores de energía son estructuras hidráulicas que permiten minimizar este efecto. Dichas obras suelen construirse en material de concreto convencional, dejando de lado materiales alternativos como el neumático usado y los gaviones.

Fueron evaluadas tres estructuras de disipación de energía, a decir: un canal escalonado ubicado en la vía Bogotá –Villavicencio, un pozo de alcantarillado pluvial con estructura de caída escalonada ubicado en el municipio Acacias (Meta) y cuatro vertederos de caída libre construidos en concreto, posicionados sobre el rio Fucha en Bogotá. El modelamiento a escala reducida muestra que, al incorporar como materiales, gaviones y neumático usado, se conserva el tipo de flujo (nappe flow) o saltante, así como la funcionalidad, la disipación de energía es superior al 92%, y adicionalmente hay reducción de costos y un aporte a la conservación de la estabilidad morfológica de los cauces, particularmente, permiten concentrar el flujo por el canal principal y suavizar los cambios de dirección.

Palabras clave: Disipación de energía, Gaviones, Modelamiento físico, Neumático usado

Physical modeling small-scale hydraulic structures built with gabions and recycled material (used tire)

Abstract

The excess of kinetic energy of the flow produces high speed, overpressures and erosive processes that affect hydraulic works, in this sense the energy dissipaters are hydraulic structures that allow to minimize this effect. These works are usually built in conventional concrete material, leaving aside alternative materials such as the used tire and the gabions.

Three energy dissipation structures were evaluated, namely: a stepped channel located on the Bogota -Villavicencio road, a storm sewer well with stepped fall structure located in the municipality of Acacias (Meta) and four free-fall landfills built in concrete , positioned on the Fucha river in Bogotá. Modeling on a reduced scale shows that, when incorporating as materials, gabions and used tires, the flow type (nappe flow) or saltante is conserved, as well as the functionality, energy dissipation is greater than 92%, and additionally there is reduction of costs and a contribution to the conservation of the morphological stability of the channels, particularly, they allow concentrating the flow through the main channel and smoothing the changes of direction.

KeyWords: Dissipation of energy, gabions, physical modeling, used tire

Introducción

La mayoría de obras hidráulicas que operan a flujo libre, operan sometidas a fuertes corrientes, cuya energía deteriora progresivamente los materiales, reduciendo su vida útil e incluso la funcionalidad. Aunado a ello, el costo de estructuras convencionales minimiza las posibilidades de renovación, dando lugar a daño en malla vial, colapso de sistemas de alcantarillado e incremento de fenómenos amenazantes sobre la población y sus bienes. El uso de materiales alternativos, como neumático usado y gaviones, busca innovar en estructuras hidráulicas eficientes, económicas y amigables al medio ambiente. Sin embargo, para verificar el incumplimiento de su función de disipación de energía, es decir, que sea similar o mejor que las estructuras revestidas en concreto, es preciso comparar su operación bajo condiciones controladas similares, exigiendo el modelamiento físico a escala reducida.

Se evaluaron tres estructuras: vertederos en gaviones, un canal escalonado y un pozo de alcantarillado con caída hidráulica, estos dos últimos revestidos en neumático usado. Los resultados permitieron comparar la eficiencia hidráulica, disipación de energía y el comportamiento del flujo (líneas de flujo y turbulencia) en modelos a escala, respecto a obras similares construidas con materiales convencionales, demostrando en todos los casos, mayor capacidad de disipación de energía y corrección de patrones de flujo indeseables. La implementación de estos materiales en futuros proyectos de ingeniería o en reposición y mantenimiento de los mismos, aportará a minimizar el vertimiento de grandes cantidades de llantas usadas cuyos componentes no biodegradables tardan aproximadamente 100 años para su degradación total, además, el logro de sistemas que se incorporan fácilmente al paisaje, como es el caso de los vertederos en gaviones.

Fundamentos teóricos

Los disipadores de energía son estructuras hidráulicas, utilizadas para disminuir exceso de energía cinética del flujo, expresada en altas velocidades, que, al intentarse reducir producen grandes presiones (Zambrano, 2014) y la aparición de saltos hidráulicos e impactos del agua sobre el material expuesto, logrando con ello prevenir erosión aguas abajo. Las estructuras más utilizadas para disipación de energía son: canales escalonados, canales con pantallas deflectoras, vertederos de caída libre y pozos de amortiguación en canales de alta pendiente; sistemas que en general, dan lugar a aparición de alta turbulencia y resaltos hidráulicos.

Para cuantificar la energía cinética del flujo en un canal se utiliza la ecuación de energía específica, E, definida como la energía por unidad de peso del agua que fluye a través de la sección, medida respecto al fondo del canal (ver Ecuación 1). De esta manera, la eficiencia del sistema de disipación resulta de la relación adimensional entre la energía especifica antes y después de la estructura (Villamarin, 2013).

E=YcosΘ+α V^2/2g Ecuación (1)
Donde:
Y = Altura de lámina de agua medida perpendicular al fondo (m)
V = Velocidad (m/s)
g = Gravedad (9.81 m/s2)
 = Pendiente longitudinal del canal (grados)
 = Coeficiente de Coriolis (a = 1.0 en canales o escalones horizontales)

En sistemas escalonados pueden ocurrir dos tipos de régimen: flujo saltante (Nappe flow) caracterizado por sucesión de chorros en caída libre que chocan en el siguiente escalón y ocasionan un resalto hidráulico, o flujo rasante (Skimming flow) caracterizado porque el agua fluye sobre los escalones a manera de una corriente estable sobre una superficie altamente rugosa semejante a un “flujo espumoso” (Chason, 1995). En los dos casos, se logra la disipación de energía y la incorporación de aire en cada escalón, redundando en el mejoramiento de la calidad físico-química del agua.

El modelamiento físico de estructuras hidráulicas exige el cumplimiento de los principios de similitud geométrica, cinemática y dinámica, que se consigue cuando la razón de las masas, las fuerzas y velocidades de las particulas involucradas en ambos sistemas (prototipo y modelo) son iguales (French, 1988), y en caso de flujos a superficie libre corresponde al número de Froude que relaciona fuerzas de inercia y fuerzas de resistencia.

Metodología

En el laboratorio de hidráulica de la Universidad de La Salle se construyeron modelos a escala reducida de estructuras existentes, como son (ver Figura 1):

Un canal escalonado ubicado en el km 11 de la vía Bogotá –Villavicencio, con pendiente del 82%, ancho de 0.80m y altura total de 13.7m. Modelo desarrollado por García. y Bravo (2017)

Pozo de alcantarillado pluvial P144 con estructura de caída escalonada, ubicado sobre la calle 13 en el municipio Acacias (Meta), con longitud total de 6.80m, caída de 2.50m y tubería de llegada con diámetro de 48”. Modelo desarrollado por Acero y Vanegas (2018)

Cuatro vertederos de caída libre construidos en concreto, posicionados dentro del cauce del rio Fucha, en la ciudad de Bogotá entre carreras quinta y sexta. Modelo desarrollado por Acuña y Plazas (2018)

Figura 1. Estructuras de disipación (prototipo) con canal escalonado (izquierda), pozo pluvial con estructura de caída (centro) y vertedero en gaviones (derecha)

Inicialmente se realizó visitas de campo para medir geometría e identificar detalles constructivos y operativos. Con el río Fucha se tuvo acceso a planos de levantamiento topográfico tanto del lecho del río como de las estructuras, permitiendo determinar las dimensiones de cada modelo con escalas geométricas mostradas en la Tabla 1.

Tabla 1. Escala geométrica y dimensiones de cada modelo hidráulico

Estructura	Escala del modelo		Caudal (l/s)	
	Horizontal	Vertical	Prototipo	Modelo
Canal escalonado	1:2.5	1:10	58.4	0.82
Pozo de alcantarillado con estructura de caída	1:3	1:2	34.3	2.20
Vertederos en gaviones	1:100	1:20	820	0.09

En todos los casos se construyeron y simularon dos modelos, uno con materiales convencionales (concreto) y otro con materiales alternativos. En el caso del canal escalonado y el pozo de alcantarillado pluvial la superficie se revistió con neumático usado, con piso Power Deck negro, que es una tableta fabricada con ripio (grano de caucho provenientes del reciclaje de neumático usados); mientras que en los vertederos se utilizaron gaviones fabricados con grava fina y malla plástica (ver Figura 2).

Los datos recolectados incluyeron el aforo de caudal por el método gravimétrico, medición de altura de lámina de agua antes, sobre y después de la estructura de disipación, así como registro fotográfico de las corrientes de flujo previa aplicación de azul de metileno. Con estos datos se evaluó la energía específica, eficiencia y las líneas de flujo.

Figura 2. Modelo hidráulico a escala reducida para el canal escalonado (izquierda), pozo pluvial con estructura de caída (centro) y vertedero en gaviones (derecha)

Resultados y Discusión

En todo el rango de caudales simulados del canal escalonado, se obtuvo un flujo tipo saltante (nappe flow) con número de Froude entre 1.0 y 1.7, dando lugar a un resalto ondulante en cada escalón. La eficiencia en la reducción de energía específica fue de hasta el 2.1% con el caudal de diseño (ver Tabla 2), demostrado que al revestir la estructura con neumático usado se conserva una disipación de energía similar a la estructura convencional revestida en concreto (ver Figura 3). Sin embargo, el análisis de costos, incluyendo materiales y mano de obra, muestra una reducción del 18.5%, pasando de $31.220.300 con el canal en concreto a $25.470.900 para el canal en neumático.

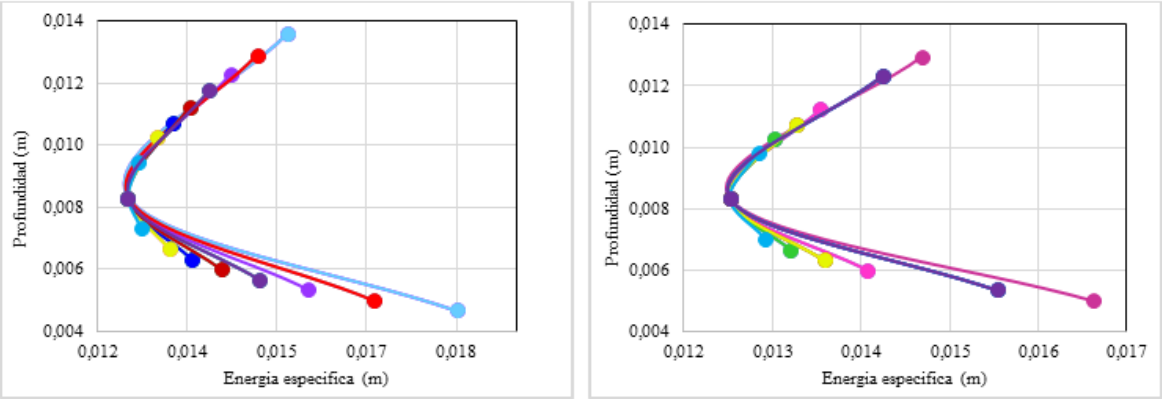


Figura 3. Curva de energía específica para el canal escalonado en concreto (izquierda) y revestido en neumático usado (derecha)

Tabla 2. Resultados disipación de energía según modelación hidráulica del canal escalonado

Parámetro	Caudal máximo		Caudal de diseño		Caudal mínimo	
	Concreto	Neumático	Concreto	Neumático	Concreto	Neumático
Energía específica aguas arriba (m)	0.3149	0.3139	0.2234	0.2127	0.1337	0.1365
Energía específica aguas abajo (m)	0.2878	0.2866	0.2079	0.2029	0.1445	0.1457
Pérdida de energía (m)	0.0271	0.0273	0.0154	0.0098	-0.0108	-0.0092
Eficiencia (%)	**92.0**	**92.2**	**93.6**	**95.7**	**107.4**	**106.5**

En el caso del pozo con estructura de caída, en todos los casos se observó un flujo saltante, lo cual indica según Chanson (2002), que se simularon únicamente caudales bajos respecto a la capacidad de la estructura, en cuanto, para un caudal pequeño sobre la estructura de caída, el flujo corre de un escalón a otro como una sucesión de cascadas pequeñas, correspondiendo con un flujo saltante, y en la medida que el caudal aumenta se desarrolla un flujo rasante. Los resultados indican que la eficiencia en disipación de energía aumenta con el caudal para revestimiento en concreto, alcanzando valores máximos de 288.5% y mínimos de hasta 102.7%, mientras que en la estructura con neumático la eficiencia se normaliza entre un 75.4% y 108.5%, y aunque es inferior a la eficiencia con concreto, es aceptable, en cuanto la energía específica disminuye para caudales altos (0.022m en concreto y 0.014m en neumático)

y cumple con lo establecido en el RAS (2000), según el cual, las cámaras de caída en los sistemas de alcantarillado son necesarias en zonas de alta pendiente que tienen como función dirigir el flujo, disipar una importante cantidad de energía y proteger la estructura contra impactos en las paredes para mantener estabilidad estructural.

Tabla 3. Resultados disipación de energía según modelación hidráulica del pozo con estructura de caída

Parámetro	Caudal máximo		Caudal de diseño		Caudal mínimo	
	Concreto	Neumático	Concreto	Neumático	Concreto	Neumático
Escalón 1. Energía específica (m)	0.021	0.014	0.024	0.014	0.022	0.014
Pérdida de energía (m)	-0.023	0.000	-0.044	0.000	-0.029	0.000
Eficiencia (%)	**209.5**	**99.0**	**288.5**	**96.9**	**233.2**	**98.1**
Escalón 2. Energía específica (m)	0.015	0.014	0.016	0.014	0.019	0.011
Pérdida de energía (m)	-0.008	0.001	-0.011	0.001	-0.028	0.000
Eficiencia (%)	**151.7**	**92.9**	**171.4**	**92.9**	**251.7**	**99.9**
Escalón 3. Energía específica (m)	0.010	0.016	0.010	0.016	0.014	0.010
Pérdida de energía (m)	0.001	0.004	0.001	0.004	-0.010	-0.001
Eficiencia (%)	**102.7**	**75.4**	**102.7**	**75.4**	**173.2**	**108.5**

Con la modelación del río Fucha, los dos tipos de vertederos reducen el potencial erosivo del flujo respecto a la velocidad del rio sin estructuras (1.68m/s) que supera la velocidad permitida para el material del lecho (0.46m/s). Sin embargo, con vertederos de caída libre la velocidad de flujo es menor al comparar con la configuración de vertederos escalonados, porque la estructura en gavión es permeable y facilita la filtración del agua.

Puede observarse en la Tabla 4, que la eficiencia de disipación de energía de los vertederos de caída libre en concreto disminuye al aumentar el caudal, mientras que las estructuras en gavión tienden a aumentar la eficiencia desde un caudal de 0.82 m^3/s a 3.89m^3/s debido al flujo rasante que se genera. Sin embargo, para el caudal de 7.38 m^3/s los vertederos escalonados en gavión no presentaron aumento en la eficiencia de disipación de energía y se puede inferir que alrededor de este caudal la eficiencia tiende a

disminuir. Por otro lado, para caudales de 0.82 a 3.89 m^3/s el potencial de disipación de energía es mayor en los vertederos de caída libre en concreto.

Abscisa	Q (m^3/s)	Vertedero caída libre en concreto			Vertedero escalonado en gavión		
		E1 (m)	E2 (m)	%E	E1 (m)	E2 (m)	%E
k 0+11		1.421	0.693	51.277%	0.921	0.856	7.071%
k 0+70	0.82	1.085	0.595	45.123%	0.495	0.504	-1.809%
k 0+110.54		1.154	0.475	58.795%	0.474	0.508	-7.238%
k 0+11		1.630	0.888	45.513%	1.337	0.927	30.667%
k 0+70	3.89	1.243	1.068	14.143%	1.297	0.926	28.589%
k 0+110.54		1.235	0.921	25.389%	1.301	0.971	25.410%
k 0+11		1.731	1.158	33.070%	1.578	1.154	26.894%
k 0+70	7.38	1.395	1.679	-20.326%	1.566	1.191	23.931%
k 0+110.54		1.394	1.715	-22.990%	1.687	1.258	25.421%

Para observar las líneas de flujo se aplicó azul de metileno al agua, logrando identificar que, con el cauce natural, sin vertederos, el flujo se concentra sobre el talud izquierdo hasta que se deflecta bruscamente hacia el talud derecho. Al incluir los vertederos de caída libre, aguas abajo se generan vórtices debido a la turbulencia del resalto, ocasionando retención de flotantes y mayor riesgo de socavación de taludes del río y los mismos estribos del vertedero, aunado a ello, el flujo no se desarrolla por el eje del cauce, sino que se desplaza hacia los taludes. Finalmente, con los vertederos escalonados, hacia aguas arriba de estas estructuras se presentan vórtices de baja velocidad debido al choque del agua con los vertederos, pero hacia aguas abajo la línea de flujo se desarrolla por el eje del rio y los cambios de dirección se suavizan, pasando de ángulos de deflexión de 45° a solo 11°, significando menor potencial erosivo (ver Figura 4).

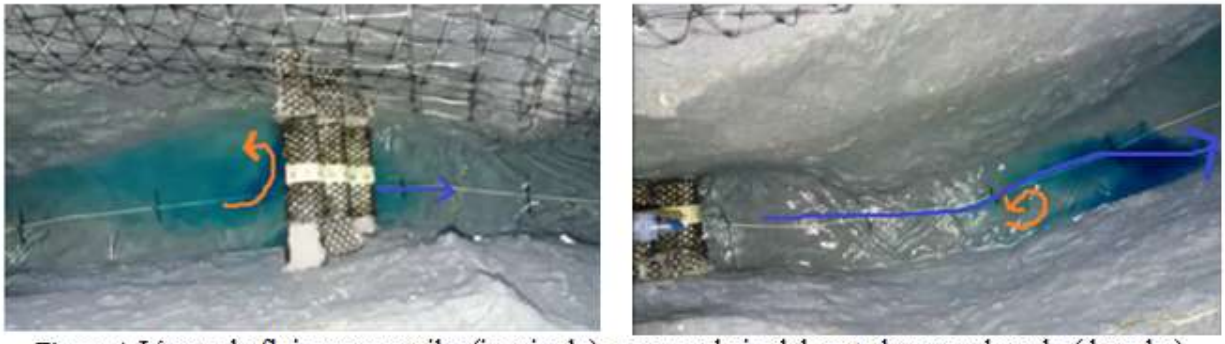


Figura 4. Líneas de flujo aguas arriba (izquierda) y aguas abajo del vertedero escalonado (derecha)

Conclusiones

Al implementar neumático usado como revestimiento de estructuras hidráulicas tipo canal escalonado y estructuras de caída, se conserva un comportamiento del flujo similar a la estructura revestida en concreto, en términos del tipo de flujo (nappe flow) y una disipación de energía superior al 92%, pero con una reducción en costos del 18.5% y el aprovechamiento de materiales no biodegradables, obteniendo un impacto ambiental y económico positivo. La eficiencia de disipación de energía de los vertederos en concreto tiende a disminuir a mayor caudal, mientras que en los vertederos escalonados en gavión aumenta la eficiencia, hasta cuando las estructuras de disipación se ahogan.

Los vertederos en este tramo del río Fucha, tienen el propósito de proteger la estabilidad morfológica del terreno y las estructuras aledañas al río, pues los dos tipos de vertederos reducen la velocidad hasta límites no erosionables. Morfológicamente, las líneas de flujo con los vertederos escalonados en gaviones logran eliminar vórtices que aparecen abajo de los vertederos convencionales y concentran el flujo por el eje del cauce, suavizan los cambios de dirección, dando lugar a un flujo más rápido, pero concentrado en la parte central del cauce.

Por tanto, se concluye que el uso gaviones y material reciclado (neumático usado) aporta a preservar la integridad, durabilidad y correcto funcionamiento de las estructuras de disipación de energía, adicional a su bajo costo, bajo impacto ambiental y control morfológico.

Referencias bibliográficas

Acero, I. y Vanegas, C. (2018) Estudio de la disipación de energía mediante un modelo físico en un pozo de alcantarillado pluvial (escalonado) sobre la calle 13 en Acacias - Meta, usando material reciclado (neumático). Bogotá, Colombia.

Acuña, J. y Plazas, E. (2018) Análisis comparativo de la disipación de energía y patrones de flujo generados por vertederos escalonados en gavión y vertederos de caída libre en concreto en el río Fucha, en la localidad San Cristóbal. Bogotá, Colombia.

Ayala, L. (2010) Modelo experimental para el estudio de la disipación de energía mediante el uso de gaviones en canales homogéneos en el control de inundaciones. Bogotá, Colombia.

Chanson, H. (2002). Hidráulica del flujo en canales abiertos. Bogotá: MacGraw Hill.

García, M. y Bravo, O. (2017) Comparación de la eficiencia hidráulica de un canal escalonado revestido en concreto y en material reciclable (neumático usado) a partir de un modelo físico. Bogotá, Colombia.

Ministerio de Desarrollo Económico (2000). Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico (RAS 2000). Bogotá, Colombia.

Villamarin, S. (2013). Manual basico de diseño de estructuras de disiacion de energia Hdraulica. Obtenido de http://es.slideshare.net/tatyilleras/manual-de-diseo-de-disipadores.

Consecuencias hidroeconómicas del cambio climático en la actividad agrícola de la microcuenca del Mariño, Perú

Marianella Crispin Cunya[1*], Roberto Daniel Ponce Oliva [2], Eric Rendon Schneir [1]

[1]Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima 12, Perú
[2]Universidad del Desarrollo, Concepción 4070001, Chile

**Autor corresponsal: Escuela de Postgrado*, Programa Doctorado de Economía de los Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, La Molina, Lima 12. Perú. Email: 20161595@lamolina.edu.pe

Abstract

Peru has around 70% of the biodiversity of the planet earth, and has three great watersheds: the Atlantic that has 97.3% of water availability in the country, that provides water to 33.5% of the Peruvian population ; the Pacific Basin with 2.2% of water supply, that provides water to 62.3% of the Peruvian population and the Titicaca Lake Basin with a share of 0.5%, providing water to 4.2% of the Peruvian population (MINAM; 2016). The Mariño Basin is situated in the Apurimac Region, in the South Andean Region of Peru, and around 3000 small farmers that own 4400 Has, are affected highly by climate change impacts. Between the period of 1970 to 2010 the Cordillera de Chonta would have suffered a shrinkage of 92% of the snow cover due to the increase in temperature (ANA, 2014). Considering this situation, it explain, how the agrarian producers are facing market and climate variability, and it analyze the relationship with a possible biodiversity loss, taking into account specifically water supply. The hydro-economic model evaluates the effects of water scarcity due to climate change in agricultural activity using the RCP scenarios and their impact on the well-being of Andean communities. The Andean communities are highly vulnerable because they face high production costs, perceive uncertainty regarding rainfall and temperature regimes, limited knowledge about climate change, microparcelling, limited access to information on market variables.

KeyWords: Andean communities, Apurimac, Climate change, Hidroeconomic model.

CONSECUENCIAS HIDROECONÓMICAS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA ACTIVIDAD AGRÍCOLA DE LA MICROCUENCA DEL MARIÑO, PERÚ

Resumen

El Perú posee el 70 % de la diversidad biológica del planeta, contamos con tres grandes vertientes hidrográficas: la del Atlántico, que cuenta con el 97,3 % del agua disponible y el 33,5 % de la población; la del Pacífico con el 2,2 % del agua pero con el 62,3 % de la población; y la del Titicaca con el 0,5 % del agua y 4,2 % de la población (MINAM, 2016). Existe una variación en la dotación del recurso hídrico,

regímenes atípicos de lluvias y temperatura acompañado de sequías e inundaciones generando una pérdida potencial de biodiversidad y una afectación en el bienestar humano. Entre el periodo de 1970 al 2010 la Cordillera de Chonta habría sufrido un retroceso del 92% de la cubierta de nieve debido al incremento de la temperatura (ANA, 2014). Haciendo uso del modelo hidroeconómico se evalúa los efectos de la escasez de agua debido al cambio climático en la actividad agrícola haciendo uso de los escenarios del RCP y su impacto en el bienestar en las comunidades andinas, donde en cada escenario se modela la variación de la precipitación en los diferentes escenarios. Los primeros resultados muestran, que las comunidades andinas son altamente vulnerables pues enfrentan altos costos de producción, perciben incertidumbre respecto a los regímenes de precipitación y temperatura, conocimiento limitado sobre cambio climático, microparcelación, limitado acceso a la información sobre variables de mercado.

Palabras clave: Apurimac, Cambio climático, Comunidades altoandinas, Modelo hidroeconómico.

Introducción

La microcuenca Mariño se ubica entre las coordenadas 72°45´16” a 72°55´14” de Longitud Oeste y 13°40´29” a 14°40´20” de Latitud Sur; entre los 5200 m.s.n.m. y 1700 m.s.n.m. en los distritos de Abancay y Tamburco de la provincia de Abancay, Región Apurímac, en la Sierra Norte del Perú (Pro Desarrollo, 2018). La temperatura Media Anual es 16,6°C, con un máximo de 18,2°C y un mínimo de 3°C, con tres microcuencas bien definidas alta, media y baja (Figura 1), un crecimiento poblacional de 0.62% drivers del proceso de deforestación y cambios en el uso de la tierra (degradación de pastizales, sobrepastoreo, quema de pastos).

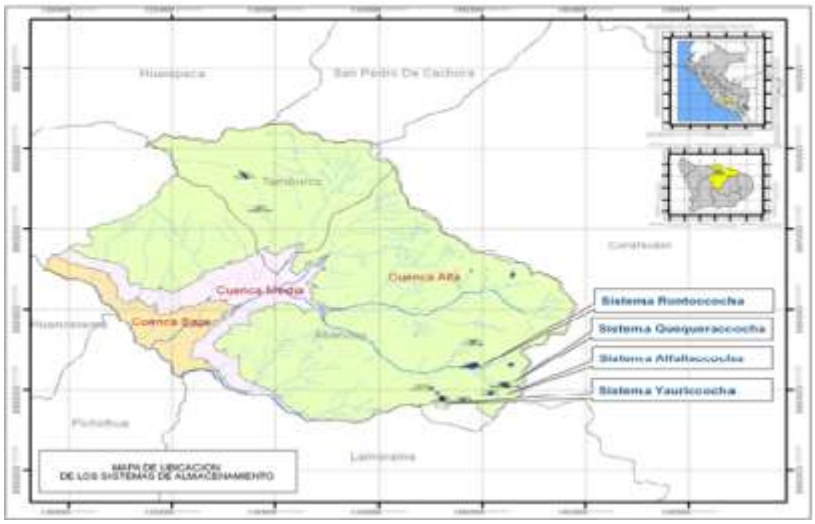


Figura 1. Área de estudio e identificación de microcuencas foto-Proyecto Mariño 2012

El modelo hidroeconómico se remonta a los años 1960s y 1970s en regiones áridas como Israel y el suroeste de los Estados Unidos, donde las primeras aplicaciones consistieron

en la elaboración de curvas de demanda de agua para optimizar los sistemas de recursos hídricos (Bear et al. 1970, Gisser y Mercado 1973, Noel et al., 1980), donde además estos autores establecieron el marco conceptual para los modelos de gestión integrada del agua a escala regional donde el agua se asigna y gestiona para maximizar los beneficios netos derivados de las curvas de la demanda económica del agua. Desde entonces, los investigadores han usado diferentes nombres para referirse a las aplicaciones y extensiones de este enfoque de ingeniería hidrológica como por ejemplo: modelado económico del agua, que incluye: hidrológico-económico (Gisser y Mercado, 1972), hidroeconómico (Noel y Howitt, 1982), económico-hidrológico-agronómico (Lefkoff y Gorelick, 1990).

Es así, mediante la aplicación de un modelo hidroeconómico se quiere evaluar la respuesta de los productores agrarios frente a una variabilidad del Mercado y el clima mediante la construcción de índices tomando en cuenta los escenarios de cambios de dotación del recurso hídrico y su relación con la biodiversidad de los ecosistemas que oriente a la tome de decisiones. El modelo hidroeconómico (HEM), es una herramienta de decisión que integran las complejas interrelaciones entre los sistemas hidrológicos y económicos, el análisis de estos modelos permite examinar posibles cambios futuros en los sistemas de recursos hídricos, incluidos los efectos del cambio climático, los cambios socioeconómicos y las respuestas de infraestructura y políticas a los desafíos de la gestión de recursos hídricos (Bekchanov et al. 2017, Cai 2008).

Los HEM se basan en un algoritmo de optimización económica (Brouwer y Hofkes, 2008). La implementación de la Directiva Marco Europea del Agua 2000 (2000/60 / EC) ha impulsado el desarrollo y evaluación de HEM integrados en varios Estados miembros europeos (Brouwer et al., 2007). Por otro lado, muchas prácticas tradicionales de planificación del agua asumen objetivos y operaciones fijas de uso del agua, independientemente de los precios y costos (Harou et al.,2009).

Las demandas de agua de riego son demandas derivadas, ya que el agua es un insumo del proceso de producción, donde la productividad agrícola se puede utilizar para construir funciones de producción de agua de cultivos, a partir de las cuales se puede derivar el producto físico marginal para diferentes cantidades de agua (Harou et al. 2009, Tsur et al. 2004, Young 2005). La programación matemática positiva (PMP) apunta a abordar la calibración del modelo a niveles observados de uso y producción de agua, asumiendo que estos niveles observados reflejan los objetivos sociales y, por lo tanto, son casi óptimos (Howitt 1995; Cai y Wang 2006).

Es por todo lo mencionado que la aplicación del modelo hidroeconómico se convierte en una excelente herramienta para evaluar las posibles consecuencias bajos los escenarios de cambio climático en la agricultura altoandina de la microcuenca Mariño. Asimismo, como parte fundamental para de la evaluación de los resultados es importante el análisis de las variables socioeconómicas que puede ahondar las condiciones de vulnerabilidad al cambio climático.

Alcances de los componentes del Modelo

Para el componente económico, es importante considerar la particularidad de esta zona agraria altoandina a diferencias de otras en el Perú, es que se cuenta con dos sistema agrarios, el de secano y bajo riego, donde se cuenta con la presencia de la Junta de Usuarios del Sector Hidraúlico Medio Apurimac Pachachaca la cual administra un total de 2,886 usuarios agrarios con 4,397.27 ha bajo riego. Para el desarrollo del componente económico del HEM, es importante el diseño adecuado de la encuesta, pues el sector agrícola presenta muchas particularidades. Para el diseño de la muestra se tuvo en cuenta lo siguiente:

- La cantidad de comunidades, superficie agrícola en secano y bajo riego.
- La forma organizacional de la Junta de Usuarios, en este caso involucra comisiones y comités de regantes.
- Identificar la cantidad de usuarios por comités, sus semejanzas y diferencias.
- El tipo de cuenca al cual pertenece, alta, media o baja
- Es importante la revisión de los censos que ejecuta el estado para tenerlo como referencia.
- Para el análisis de las variables tipo rendimiento, fechas de siembra y cosecha, costos de producción, insumos es importante diferenciar las preguntas cuando se trata de cultivos permanentes y transitorios.
- Es importante que la persona encargada de recoger la información maneje además del castellano el quechua.

Hay muchos factores que afectan la decisión del agricultor como son la combinación de cultivos (precio de venta de los cultivos, costos de insumos, disponibilidad de agua y precio del agua, características agroclimáticas, riesgo y esfuerzo de gestión involucrados, área cosechada, área sembrada, rendimiento, insumos, precios de venta, mano de obra, criterio de género, tipo de cultivo, sistema de agua, turnos de riego), variables que tienen que ser adecuadamente recogida en las encuestas, mientras que la demanda agua para riego dependen de las decisiones de los agricultores sobre la combinación de cultivos (transitorios y permanentes), las épocas de estiaje (abril a setiembre) y avenidas (octubre a marzo), el sistema de riego (aspersión y gravedad).

Estas variables permiten establecer las funciones de optimización la cual se trabaja en el software conocido como GAMS (Sistema General de Modelaje Algebraico). Para la determinación de la demanda económica del agua, se realiza a través de una demanda derivada donde se planteó las funciones de maximización del margen bruto del agricultor sujeto a restricciones de tierra y agua. Es aquí donde se plantea la aplicación de los modelos de optimización, donde Howitt (1995) combina modelos de equilibrio regional y programación matemática positiva (PMP) para calibrar las funciones de producción de cultivos flexibles.

Es así, que el objetivo es maximizar los beneficios tomando en cuenta los ingresos, la producción sujeta a las restricciones hidrológicas, agronómicas e institucionales, para evaluar los efectos agregados en el bienestar ante impactos externos como el cambio climático (Heinz et al. 2007, Brouwer and Hofkes 2008, Harou et al. 2009, Hurd 2015).

Para el análisis del comportamiento económico de los agricultores se planteó un modelo de producción no lineal en base a la PMP a nivel comunidades andinas, principales cultivos, los sistemas de producción secano y de riego, los sistemas de riego (Ponce et al. 2014). Para ello se utiliza las siguientes ecuaciones.

$$Z = \sum_C \sum_a \sum_s (Y_{c,a,s} * P_a - AC_{c,a,s}) * X_{c,a,s}$$ **Ecuación (1)**

$$AC_{c,a,s} = \alpha_{c,a,s} * (X_{c,a,s})^{\beta_{c,a,s}}$$ **Ecuación (2)**

Donde

Z: Función objetivo de ingresos de los agricultores
c: Comunidad (existen 23 comunidades)
a: Actividad o tipo de cultivo (cultivos permanentes de cosecha continua, cultivos permanentes de cosecha estacional y cultivos transitorios)
s: sistema de riego (secano o bajo riego donde se tiene dos tipos de tecnologías: aspersión y gravedad)
Pa: Precio del cultivo (existe producción para autoconsumo o subsistencia, cuyo valor se puede aproximar a partir de un enfoque de costo de oportunidad)
AC: Costo promedio de producción (estos costos se ven afectados por el tipo de cultivo, el tipo de tecnología que se utilice para la siembra, un mayor o menor consumo de fertilizantes y plaguicidas, algunas comunidades estan manejando cultivos orgánicos, existe una fuerte participación de la mujer en las labores agrícolas. Asimismo, se da la situación donde no se contrata jornadas, es la misma familia quien se dedica, por el valor de estas jornadas se aproxima bajo el enfoque de costo de oportunidad)
X: Superficie cultivada (en un marco de cambio climático, la superficie sembrada no es igual a la superficie cosechada, pues existe pérdidas por plagas o variaciones extremas de los regímenes de temperatura y precipitación)
α, β: Variables de calibración de la función de costos

La ecuación (1), Z representa la función objetivo (ingreso agrícola total) y representa el área dedicada a la actividad a en la comunidad andina c, utilizando el sistema s (de secano o de riego). En este marco, las actividades agrícolas se refieren a aquellos cultivos que se están cultivando dentro de la cuenca. Por otro lado, el rendimiento por hectárea de la actividad a en la comunidad c, usando el sistema s, es el precio del cultivo a, es el vector del costo promedio por unidad de actividad a en la comunidad andina c que usa el sistema s. La ecuación (2) representa la función de costo calibrado en la que los parámetros de la función de costo se derivan de un equilibrio que maximiza el beneficio utilizando la Programación Matemática Positiva (PMP) (Ponce et al. 2017, Howitt 1995, Blanco et al. 2008, Howitt et al. 2010).

El modelo incluye dos recursos (tierra y agua), las restricciones de la calibración. Por otro lado, los valores duales asociados con la restricción de calibración se utilizan para especificar una función de costo no lineal, en la que los costos marginales son iguales a los precios de mercado en el año base (en este caso setiembre 2018). Una vez que se han derivado los parámetros de la función de costo, se especifica el modelo no lineal calibrado (Ponce et al. 2017, Howitt 1995; Heckelei 2002). El modelo incluye los requerimientos de agua en la comunidad andina c, que es igual al requerimiento de riego de los cultivos multiplicada por la tierra asignada a esa actividad y, por último, se definió las restricciones asociadas con la tierra de riego. En este último punto, se tuvo como resultado de campo que existe tierra asignada al cultivo y tierra agrícolas en descanso, como primera aproximación se consideró solo la tierra asignada al cultivo pues es lo que se encontró al momento de levantar la encuesta, lo que no significa que más adelante se pueda añadir las tierras en descanso donde se puede obtener resultados diferentes de optimización.

El componente hídrico se modeló mediante la aplicación del modelo Suelo, agua, atmósfera y vegetación conocido como SWAP. Dado que la microcuenca se divide en cuenca alta, media y baja, se obtuvo información de 5 estaciones meteorológicas administradas por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI) para las variables precipitación, temperatura, evapotranspiración, fuentes de agua; mientras que la información sobre suelo y uso de suelo se obtuvo del Gobierno Regional de Apurimac. Respecto, a los escenarios de cambio climático, a partir del modelo hídrico de oferta de agua haciendo uso de los escenarios RCP de cambio climático, se trabajó la variación de precipitación para los años 2030 y 2060. Estos escenarios de variación de precipitación por cada escenario de cambio climático ingresan en el modelo de optimización como un *shock* (Jonkman et al. 2008, Jiang y Grafton 2012, Graveline et al. 2013, Varela-Ortega et al. 2014). Mientras que el CIR (Requerimiento hídrico de agua por cultivo), este viene a partir del análisis de la evapotranspiración por tipo de cultivo.

Resultados preliminares

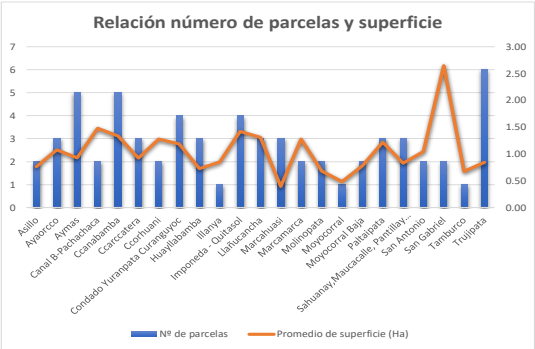
La muestra consistió en un total de 372 encuestas de un universo de 2,886 usuarios tomando en consideración una tasa de no respuesta del 7% (para levantar información en campo al menos en la zona altoandina es importante ejecutarlo a partir de las 4:00a.m. en la misma parcela, pues a partir de las 6a.m. se corre el riesgo de no ubicarlos, asimismo, existe un costo de oportunidad del tiempo, pues algunos agricultores el tiempo que dedican a una encuesta la podría dedicar a las labores de la agricultura).

Uno de los grandes problemas en la agricultura altoandina del Perú y en particular en Apurimac, es que existe la microparcelación, donde los productores poseen hasta 6 parcelas por productor, pero cada parcela con un promedio de extensión igual a 0.03 ha, un ejemplo es la comunidad de Trujipata. Mientras que otras comunidades como San Gabriel, no hay muchas parcelas por productor, pero de las que existen tienen extensiones mayores con un promedio de 2.5 ha para arriba cada una (Figura 2.a).

La zona donde se ejecutó la encuesta esta cerca al casco urbano de la capital de departamento de Apurimac, la ciudad de Abancay concentra la mayor parte de la producción, las principales zonas agrícolas se encuentran a los alrededores entre los cerros, donde para llegar a muchas de estas comunidades es mejor el uso de la moto, dado que no existe condiciones adecuadas para un vehículo. En cada encuesta se incorpora las coordenadas UTM de la parcela donde se realiza la encuesta, esto eleva la confiabilidad de los datos recogidos, luego en gabinete haciendo uso del Google Earth se puede graficar cada coordenada, y verificar la posición donde se ejecutó cada encuesta (Figura 2.b).

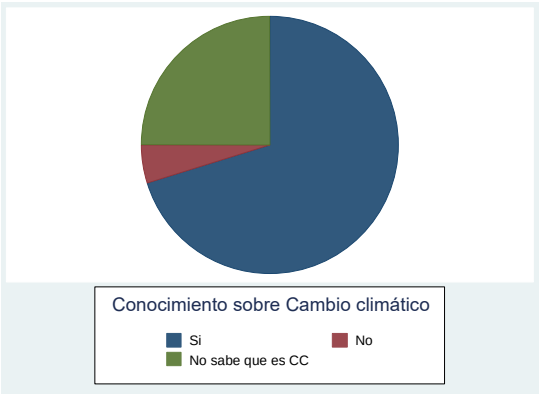
Por otro lado, el 87.37% de los productores no están asociados, donde aún existe la figura de la mita. Existe un total de 87 cultivos entre permanentes y transitorios (de los cuales varios de ellos son nativos) siendo la alfalfa, papa, maíz, hortalizas y la palta los cultivos con mayor presencia. Dos tercios de los agricultores manifestaron saber que es cambio climático, dado que perciben que la mayoría indica que en los últimos 20 años ha variado fuertemente los regímenes de temperatura y precipitación, existen periodos de sequías e inundaciones. Asimismo, por unanimidad, los productores coinciden que aparecieron plagas que antes no existía y que ahora gastan más en adquirir plaguicidas y fertilizantes (Figura 2.c).

El 60% de los productores consideran que el efecto del cambio climático es importante o muy importante, pues afecta sus cultivos y por ende sus ingresos para aquellos que se dedican a la agricultura como su principal actividad económica, mientras que para aquellos que la agricultura es su medio de vida, pues es de autoconsumo o supervivencia la situación es más severa (Figura 2.d).

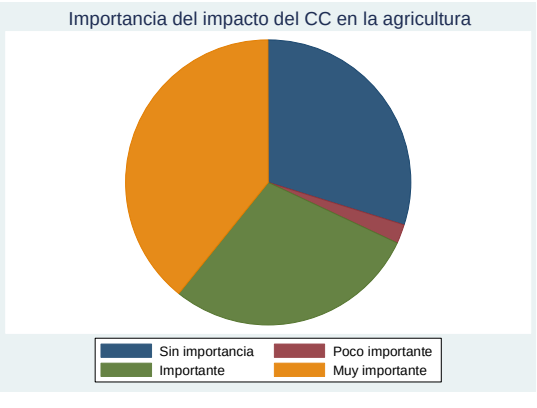


(a)

(b)



(c)

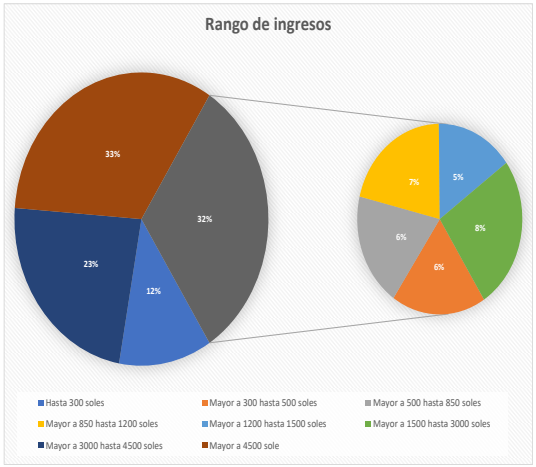


(d)

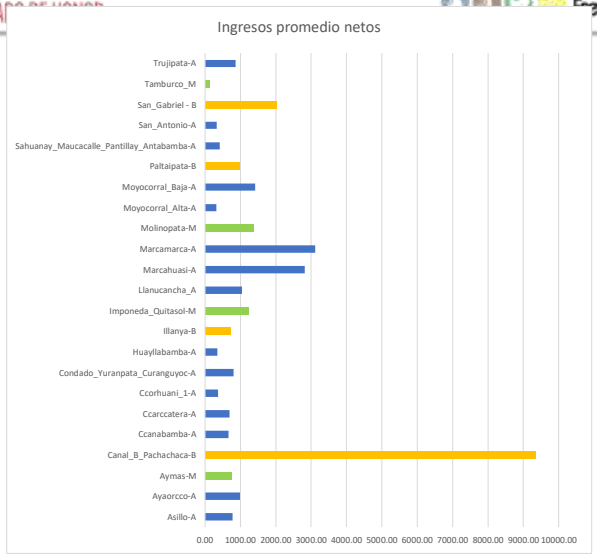
Figura 2. (a)Relación de número de parcelas y superficie por parcela, (b)Ubicación geográfica de las encuestas (c)Conocimiento de los agricultores sobre el cambio climático, (d) Importancia del impacto del cambio climático que le dan los agricultores

Existe una participación equitativa de varones y mujeres en la agricultura siendo las personas mayores las que tienen una mayor participación que los jóvenes. Existe dos formas de obtener el nivel o rango de ingresos de los agricultores. Generalmente cuando se hace la consulta sobre el nivel de los ingresos, el informante es bastante desconfiado en proporcionarlo, es por ello que se propone rango de ingresos, otra forma de obtener el nivel de ingresos es a partir del análisis de costos de producción y venta del producto, a partir de ello se obtiene los ingresos netos. Cuando se realizó la consulta sobre los ingresos promedio anual el 33% de las comunidades indicaron que percibían por encima de los 4,500 soles, mientras que el 23% se encontrarían en el rango de 3,000 a 4,500 soles, si estos resultados los comparados con la Remuneración Mínima Vital (RMV) igual de 930 soles mensual, nos da una idea sobre las condiciones económicas de la agricultora en esta zona (Figura 3.a).

Por otro lado, a partir de los costos de producción y precios de venta de los productos, se puede determinar los ingresos netos de los productores donde la comunidad Pachachaca Canal B, es la que tiene mayores ingresos netos por campaña agrícola, la cual asciende a un promedio de 9,000 soles, si existe una sola campaña al año este sería ingreso promedio anual, siendo así aún sería menor al RMV, si consideramos el resto de las comunidades los resultados se asemejan a los proporcionados por rangos, asimismo, en promedio las comunidades ubicadas en la cuenca alta, sería las poseen mayores ingresos excepto Pachachaca Canal B que pertenece a la cuenca baja dado que se dedica a la producción de paltas y caña de azúcar para alcohol (Figura 3.b).



(a)



(b)

Figura 3. (a)Rango de ingresos reportados por los agricultores, (b)Ingresos netos de los agricultores

Comparando las variables de rendimiento y costos de producción promedio por comunidad, se puede apreciar que existe comunidades con bajos rendimientos y presentan costos de producción altos, tal es el caso de Marcahuasi, Ccorhuani, Llanuncancha, Ayaorcco ubicados en la cuenca alta, mientras que las comunidades Illanya, Pachachaca Canal B, San Gabriel presenta altos rendimientos con costos menores, estos ubicados en la cuenca baja, caso similar sucede con las comunidades de la cuenca media (Figura 4).

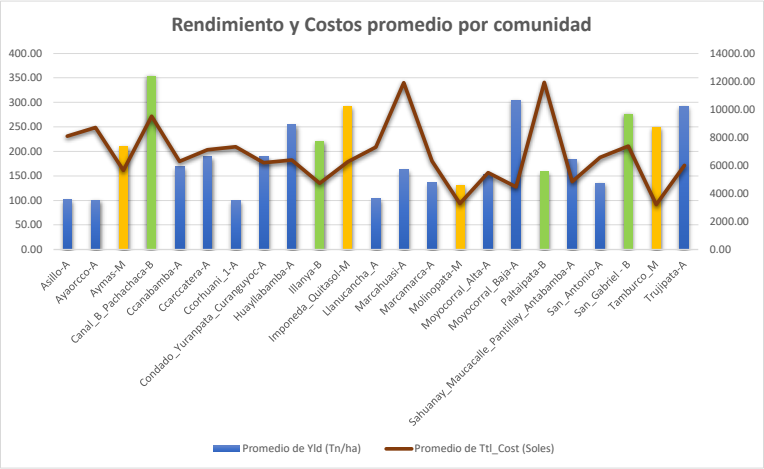


Figura 4. Rendimiento y costos promedio por comunidad agrícola

Dado que Abancay capital de Apurimac es predominantemente agrícola, se ha desarrollado infraestructura de riego como son los canales, donde con la incertidumbre de las lluvias que se tiene podrían ser de mucha ayuda. Existe dos sistemas de riego aspersión y gravedad. Los canales de riego no tienen el adecuado mantenimiento, donde perjudica la eficiencia de captación, transporte y distribución de agua, sumado a ello la calidad del agua no es muy buena, pues muchas comunidades están siendo afectados por el crecimiento urbano y por ende esto genera desperdicios y efluentes que contaminan los canales aguas abajo (Tabla 1).

Tabla 1. Cultivos, tipo de cultivos y sistema de riego

Cultivo	Freq.	%	Cultivo	Freq.	%	Cultivo	Freq.	%	Cultivo	Freq.	%	Cultivo	Freq.	%
alfalfa	221	16.7	palta fuerte	15	1.13	lúcuma	5	0.38	pacae	2	0.15	limón rugoso	1	0.08
papa	150	11.34	beterraga	14	1.06	mango	5	0.38	pepino	2	0.15	lirio	1	0.08
maiz amarillo	119	8.99	culantro	12	0.91	pepinillo	5	0.38	rabanito	2	0.15	maiz amarillo 3	1	0.08
maiz amiláceo	91	6.88	tomate	12	0.91	ají variado	4	0.3	Camote	1	0.08	maiz amirllo 2	1	0.08
alverja	76	5.74	platano	10	0.76	caygua	4	0.3	Durazno	1	0.08	mandarina	1	0.08
lechuga	56	4.23	yuca	10	0.76	cebada grano	4	0.3	Perejil	1	0.08	maíz (morado)	1	0.08
haba	48	3.63	espinaca	9	0.68	flores	4	0.3	avena	1	0.08	membrillo	1	0.08
palta	44	3.33	palta hass	9	0.68	fresa	4	0.3	berengena	1	0.08	oregano	1	0.08
durazno	33	2.49	pera	9	0.68	limon	4	0.3	clavel	1	0.08	pallar	1	0.08
maiz choclo	28	2.12	trebol	9	0.68	naranja	4	0.3	frijol canario	1	0.08	palta	1	0.08
vainita	28	2.12	cebolla	8	0.6	palto	4	0.3	granadilla	1	0.08	palta criolla	1	0.08
zanahoria	28	2.12	manzana	8	0.6	pasto natural	4	0.3	hierba	1	0.08	papa amarilla	1	0.08
repollo	22	1.66	tarwi	8	0.6	capuli	3	0.23				pepino dulce	1	0.08
frejol	21	1.59	cebolla china	7	0.53	cereza	3	0.23				piña	1	0.08
brócoli	18	1.36	coliflor	7	0.53	rosas	3	0.23				quinua	1	0.08
camote	18	1.36	maiz hibrido	7	0.53	cañal para alcohol	2	0.15				tara	1	0.08
ciruelo	18	1.36	perejil	7	0.53	chirimoya	2	0.15				trebol blanco	1	0.08
ray grass	16	1.21	manzano	6	0.45	nispero	2	0.15						
cebada forrajera	15	1.13	trigo	6	0.45	olluco	2	0.15				Total	1,323	100

	Sistema de riego aspersion		
Cultivo	no	si	Total
Transitorio	523	354	877
Permanten cosecha estacional	113	72	185
Permannete cosecha continua	89	172	261
Total	725	598	1,323

	Sistema de riego gravedad		
Cultivo	no	si	Total
Transitorio	536	341	877
Permanten cosecha estacional	77	108	185
Permannete cosecha continua	119	142	261
Total	732	591	1,323

Una variación en la disponibilidad del recurso hídrico afecta los cultivos. Se analizó la variable precipitación para cada una de las Trayectorias de Concentración Representativas (RCP), donde la precipitación promedio diaria va disminuyendo desde RCP 2.6 hasta el RCP 8.5, presentado valores de 2.49 mm/diario a 2.35 mm/diario. Estos valores son promedios diarios, sin embargo, si se analiza las épocas de lluvia efectivamente los periodos y las intensidades de las lluvias se modifica.

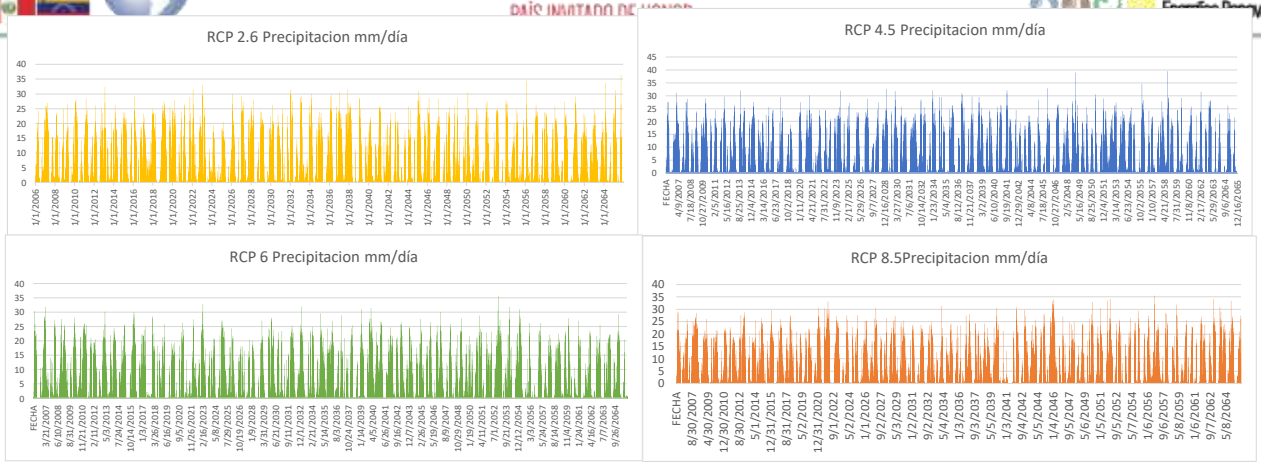


Figura 5. Evolución de la precipitación diaria por cada escenario RCP en la Microcuenca Mariño

Discusión

Bajo cualquiera de los escenarios RCP, se puede confirmar que la precipitación tiene una tendencia a disminuir en los siguientes años, esto significa que la disponibilidad del recurso hídrico también va disminuir. Aunque no forma parte del estudio es previsible que la población seguirá incrementándose y con ello la demanda de alimentos. Es por ello que es importante que los agricultores tomen conciencia de lo que es cambio climático y sus efectos para tomar decisiones, pero para ello es importante el trabajo conjunto con el resto de los actores como es gobierno, las ONGs, instituciones privadas, sociedad civil y otros. Por otro lado, sería muy importante analizar las condiciones de tenencia de tierras e implementar algún tipo de medida que ayude a que se reduzca la micro parcelación para que los productores puedan estar más preparados en términos de volumen y calidad de sus productos y estos puedan tener más alternativas de negociación. Sincerando los rendimientos y costos de producción, se puede evaluar y tomar decisiones sobre cuales de los cultivos son más rentables cuales no, analizando el CIR de cada cultivo y haciendo uso de los escenarios RCP se puede determinar cuáles de los cultivos se mantienen y cuales podrían desaparecer, pero no necesariamente podrían ser los más rentables. La optimización, permite obtener una cartera de cultivos, donde se evalúa los criterios de rentabilidad, rendimiento, intensos en costos de mano de obra, fertilizantes y plaguicidas, tomando como restricciones superficie y agua haciendo uso de escenarios de cambio climático (Esteve et al., 2015).

Es importante considerar en todo el análisis el tipo de cultivos, pues al tratarse de cultivos permanentes no es mucho lo que se pueda hacer, casualmente en la parte baja de la microcuenca Mariño los cultivos predominantes son los frutales, en un corto plazo estos serían los más rentables, pero en un largo plazo, la realidad no necesariamente sería favorable, pues ya existe fuerte indicios de presencia de plagas y pérdida total de frutales, donde las familias incurren en altos costos de fertilizantes y plaguicidas para este tipo de cultivos, también es importante tener en cuenta el periodo vegetativo, pues influye en la toma de decisiones. Es importante la transición del riego por gravedad a otro más eficiente. Asimismo, es importante el fortalecimiento de capacidades

dado que muchos de los agricultores solo tienen educación básica, para un mayor conocimiento sobre el alcance de cambio climático, así como mayor acceso a la información de variables climáticas y de mercado para tomar decisiones tal como lo sugiere Roco et al. (2014). Teniendo en cuenta lo mencionado anteriormente se puede implementar diferentes políticas todas ellas orientadas a reducir la vulnerabilidad de la los productores agrícolas, en base a los resultados obtenidos, al igual que replicar este tipo de análisis en otras cuencas.

Referencias bibliográficas

ANA, Autoridad Nacional del Agua (2015) *Inventario de lagunas y glaciares, /2014*. Acceso 18 de febrero de 2019, disponible en: http://www.ana.gob.pe/sites/default/files/normatividad/files/inventario_de_lagunas_del_peru_parte1.pdf

Bear, J., Levin, O., Buras, N. (1964) Optimal utilization of aquifers as elements of water-resources systems. Progress Report No. 1: Basic Concepts and Program of Research, Technion – Israel Institute of Technology, Hydraulic Laboratory, Haifa.

Bekchanov, M., Sood, A., Pinto, A. y Jeuland, M. (2017) A Systematic Review of Water-Economy Modeling Applications. Acceso 30 de enero de 2019, disponible en: https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29WR.1943-5452.0000793

Blanco, M., Cortignani, R., y Severini, S. (2008) Evaluating changes in cropping patterns due to the 2003 CAP reform. An ex-post analysis of different PMP approaches considering new activities. In Comunicación presentada al 107th EAAE Seminar BModelling of Agricultural and Rural Development Policies, Sevilla

Brouwer, R., and Hofkes, M. (2008) Integrated hydro-economic modelling: Approaches, key issues and future research directions. Acceso el 28 de enero de 2019, disponible en: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.02.009

Cai, X. (2008) Implementation of holistic water resources-economic optimization models for river basin management-reflective experiences. Acceso 28 de enero, disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.03.005

Cai, X., and Wang, D. (2006). Calibrating holistic water resourceseconomic Models. Acceso 12 de enero de 2019, disponible en: https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%290733-9496%282006%29132%3A6%28414%29

Esteve, P., Varela-Ortega, C., Blanco-Gutierrez, I., Downing, T.E. (2015) A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. Ecological Economics 120 (2015) 49-58. Acceso 02 de abril 2019, disponible en: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.09.017

Gisser, M., Mercado, A. (1972) Integration of the agricultural demand function for water and the hydrologic model of the Pecos basin. Water Resources Research 8 (6), 1373–1384.

Gisser, M., Mercado, A. (1973) Economic aspects of ground water resources and replacement flows in semiarid agricultural areas. American Journal of Agricultural Economics 55 (3), 461–466.

Graveline, N., Majone, B., Van Duinen, R., Ansink, E. (2013) Hydro-economic modeling of water scarcity under global change:

an application to the Ga´llego river basin (Spain). doi: 10.1007/s10113-013-0472-0

Harou, J. J., Pulido-Velázquez, M., Rosenberg, D. E., Medellín-Azuara, J., Lund, J. R., and Howitt, R. E. (2009) Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. Acceso 16 de enero, disponible en: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.037

Heckelei, T. (2002) Calibration and estimation of programmingmodels for agricultural supply analysis. Habilitation thesis. University of Bonn, Germany. Retrieved Feb 2017, from http://www.ilr.uni-bonn.de/agpo/staff/heckelei/heckelei_hab.pdf

Heinz, I., Pulido-Velazquez, M., Lund, JR., Andreu, J. (2007) Hydroeconomic modeling in river basin management: implications and applications for the European water framework directive. Water Resour Manag 21(7):1103–1125. doi:10.1007/s11269-006-9101-8

Howitt, R. E. (1995) A calibration method for agricultural economic production models. Acceso 10 de enero de 2019, disponible en: https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.1995.tb00762.x

Howitt, RE., MacEwan, D., Medellín-Azuara, J., Lund, JR. (2010) Economic modeling of agriculture and water in California using the statewide agricultural production model. University of California, Davis, CA. Acceso 30 de enero, disponible en: https://water.ca.gov/LegacyFiles/waterplan/docs/cwpu2009/0310final/v4c04a02_cwp2009.pdf

Hurd, BH., (2015) Concepts and methods for assessing economic impacts from climate change on water resources. Handbook of WaterEconomics 56. doi: 10.4337/9781782549666.00009

Jiang, Q., Grafton, R. Q. (2012) Economic effects of climate change in the Murray–Darling Basin, Australia. Acceso 12 de marzo, disponible en: http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.009

Jonkman, S.N., Bockarjova, M., Kor, M., Bernardini, P. (2008) Integrated hydrodynamic and economic modelling of flood

damage in the Netherlands. Acceso 13 de marzo, disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800907006155?via%3Dihub

Lefkoff, L.J., Gorelick, S.M. (1990) Simulating physical processes and economicbehavior in saline, irrigated agriculture – model development. Water Resources Research 26 (7), 1359–1369.

MINAM, Ministerio del Ambiente (2016) *Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático, Abril/2016*. Acceso 15 de febrero de 2019, disponible en: http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2016/05/Tercera-Comunicaci%C3%B3n.pdf

Noel, J.E., Gardner, B.D., Moore, C.V., 1980. Optimal regional conjunctive water management. American Journal of Agricultural Economics 62 (3), 489–498.

Noel, J.E., Howitt, R.E. (1982) Conjunctive multibasin management – an optimal control approach. Water Resources Research 18 (4), 753–763.

Ponce, R., Blanco, M., Giupponi, C. (2014) The economic impacts of climate change on the chilean agricultural sector: a non-linear agricultural supply model. Chilean Journal of Agricultural Research 74(4):404–412. doi:10.4067/S0718-58392014000400005

Ponce, R., Fernandez, F., Stehr, A., Vásquez-Labin, F., Godoy-Faúndez, A. (2017) Distributional impacts of climate change on basin communities: an integrated modeling approach. Springer Journal. Acceso 17 de enero, disponible en: https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-017-1152-2

Roco, L., Engler, A., Bravo-Ureta, B.E., Jara-Rojas, R. (2014) Farmers' perception of climate change in mediterranean Chile. doi: 10.1007/s10113-014-0669-x

Varela-Ortega, C., Blanco-Gutierrez, I., Esteve, P., Bharwani, S., Fronzek, S., Downing, T. (2014) How can irrigated agriculture adapt to climate change? Insights from the Guadiana Basin in Spain. doi:10.1007/s10113-014-0720-y

Uso del método de relación de áreas de drenaje para estimar algunas características de la curva de duración de caudales y de caudales de diseño en cuencas no instrumentadas en Santander y Norte de Santander

Mateo Andrés Díaz Forero[1*], Edgar L. Villarreal[1]

[1]Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia

**Autor corresponsal:* Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia, Av. Carrera 30 # 45-03 Laboratorio de Hidráulica – Bogotá D.C. Código Postal: 111321. Colombia. Email: madiazf@unal.edu.co

Abstract

The drainage area ratio method, $\mathrm{Q_u/Q_g = (A_u/A_g)^{\varphi}}$, has been used to estimate some characteristics of the flow duration curves (FDC) and the design flows in the Santander and Norte de Santander region. In the first case, the method was applied to carry out the transfer of daily average stream flows obtained from the flow duration curves. For the design flows, the method was applied to carry out a transposition of floods with different return periods obtained by adjusting the Wakeby distribution. For the study, 39 instrumented basins with $\mathrm{A_u/A_g}$ ratios varying between 0.01 and 0.96 were used. The application of this methodology allowed to determine average values of the exponent φ both for transfer and for transposition of flows that can be applied to determine design flows in non-instrumented basins of the region.

Key words: drainage-area ratio method, transference, transposition, flow duration curve, Wakeby distribution.

MODELO PARA LA ESTIMACIÓN DE CAUDALES EN SITIOS NO INSTRUMENTADOS MEDIANTE LA PONDERACIÓN DE ÁREAS DE DRENAJE

Resumen

Se utilizó el método de relación de áreas de drenaje, $Q_u/Q_g = (A_u/A_g)^{\varphi}$, para estimar algunas características de las curvas de duración de caudales (CDC) y de los caudales de diseño en la región de Santander y Norte de Santander. En el primer caso, se aplicó el método para llevar a cabo la *transferencia* de caudales medios diarios obtenidos de las curvas de duración de caudales; para los caudales de diseño, se aplicó método para llevar a cabo una *transposición* de caudales con diferentes periodos de retorno obtenidos mediante el ajuste a la distribución de Wakeby. Para el estudio se utilizaron 39 cuencas

instrumentadas con relaciones A_u/A_g que varían entre 0.01 y 0.96. La aplicación de esta metodología permitió determinar valores promedio del exponente φ tanto para transferencia como para transposición de caudales que pueden ser aplicados para determinar caudales de diseño en cuencas no instrumentadas de la región.

Palabras clave: ponderación de áreas de drenaje, transferencia, transposición, curva de duración de caudales, distribución Wakeby.

Introducción

En la práctica ingenieril es común encontrar que para el desarrollo de proyectos de aprovechamiento del recurso hídrico y de diseño de estructuras hidráulicas no se cuenta con la información de caudales para el sitio de interés. Esta situación ha hecho necesario el desarrollo de métodos de estimación en sitios no instrumentados, tanto para los caudales medios diarios, como para caudales de diseño. Uno de estos, conocido como el Método de la Relación de Áreas de Drenaje, consiste en trasladar la información de caudales desde un punto instrumentado hasta uno que no lo está, de acuerdo a la Ecuación (1):

$$Q_u = Q_g \left(\frac{A_u}{A_g}\right)^{\varphi} \qquad \textbf{Ecuación (1)}$$

donde Q_u es el caudal estimado para el sitio no instrumentado, A_u es el área de la cuenca no instrumentada, A_g es el área de la cuenca instrumentada, Q_g es el caudal registrado en la cuenca instrumentada y el exponente φ es un factor de ajuste que se determina de manera empírica (McCuen y Levy, 2000). En Colombia, el Instituto Nacional de Vías (INVIAS) recomienda valores de φ entre 0.5 y 0.75 (INVIAS, 2009); sin embargo, no se han adelantado investigaciones exhaustivas en nuestro país que permitan determinar valores en los que se tenga en cuenta la región del país, así como las características particulares de cada una de estas regiones. La presente investigación es un aporte en esa dirección.

En este artículo se presentan los resultados de una investigación llevada a cabo en cuencas de los Departamentos de Santander y Norte de Santander. El objetivo del estudio fue determinar los valores del exponente φ que permitan determinar características de la curva de duración de caudales (transferencia), y de crecientes de diseño (transposición) en sitios no instrumentados.

Metodología

Para la zona de estudio se consideraron un total de 39 estaciones operadas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), las cuales han sido objeto de otro trabajo de investigación previo (Salazar, 2016). Para la selección de dichas estaciones se tuvo como criterio el que estas tuvieran por lo menos 15 años de registros completos, donde un año con registro completo se consideró como aquel que tiene más del 90% de información diaria. El análisis se llevó a cabo para el período 1981-2010, y las cuencas seleccionadas tienen en común el que no han sido sujetas a grandes cambios en

cuanto al uso del suelo. En la Figura 1 se muestra el área de estudio y las cuencas consideradas.

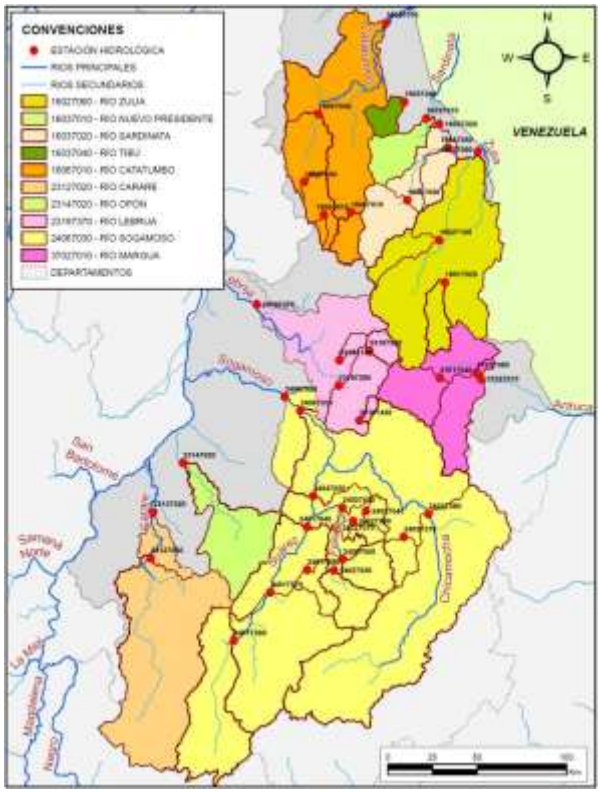


Figura 1. Localización de las cuencas seleccionadas (Salazar, 2016).

Se conoce como *transferencia* de caudales a la aplicación del método de la relación de áreas, cuando este se utiliza para para determinar los percentiles de una curva de duración de caudales (CDC), ver Figura 2. Para la investigación que se llevó a acabo se agruparon las 39 estaciones seleccionadas en pares, teniendo como criterio el que una de las cuencas fuera subcuenca de la otra, es decir $A_u < A_g$. Para el análisis de transferencia se seleccionaron los percentiles 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 95 y 99 % de las 39 estaciones con registros.

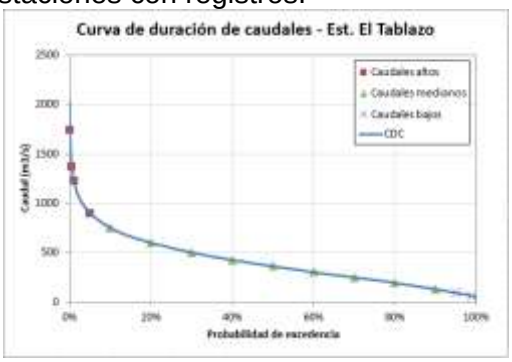


Figura 2. Percentiles representativos de la curva de duración de caudales

Los tres primeros percentiles corresponden a caudales altos, los siguientes diez a caudales medianos y los últimos dos corresponden a caudales bajos. Las estaciones son agrupadas por pares de acuerdo al criterio anteriormente mencionado garantizan de alguna forma condiciones hidrológicas similares. Adicionalmente, esto permite que las relaciones de áreas estén en un rango $0 < A_u/A_g < 1$. De esta manera se identificaron 68 pares de estaciones, y para cada uno de estos pares se obtuvo el exponente φ por cada percentil de la CDC, calculado con la ecuación:

$$\varphi = \frac{\log_{10}\left(\frac{Q_u}{Q_g}\right)}{\log_{10}\left(\frac{A_u}{A_g}\right)}$$

Ecuación (2)

De otro lado, cuando el método de la relación de áreas se utiliza para determinar caudales de diseño, es decir aquellos que tienen asociado un periodo de retorno, se conoce como *transposición* de caudales. La transposición de caudales ha sido el objeto de varias investigaciones a nivel internacional (por ejemplo, Landwehr *et al.* 1979a, 1979b; McCuen y Levy, 2000). Mediante un análisis preliminar de caudales máximos instantáneos para Santander y Norte de Santander (Villarreal, E.L., 2019) se pudo establecer que los caudales de la mayoría de las estaciones seleccionadas se ajustan muy bien a la distribución Wakeby, la cual está dada por:

$$x(F) = m + a\left(1 - (1 - F)^b\right) - c\left(1 - (1 - F)^{-d}\right),$$

Ecuación (3)

donde F es la frecuencia acumulada y x es valor del caudal de diseño; m, a, b, c y d son los parámetros de la distribución (Naghettini, 2017). Esta distribución se ha utilizado en estudios previos por su flexibilidad e idoneidad para el análisis de frecuencia de crecientes (Houghton, 1978; Landwehr *et al.*, 1979a, 1979b; Griffiths, 1989; Naghettini, 2017). Para los análisis dela presente investigación se utilizó el paquete *lmomco* de R (Asquith, 2011), mediante el cual se determinaron caudales para periodos de retorno de $T = 2, 5, 10, 25, 50\ y\ 100\ años$ con los cuales se llevó a cabo la transposición entre los pares de estaciones consideradas. para cada uno de los periodos de retorno se obtuvieron valores del exponente φ de la Ecuación (2).

Resultados y discusión

Los resultados de la transferencia para los 68 pares de estaciones muestran una tendencia muy marcada para las diferentes relaciones de área, por lo tanto se decidió promediar los valores de φ obtenidos para cada par de estaciones y para cada percentil, obteniendo de esta forma un $\bar{\varphi}$. En el método de transferencia, para valores de $A_u/A_g \leq 0.11$, se obtuvo un $\bar{\varphi} = 0.9$ (eliminando 4 pares de estaciones con valores considerados atípicos) para todos los percentiles de la CDC; los resultados se resumen en la Tabla 2, y se presentan de manera gráfica en la Figura 3. Para valores de la relación $A_u/A_g > 0.11$ se encontró una variación considerable entre los valores de φ obtenidos, por lo que se estimó conveniente no calcular valores promedio $\bar{\varphi}$, ya que estos llevarían a resultados poco precisos.

Tabla 1. Exponente φ en función del percentil de la CDC y valores asociados - $A_u/A_g \leq 0.11$ - Transferencia

Percentil (%)	$\bar{\varphi}$	Máximo	Mínimo	Desviación Estándar
10	0.9	1.39	0.68	0.17
20	0.9	1.39	0.69	0.17
30	0.9	1.37	0.69	0.17
40	0.9	1.36	0.67	0.17
50	0.9	1.37	0.65	0.18
60	0.9	1.37	0.63	0.19
70	0.9	1.41	0.63	0.20
80	0.9	1.49	0.63	0.22
90	0.9	1.52	0.58	0.23

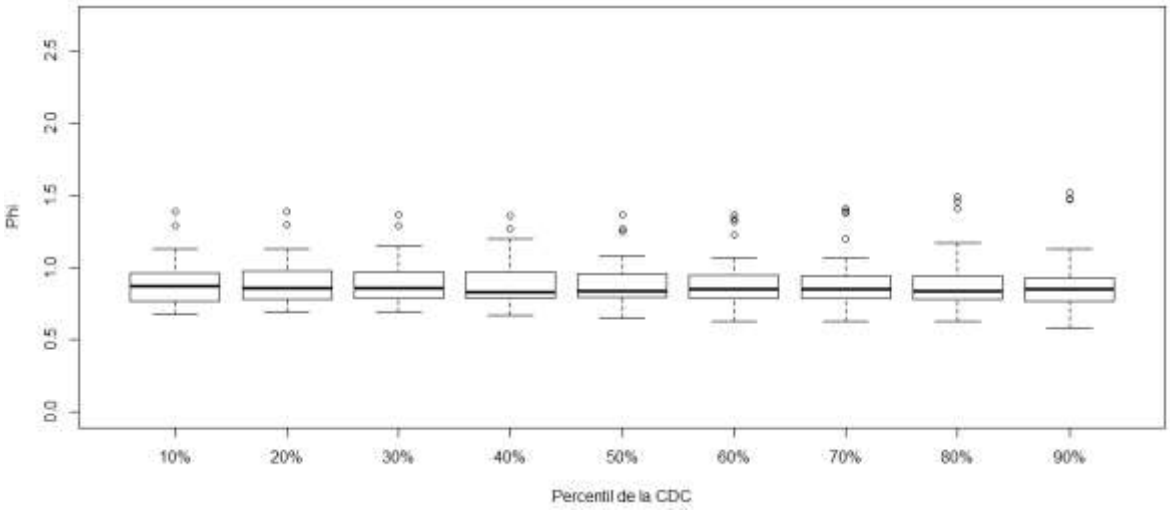


Figura 3. Variación del exponente φ para pares de estaciones con $A_u/A_g \leq 0.11$ – Transferencia de caudales

Los resultados de la transposición de caudales muestran que para relaciones de área $A_u/A_g \leq 0.21$, los valores de $\bar{\varphi}$ tienden a disminuir de manera gradual desde 0.73, para T=2 años, hasta 0.62, para T=100 años. La variación de los valores de φ es baja, como se puede apreciar en la Tabla 2 y en la Figura 4. Para relaciones $A_u/A_g > 0.21$ no se pudo identificar tendencia alguna, ya que la variación entre los valores de φ es considerable y usar valores promedio $\bar{\varphi}$ no sería adecuado.

Tabla 2. Exponente φ en función del período de retorno y valores asociados - $A_u/A_g \leq 0.21$ – Transposición

Percentil (%)	$\bar{\varphi}$	Máximo	Mínimo	Desviación Estándar
2	0.73	1.17	0.46	0.16
5	0.68	0.96	0.34	0.14
10	0.65	0.87	0.30	0.13
25	0.63	0.80	0.30	0.12
50	0.62	0.80	0.33	0.12
100	0.62	0.83	0.38	0.11

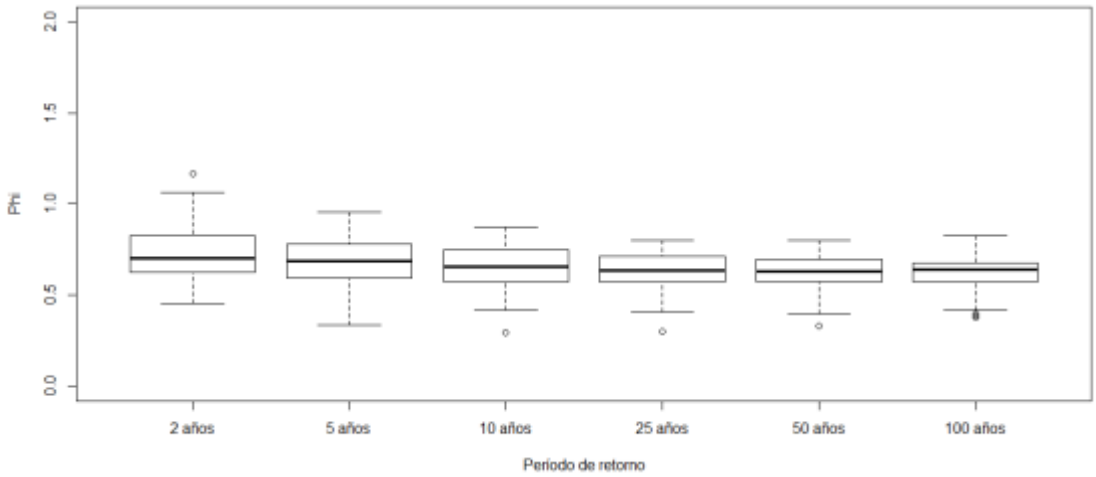


Figura 4. Variación del exponente φ para pares de estaciones con $A_u/A_g \leq 0.21$ – Transposición de caudales

Conclusiones

El uso del método de la relación de áreas de drenaje para las cuencas de Santander y Norte de Santander arroja buenos resultados a la luz del análisis realizado. No obstante, tiene limitaciones importantes en su aplicabilidad en cuanto al rango de relaciones A_u/A_g

para los cuales son válidos los valores de $\bar{\varphi}$, lo cual se explica por la inherente sencillez del método.

El que el método no se pueda aplicar a otras relaciones de áreas (para las cuales $A_u/A_g > 0.11$, en el caso de transferencia, y de $A_u/A_g > 0.21$ en el caso de trasposición) sugiere que es necesario incluir dentro de la ecuación un factor de ajuste. Este factor de ajuste podría incluir variables fisiográficas e hidrometeorológicas, como por ejemplo la precipitación y la pendiente del cauce principal. De esta manera se podrían sortear las limitaciones que se han presentado con respecto a A_u/A_g.

Los exponentes $\bar{\varphi}$ obtenidos en el método de transposición están dentro del rango especificado por el INVIAS, que es $0.50 \leq \bar{\varphi} \leq 0.75$; no obstante, los valores obtenidos en el método de transferencia se encuentran por fuera de dicho rango. Aunque el INVIAS recomienda usar la ponderación de áreas cuando la diferencia entre las áreas de drenaje no es mayor al 50%, los resultados más consistentes se han encontrado para relaciones de áreas que no cumplen dicho criterio. Se recomienda continuar con más investigación en el tema, de forma que se puedan considerar diferentes regiones del país.

Referencias bibliográficas

Asquith, W. H., Roussel, M. C., y Vrabel, J. (2006). Statewide analysis of the drainage-area ratio method for 34 streamflow percentile ranges in Texas. *Scientific Investigations Report 2006-5286*.

Asquith, W. H. (2011). *Distributional Analysis with L-moment Statistics using the R Environment for Statistical Computing,* CreateSpace Independent Publishing Platform. Lubbock, Texas. US.

Díaz Forero, M. A. (2019). Modelo para la estimación de caudales en sitios no instrumentados mediante la ponderación de áreas de drenaje. Trabajo de grado, Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia. 74 pp.

Greenwood, J. A., Landwehr, J. M., Matalas, N. C., y Wallis, J. R. (1979). Probability Weighted Moments: Definition and Relation to Parameters of Several Distributions Expressable in Inverse Form. *Water Resources Research*, **15**(5):1049-1054. doi: https://doi.org/10.1029/WR015i005p01049

Griffiths, G. A. (1989). A theoretically based Wakeby distribution for annual flood series. *Hydrological Sciences Journal*, **34**(3):231-248. doi: https://doi.org/10.1080/02626668909491332

Houghton, J. C. (1978). Birth of a parent: The Wakeby Distribution for modeling flood flows. *Water Resources Research*, **14**(6):1105-1109. doi: https://doi.org/10.1029/WR014i006p01105

INVIAS (2009). *Manual de Drenaje para Carreteras*. Instituto Nacional de Vías.

Landwehr, J. M., Matalas, N. C., y Wallis, J. R. (1979a). Estimation of Parameters and Quantiles of Wakeby Distributions: 1. Known Lower Bounds. *Water Resources Research*, **15**(6):1361-1372. doi: https://doi.org/10.1029/WR015i006p01361

Landwehr, J. M., Matalas, N. C., y Wallis, J. R. (1979b). Estimation of Parameters and Quantiles of Wakeby Distributions: 2. Unknown Lower Bounds. *Water Resources Research*, **15**(6):1372-1379. doi: https://doi.org/10.1029/WR015i006p01373

McCuen, R. H. y Levy, B. S. (2000). Evaluation of peak discharge transposition. *Journal of Hydrologic Engineering*, **5**(3):278-289.

Naghettini, M. (2017). *Fundamentals of Statistical Hydrology*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland.

Salazar O., J. C. (2016). Una metodología para la estimación de curvas de duración de caudales (CDC) en cuencas no instrumentadas. Caso de aplicación para Colombia en los departamentos de Santander y Norte de Santander. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia.

Villarreal, E.L. (2019). Comunicación personal. Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá.

Estudio de Factibilidad de la cáscara de papa como fuente de energía renovable

Melany Benalcázar[1], Inés Cadena[1], Daniela Almeida Streitwieser[1]*

[1]Instituto de Desarrollo de Energías Alternativas y Materiales - Departamento de Ingeniería Química, Universidad San Francisco de Quito USFQ.

**Autor corresponsal: Departamento de Ingeniería Química, Universidad San Francisco de Quito, Av. Diego de Robles s/n, complemento – Cumbayà, Quito, Pichincha. 17090l. Ecuador. Email: dalmeida@usfq.edu.ec*

Resumen

En este estudio, la factibilidad del uso de la cáscara de papa como fuente de energía renovable es evaluado en tres tecnologías: digestión anaerobia, fermentación alcohólica y combustión directa. Los ensayos de digestión anaerobia se llevaron a cabo en un sistema batch con y sin nutrientes en un rango de temperatura mesofílico (35 °C) y se analizó la producción de biogás. La producción de bioetanol se realizó también en sistemas batch con diferentes tipos de levaduras. El pretratamiento químico fue optimizado en base a la concentración de ácido, relación biomasa a ácido y tiempo de proceso. Para el caso de la combustión directa se determinó el poder calorífico de la cáscara seca. Para la digestión anaerobia se obtuvo una producción de 62 ml de biogás por gramo de materia prima con un contenido de 53% de CH_4 y 46% de CO_2 para la digestión anaerobia. El mejor pretratamiento de la biomasa para la producción de bioetanol se encontró con ácido sulfúrico, a temperatura de reflujo de 90°C, por 90 min y una relación biomasa a ácido de 1/10. Para el proceso de fermentación alcohólica con levadura de cerveza se obtuvo 3.36% de bioetanol. Para el potencial calorífico de la cáscara de papa seca se obtuvo 14,930 J/g con una humedad del 1%. Una vez que se obtuvo el rendimiento de los tres procesos, se diseñó una planta para cada tecnología, se hizo el estudio de costos de inversión, egresos e ingresos, costos energéticos y balance de desechos de cada proceso. Se hizo una evaluación económica, energética y ambiental. La planta de combustión directa es la que requiere mayor inversión, y produce mayor energía. En el campo ambiental las tres plantas tratan los residuos y los convierten en subproductos que pueden ser utilizados como fertilizantes, en el caso de la digestión anaerobia se tiene el biol y las vinazas en el bioetanol. De acuerdo a la comparación realizada se concluye como la mejor tecnología para utilizarse a la digestión anaerobia.

Abstract

In this study, the feasibility of the use of potato peel waste as a renewable energy source is carried out for three technologies: anaerobic digestion, alcoholic fermentation and direct combustion. For anaerobic digestion a batch system was investigated for the anaerobic fermentation of the waste with and without nutrients. The experiments were performed at the mesophilic temperature range (35°C) and biogas production was measured.

Bioethanol production was also tested in batch process with different yeasts. The chemical pretreatment was optimized regarding acid solution, temperature, biomass to acid ratio and residence time. For the case of direct combustion the calorific value is determined, as well as the humidity and ash content of the peels. Once the performance of each technology was obtained, an economic, energetic and environmental comparison was performed. A cumulative biogas production of 62 ml / g dry matter was obtained with 53% methane and 46% of carbon dioxide content for anaerobic digestion. For the bioethanol

production, the best pretreatment of the biomass was obtained with sulfuric acid, a reflux temperature of 90°C during 90 minutes, biomass to acid ratio of 1/10 and using beer yeast, for alcoholic fermentation process obtained a 3.36% bioethanol. A calorific potential of 14,930 J / g dry potato was obtained for the peels with the humidity of 1%. With the information obtained the processes were designed for each technology including the required investment and production costs, as well as the time for the return of the investment with the mass and energy balances combined with the energy costs and waste stream of each process. It can be concluded that the direct combustion plant is the one that requires the highest investment and it can produce the most energy. In the environmental field, anaerobic digestion and alcoholic fermentation can produce organic fertilizers, while during direct combustion only ashes are produced. As a conclusion, potato peel waste can be used for biogas production for the energy generation, economic feasibility and environmental aspect.

Key Words: Alcoholic fermentation, anaerobic digestion, energetic utilization, potato peel, residual biomass.

Palabras clave: Biomasa residual, cáscara de papa, aprovechamiento energético, digestión anaerobia, fermentación alcohólica

Introducción

Desde los años 80, se comenzó con una transición energética hacia fuentes de energía renovable. Alcanzando, en 2014, un incremento en el uso de las energías renovables de 19.2% en el consumo final mundial de energía (Infante, 2018). Para el 2015, el uso total de energía eléctrica renovable, sin considerar la energía hidráulica, fue de 785GWh, mientras que de energía renovable procedente de procesos de bioenergía fue de 106 GWh (Río Portilla, 2016). En cuanto a la producción de biocombustibles líquidos, en 2015 se produjeron 98,3 billones de litros de bioetanol y 30,1 billones de litros de biodiesel (Sawin, 2016). Con respecto al bioetanol, existe un incremento del 4% en su producción, encontrando mayor producción en Estados Unidos y Brasil (Recalde, 2018).

En este estudio, la viabilidad del uso de residuos de cáscara de papa como fuente de energía renovable se lleva a cabo para tres tecnologías: digestión anaeróbica, fermentación alcohólica y combustión directa. Una vez obtenido el rendimiento de las

tecnologías, se realizó una comparación económica, energética y ambiental para el escalamiento de las tres tecnologías. La población ecuatoriana está por encima de los quince millones, la cual produce más de 4 millones de toneladas de residuos / año, donde el 61% representa residuos orgánicos (MAG, 2018). Ecuador es un país donde las papas se consumen en diferentes presentaciones. Este tubérculo se integra en la dieta diaria debido a su alto porcentaje de carbohidratos, grasa en cantidades insignificantes, es rico en almidón, proteínas, vitamina C y otros minerales como hierro, potasio, fósforo, folato y rivoflavina (Khawla et al.,2014). Para 2016, Ecuador cultivó 422,589 toneladas métricas de papas, obteniendo un total de residuos de cáscara de papa de 252,510.2 toneladas métricas por año. Por lo tanto, en este estudio, se investigará la viabilidad de la utilización de residuos de cáscara de patata como energía renovable utilizando las tecnologías de digestión anaerobia, fermentación alcohólica y combustión directa.

La digestión anaerobia es un proceso de conversión de materia orgánica en biogás. La tecnología de la digestión anaerobia consiste en cuatro etapas. La primera etapa es la hidrólisis, la materia orgánica es fermentada y se descomponen los glúcidos en molecular simples; la segunda es la acidogénesis, en donde se producen los ácidos orgánicos; la tercera etapa es la acetogénesis, en la cual se forman los acetatos, propionatos, butiratos, la cuarta y última etapa es la metanogénesis para la producción de biogás (Almeida ,2017).

La investigación en el desarrollo de energías renovables a partir de biomasas ha tenido gran apertura en la mayoría de países. El biogás es utilizado como combustible en cocinas, calefacción, incluso para motores, así como el bioetanol (Jadhav et al., 2015).
Entre los beneficios que aporta, el biol, obtenido de la degradación anaerobia se puede mencionar: productos de alta densidad y baja densidad mecánica mejorando la estructura de los suelos y menores tasas de erosión, así mismo como la capacidad de retención de agua y el intercambio gaseoso, aportando micro y macronutrientes (Jadhav et al., 2015).

La fermentación alcohólica consiste en el uso de levadura para la trasformación de materia orgánica en bioetanol y dióxido de carbono. Básicamente consiste en el aprovechamiento de la glucosa contenida en el sustrato para generar etanol. Primero se hace un pretratamiento denominado hidrólisis química o enzimática en donde se convierten los azúcares complejos en azúcares simples, para proceder al proceso de fermentación y, finalmente, a la destilación para la obtención de bioetanol (Zamora, Prado, Capataz, Peña, & Barrera, 2014). En este estudio se investigará únicamente la hidrólisis química.

La combustión directa consiste en la quema de la biomasa con exceso de oxígeno para generación de energía en forma de calor. Para este proceso es importante la cantidad de humedad de la materia prima y determinar el potencial calorífico en J/ kg. (AgroWaste, 2014)

	Temperatura (°C)	pH	Inóculo (ml)	Nutrientes (ml)	Materia Orgánica (%)	Volumen útil (ml)

Metodología

Los residuos de cáscara de papa, así como los productos de los procesos investigados se caracterizaron según los siguientes métodos de AOAC (Helrich,1990): sólidos totales (AOAC 934.01), sólidos totales orgánicos (AOAC 967.05) y demanda química de oxígeno (AOAC 973.46), valor de pH, alcalinidad (AOAC 973.43) y ácidos grasos volátiles (AOAC 912.03). La digestión anaerobia se investigó en fermentadores anaeróbicos de sistema discontinuo. Los experimentos se realizaron en el rango de temperatura mesofílica (35 °C) y se midió la producción de biogás. Para los análisis de evaluación de la digestión anaerobia se caracterizó el inóculo y el biol mediante los análisis descritos previamente. El biogás se caracterizó, en función del porcentaje de metano y dióxido de carbono en el equipo de cromatografía de gases ThermoScientific Trace 1310 utilizando una columna TG- BOND, de longitud 15 m, diámetro 0.451 mm con inyección manual y un Split flow de 40 ml/min. En un detector FID de detección de inyección de flama se compararon las áreas de los picos con un estándar provisto por Linde con 29.99% de CO_2 y el resto de CH_4. La producción acumulada de biogás en ml/día se midió por el método de desplazamiento de volumen con ácido sulfúrico de 0.5 N (Lopez, 1999).

Para los experimentos de digestión anaerobia se mantuvieron constantes los siguientes parámetros como se muestran en la Tabla 10. Para los nutrientes se utilizó una mezcla basal minimal (Owen et al.,1979)

Tabla 10. Condiciones de los experimentos de digestión anaerobia

Condiciones con nutrientes	30	6.5	100	50	10	800
Condiciones sin nutrientes	30	6.5	100	0	10	800

La producción de bioetanol también se probó en un proceso por lotes después de la optimización del tipo de levadura. Las variables que fueron alteradas en los pretratamientos con ácido clorhídrico y ácido sulfúrico; la concentración de ácido del 4 al 12 %, temperatura (35°C, reflujo 90°C), relación de biomasa a ácido en 10/100 y 15/100 y tiempo de tratamiento de 90 y 180 minutos. El rendimiento de la fermentación previo la hidrólisis, se evaluó con los pretratamientos de ácido clorhídrico y sulfúrico, que obtuvieron un grado Brix de 20 o mayor. Para los ensayos se ajustó el pH a 4,5, 4% de levadura de cerveza, por un período de 7 días. Para los experimentos de fermentación alcohólica se evaluaron los cambios de pH y de grados Brix (5 al 20) en un periodo de 4 días. En los ensayos de fermentación alcohólica: se analizaron pH, grados Brix con el método 943.05. (Helrich, 1990), azúcares reductores por el método 965.04 ((Helrich, 1990), sólidos y la concentración de etanol en el equipo GC ThermoScientific con columna MXT-1, de longitud 60 m , diámetro 0.210 mm con inyección manual y un Split flow de 42 ml/min con estándar externos de etanol. El rendimiento se evaluó, dependiendo del tipo de levadura Saccharomyces Cerevisae para pan, whisky o cerveza colocando un 4% de microorganismos con azúcar como sustrato a un pH inicial de 4.5 y una temperatura de incubación de 37°C.

Para el caso de combustión directa se determinó el valor calorífico, así como la humedad y el contenido de cenizas de las cáscaras. Para la combustión directa se utilizó el calorímetro IKA C200 para la determinación del potencial calorífico en base seca. En la comparación económica se aplicó el método técnico y financiero.

Resultados y discusión

Los resultados de la caracterización de la cáscara de papa en base húmeda y seca. La composición de la cáscara de papa en cuanto a humedad es del 87.1%, sólidos orgánicos totales 10.37%, cenizas 2.52%. En la cáscara de papa en base seca de acuerdo al análisis proximal se obtuvo en proteína 18%, glúcidos 59%, cenizas 17.1% y grasas 0.44 %.

Los resultados de la digestión anaeróbica que se muestran en la Figura 1 muestran una producción acumulada de 62 ml de biogás / g de materia seca con 56% de metano y 46% de dióxido de carbono.

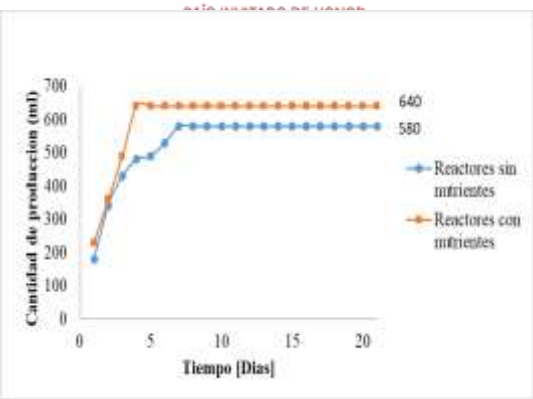


Figura 1. Producción acumulada de biogás

Para la producción de bioetanol, el mejor tratamiento previo de la biomasa se obtuvo con ácido sulfúrico al 12%, a una temperatura de reflujo de 90 ° C durante 90 minutos, una relación de biomasa a ácido de 1/10 y utilizando levadura de cerveza. Como se explica en la Tabla 2 se expresa los resultados obtenidos de pH, Brix, azùcares reductores y porcentaje de etanol. El proceso de fermentación alcohólica obtuvo una mayor producción de bioetanol del 3. 36% con los ensayos de ácido sulfúrico utilizando el medio sólido y líquido, y una reducción de azúcares de 328 mg / 100 ml equivale a una reducción de 91.72%.

Tabla 2. Producción de bioetanol con el pretratamiento

Pretratamiento	pH	Brix	Azúcares Reductores mg/100 mL	Azúcares Reductores mg/100 mL	Etanol % v/v	Sólidos %
	Final	Final	Inicio	Final		
HCl (Filtrado)	4.07 ± 0.16	17.9 ± 0.98	3,379 ±101	2,771 ±80	0.34 ± 0.10	14.16 ± 1.5
HCl (Sin Filtrar)	4.0 ± 0.05	19.2 ± 0.00	3,815 ±78	2,159 ±30	0.24 ± 0.05	16.82 ± 0.03
H_2SO_4 (Filtrado)	4.17 ± 0.01	12.2 ± 3.11	4,530 ±82	1,493 ±17	1.99 ± 0.20	15.10 ± 0.76
H_2SO_4 (Sin Filtrar)	4.16 ± 0.2	11.7 ± 1.02	3,966 ±200	328 ±11	3.36 ± 0.5	17.41 ± 1.24

El potencial calorífico de la cáscara de papa seca es de 14,930 J / g con humedad de 1% y en base húmeda es de 148.3 J/g. con humedad de 87% Debido a la cantidad de carbohidratos y grasas, los desechos de cáscara de papa se consideran una fuente rica en energía, en condiciones secas (AgroWaste,2014). Sin embargo, el 87% de humedad de las cáscaras dificulta la aplicación de la combustión.

El proceso se diseñó para cada tecnología con una entrada de 58 kg / día, que es la cantidad de diseño de un desecho de cáscara de papa producido por una empresa mediana en Ecuador. La inversión requerida y los costos de producción, así como el retorno de la inversión se presentan en la Tabla 3. Los costos de energía y el flujo de residuos de cada proceso se definen y presentan en la Tabla 4. La planta de digestión anaerobia, fermentación alcohólica y combustión directa requieren de una inversión de $11,206; $17,749; $37,637, respectivamente, consideran los ingresos y egresos, el tiempo de recuperación de la inversión en las tecnologías para producción de biogás y bioetanol es de 2 y 4.2 años respectivamente, mientras que para la combustión directa es pérdida. La planta de biogás y combustión directa generan energía, la planta de digestión anaerobia se genera energía en exceso y otro subproducto que es el biofertilizante, en la planta de combustión directa la energía que se genera es insuficiente para sustentar la misma planta. La planta de producción de bioetanol no genera energía, pero tiene un producto de interés comercial que es el bioetanol y las vinazas utilizadas como fertilizante. En cuanto al impacto ambiental, se pueden aprovechar los residuos de las plantas de biogás y bioetanol, mientras que en la planta de combustión directa no tienen un uso favorable y por lo tanto representa contaminación.

Tabla 3. Comparación económica de la utilización de la cáscara de papa

Parámetro	Comparación Económica				
Proceso	Inversión de la Planta ($)	Egresos ($/año)	Ingresos ($/año)	Ganancia ($/año)	Recuperación de inversión (años)
Digestión anaerobia	11,206	4,155	9,551	5,395	2
Fermentación alcohólica	17,749	4,273	8,488	4,215	4.2
Combustión directa	37,637	4,782	153.5	-4,629	Pérdida

Tabla 4. Comparación energética y ambiental de la utilización de la cáscara de papa

Parámetro	Comparación Energética			Comparación Ambiental	
Proceso	Consumo de energía (kWh / mes)	Generación de energía (kWh / mes)	Productos principales (mes)	Positivo	Negativo
Digestión anaerobia	27.7	106.3	3.43 m3	Bio-fertilizante 73 kg/dìa	1.50 m3 CO2
Fermentación alcohólica	4.24	NA*	141.84 litros	Vinaza 130 kg	27 kg CO2/semana
Combustión directa	595	142.2	4.120 kg	-	CO2 (150.35 kg/dìa), Cenizas (2.46 kg/día)

Conclusiones

En conclusión, la inversión de la planta de biogás y etanol se recupera en dos y cuatro años, respectivamente si se vende el biofertilzante y la vinaza. La planta de combustión directa requiere la mayor inversión, por lo tanto, no es económicamente factible para la cantidad de residuo generado. Energéticamente, la producción de biogás supera el requerimiento de energía, en el caso de la planta de producción de etanol, el consumo de energía no es recuperable, pero el alcohol tiene un valor monetario alto. Sobre el aspecto ambiental, todas las plantas producen CO_2, pero para la planta de biogás y la planta de etanol se puede vender o usar el fertilizante, por lo que el balance general es positivo.

Referencias bibliográficas

AgroWaste. (2013). Direct Combustion. Recuperado el 20 de agosto del 2018, Obtenido de http://www.agrowaste.eu/wp-content/uploads/2013/02/DIRECT-COMBUSTION.pdf.

Almeida Streitwieser, D., 2017. Comparison of the anaerobic digestion at the mesophilic and thermophilic temperature regime of organic wastes from the agribusiness. Bioresour. Technol. 241, 985–992. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.006

Helrich, K. (1990). AOAC: Official Methods of Analysis, 1(1), 552. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013135

Infante, J. (2018). The Bioenergetic Transition. (España , 1860-2010), (June).

Jadhav, G. S., Takale, K. R., Sanklecha, H. M., Shinde, A. S., Mandhare, P. T., Pasalkar, S. B., & Professor, A. (2015). Existing Household Biogas Technology and Its Ground Realities in Rural India. International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology (An ISO Certified Organization), 4(2), 545–549. https://doi.org/10.15680/IJIRSET.2015.0402052

Khawla, B. J., Sameh, M., Imen, G., Donyes, F., Dhouha, G., Raoudha, E. G., & Oumèma, N. E. (2014). Potato peel as feedstock for bioethanol production: A comparison of acidic and enzymatic hydrolysis. Industrial Crops and Products, 52, 144–149. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.10.025

Lopez, G. (1999). Metodo no convencional de medición de gases en la digestión anaerobia, 16. https://doi.org/10.1016/j.cirp.2015.04.012

MAG. (2017). Report of potato yields in Ecuador 2017, 1–15.

Owen, W.F., Stuckev, D.C., Healv, J.B., Young, L.Y., Mccagrv, P.L., 1979. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity 13)

Recalde, Y. (2018). Política de promoción de las energías renovables. Experiencias en América del Sur.

Río Portilla, J., Lee, W., & Torres, S. (2016). Tercer Informe de Actividades.

Sawin, J. (2016). Energías Renovables 2016. Ren21. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

Zamora, T., Prado, A., Capataz, J., Peña, J., & Barrera, B. (2014). Demostraciones prácticas de los retos y oportunidades de la producción de bioetanol de primera y segunda generación a partir de cultivos tropicales. Educación Química, 25(2), 122–127. https://doi.org/10.1016/S0187-893X(14)70534-8

Propuesta de metodología para la reducción de escala de la precipitación diaria en el contexto del cambio climático.

Nathaly Güiza Villa1

[1]Maestría en Ingeniería. Recursos Hidráulicos, Universidad Nacional de Colombia
*Avenida NQS No. 45-03 – Ciudad Universitaria, Bogotá D.C. 111321. Colombia. Email: nguizav@unal.edu.co

Abstract

In this technical work is shown a proposal of a new methodology for geographic downscaling of daily rainfall to be used in hydrological studies which consider the impact of climate change. This proposal is based in the maximum entropy principle, using only the known information. Being this of great importance in countries with data-scarce, like Colombia. Preserving the historic daily patterns of rainfall measured on land together with the daily patterns extracted form climate change models make possible obtain the daily rainfall for everyone of the land stations. This work is considered inside the topic of Sustainable Development Goals, being helpful for improve the climate action and prevent the scarcity of water for a free access to clean water and sanitation.

KeyWords: Climate Change, Daily Rain, Downscalling, Entropy.

Resumen

En este trabajo se muestra la propuesta metodológica para la reducción de escala geográfica de la precipitación a resolución diaria, la cual puede ser usada en estudios hidrológicos que consideren el impacto del cambio climático a nivel de cuenca hidrográfica. Dicha propuesta se basa en el principio de máxima entropía, haciendo uso solamente de la información conocida. Esto último de gran importancia en países con escasez de datos, como es el caso de Colombia. Preservando los patrones diarios históricos registrados en estaciones meteorológicas en conjunto con los patrones diarios extraídos de los modelos de cambio climático, es posible obtener la precipitación a la escala mencionada para cada una de las estaciones de interés. Se considera este trabajo dentro del marco de los objetivos de desarrollo sostenible, dado que la metodología propuesta permite evaluar y monitorear aspectos que ayuden a prevenir o mitigar los efectos futuros de la sequía en una región, lo que conlleva a mejorar las estrategias de adaptación ante el cambio climático con el propósito de proveer un libre acceso al agua limpia y un sistema eficiente de saneamiento, igualmente se convierte en una herramienta útil para apoyar y generar medidas necesarias, en pro de mantener la seguridad alimentaria y la reducción y/o erradicación del hambre.

Palabras clave: Cambio Climático, Entropía, Precipitación, Reducción de escala geográfica.

Introducción

Tal y como lo indican los objetivos de desarrollo sostenible, se espera tener un libre acceso a agua potable para todos los habitantes del planeta (United Nations, 2019). La adecuada gestión integral del recurso hídrico es una de las metas a alcanzar dentro del objetivo mencionado, por lo anterior, conocer los efectos que puede tener el cambio climático sobre una cuenca hidrográfica que abastece una población, así como diferentes actividades comerciales, industriales, agrícolas y otras que tienen como insumo el recurso hídrico, puede orientar las políticas para el manejo del recurso, con el fin de evitar su escasez.

El fenómeno del cambio climático, considerado como un aumento creciente de la temperatura debido a la emisión de gases de efecto invernadero, puede aumentar los eventos extremos y tener influencia en el ciclo hidrológico, afectando la precipitación. En Colombia se ha abarcado dicha problemática y sus posibles consecuencias en las comunicaciones de cambio climático, las cuales se enfocan a nivel regional y departamental, indicando un incremento de la temperatura media del país de 2,14°C, para el año 2100 y una precipitación que puede disminuir o aumentar según la región del país de un 10 a un 30%. Lo anterior sumado a los posibles cambios del uso del suelo pueden afectar la disponibilidad de agua y la producción agrícola (IDEAM, PNUD, MADS, DNP, 2015).

Conocer la posible influencia del cambio climático en una cuenca hidrográfica provee las herramientas para gestionar adecuadamente el recurso hídrico, previniendo el derroche de este y enfocando su uso en actividades prioritarias. Por lo anterior, se requerirá hacer una modelación hidrológica para conocer los caudales disponibles en el cauce de interés. Gran cantidad de modelos hidrológicos, como es el caso de SWAT (Soil and Water Asessment Tool) requieren de la precipitación a una resolución diaria, la cual puede ser extraída de los modelos de circulación global que incluyen los escenarios de cambio climático. Sin embargo, las resoluciones manejadas por dichos modelos son a gran escala, proporcionando un solo dato para un rectángulo de 100 a 500 km de lado, por este motivo, se requiere una metodología que permita reducir la escala de esos datos a una escala regional, dadas las condiciones climáticas del país y su variación geográfica.

Las metodologías existentes referenciadas en diferentes artículos de revista indexada y en literatura concerniente al tema, requieren demasiados datos de los modelos climáticos, así como establecer un periodo observado de mínimo 30 años de datos, los cuales no están disponibles en la mayoría del territorio nacional. Por lo anterior, se propone una metodología que basada en el principio de máxima entropía haga uso únicamente de la información disponible, estableciendo patrones que representen el comportamiento

climatológico en cada una de las estaciones, para posteriormente reproducirlos en las series de cambio climático, obteniendo una precipitación diaria en la estación de medición.

Metodología

Esta investigación hace parte de el trabajo final para adquirir el título de Maestría en Recursos Hidráulicos que se encuentra en proceso. La cuenca de interés de dicho trabajo es la cuenca del rio Coello, por lo tanto, este documento se enfocará en la zona mencionada. La cuenca del rio Coello está ubicada en el departamento del Tolima, Colombia, como se observa en la Figura 23, dentro de la zona hidrográfica Magdalena Alto, en el Magdalena-Cauca, con un área de 1832 km^2 que corresponden a un 7.8% del área total del departamento. Esta cuenca es de interés de la investigación mencionada dado que la relación entre la oferta y la demanda hídrica, conocida como índice de escasez, tiene un valor de 0.77 para esta cuenca (CORTOLIMA, 2006); por lo tanto, al ser el valor máximo 1, se encuentra muy cercana a la escasez del recurso.

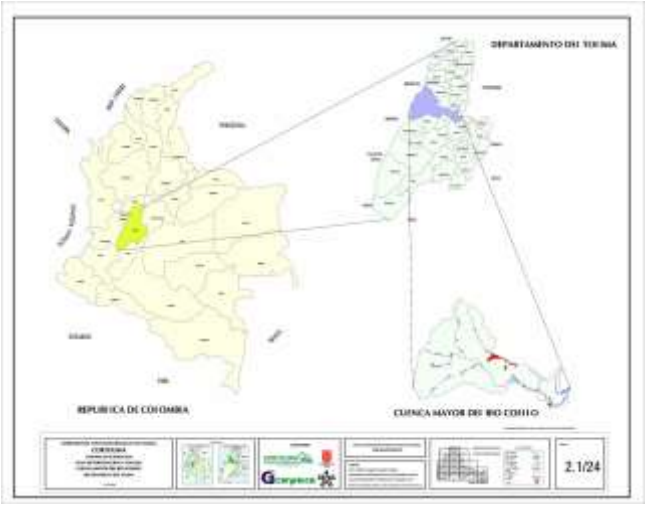


Figura 23. Ubicación espacial de la cuenca del Río Coello, Tolima, Colombia. (CORTOLIMA., 2006)

Inicialmente para definir los patrones asociados a la precipitación observada, fueron usados los datos de la estación climatológica 21215080-Chicoral, ubicada dentro de la cuenca mencionada, la cual tiene una serie de 42 años de datos con solo un 4% de datos faltantes. En primera medida, se observa una diferencia marcada en el valor total anual de la precipitación, lo que conlleva a clasificar cada año como año húmedo, seco o normal, como se observa en la Figura 24.

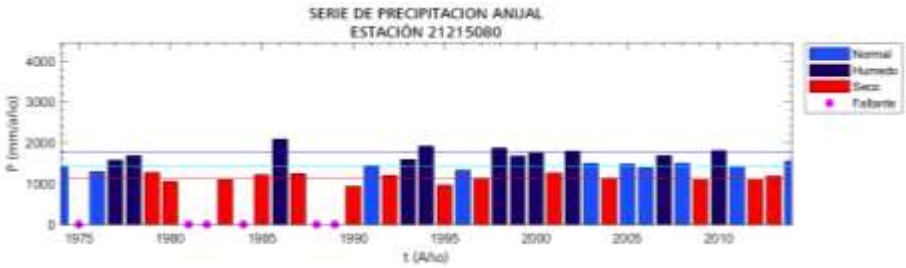


Figura 24. Precipitación total anual y clasificación según su diferencia con el promedio anual

De acuerdo con lo anterior y haciendo un análisis del coeficiente de variación para la serie total, así como para la serie clasificada según tipología de año, se considera realizar la metodología en función de estos tres escenarios. Posterior a ello se evalúa la diferencia de comportamiento en la precipitación a nivel trimestral para cada uno de los años tipo, buscando encontrar patrones asociados, los cuales son evidentes en la Figura 25.

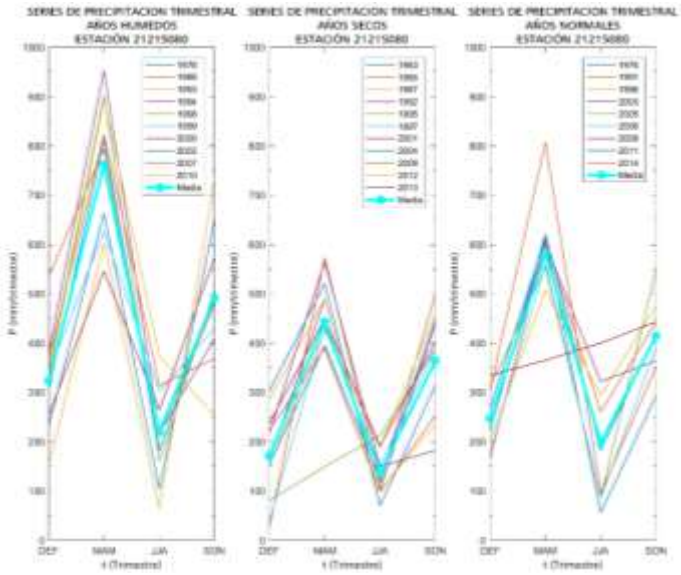


Figura 25. Patrón trimestral de la precipitación para los años clasificados en húmedo, seco o normal.

De acuerdo con lo anterior es evidente un patrón definido trimestralmente para cada uno de los años tipo identificados, por lo tanto, se establece la posibilidad de usar el principio de máxima entropía para reproducir las series de precipitación diarias en función del total trimestral.

El principio de la máxima entropía busca reducir la incertidumbre tratando de maximizarla. Por lo tanto, la única forma de reducir la incertidumbre será obteniendo más información, por consiguiente, los resultados dependerán solo de los datos conocidos (Kapur, J.N., Kesava, 1992). Este principio se enfoca en la reproducción de un microestado en función de conocer el macroestado, la entropía (S) está definida por la expresión

$$\boldsymbol{S = -\sum_{i=1}^{N}[p_i * log(p_i)]} \qquad \textbf{Ecuación (4)}$$

Donde el valor de pi corresponderá a una proporción del valor total, en este caso la precipitación mensual para obtener el valor del microestado, la precipitación a nivel diaria futura, para ello se establecen una serie de restricciones en función de los momentos estadísticos de la serie de precipitación diaria histórica, con los cuales se establece una función objetivo de la forma:

$$\boldsymbol{FO = S + \lambda_0\left[1 - \sum_{i=1}^{N} p_i\right] + \lambda_1\left[\bar{t} - \sum_{i=1}^{N}(p_i t_i)\right] + \lambda_2\left[S_t^2 - \sum_{i=1}^{N}\left(p_i(t_i - \bar{t})^2\right)\right] + \cdots + \lambda_n\left[M_n - \sum_{i=1}^{N}(p_i(t_i - \bar{t})^n)\right]} \qquad \textbf{\textit{Ecuación (5)}}$$

En la ecuación 2, los valores de λ_0 corresponden a multiplicadores de Lagrange, reemplazando la ecuación 1 en la ecuación 2 se tiene:

$$\boldsymbol{FO = -\sum_{i=1}^{N}[p_i * log(p_i)] + \lambda_0\left[1 - \sum_{i=1}^{N} p_i\right] + \lambda_1\left[\bar{t} - \sum_{i=1}^{N}(p_i c_1)\right] + \lambda_2\left[S_t^2 - \sum_{i=1}^{N}(p_i c_2)\right] + \cdots + \lambda_n\left[M_n - \sum_{i=1}^{N}(p_i c_n)\right]} \quad \textit{Ecuación (6)}$$

La ecuación 3 se deriva parcialmente en función de cada una de las variables igualando a cero para maximizar la expresión. Al derivar parcialmente en función de λ_i se obtienen las restricciones definidas y derivando parcialmente en función de p_i se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{\partial FO}{\partial p_i} = 0 = \left(1 + log(p_i)\right) - \lambda_0 - c_1\lambda_1 - c_2\lambda_2 - \cdots - c_n\lambda_n \qquad \textbf{Ecuación (7)}$$

Despejando de dicha expresión el valor de p_i, se obtienen una solución de la forma:

$$\boldsymbol{p_i = exp(-\sum_{n=0}^{n} c_i \lambda_i)} \qquad \textbf{Ecuación (5)}$$

Estableciendo que:

$$c_0 = 1$$

Con la ecuación (3), se tiene un sistema de n ecuaciones n incógnitas que se resuelve con métodos numéricos dado que los valores de λ_i están implícitos. Obtenidos los valores de p_i estos son multiplicados con el macroestado (dato mensual) para obtener el microestado (serie diaria). Esta metodología fue programada en el entorno de Matlab con base al programa realizado por Mohammad-Djafari (2000).

Resultados

Aplicando lo anterior se usa el total trimestral de la precipitación como macroestado, sin embargo, como se observa en la imagen a continuación, utilizando como macroestado el total mensual se obtiene una reproducción más fiel que en el caso trimestral.

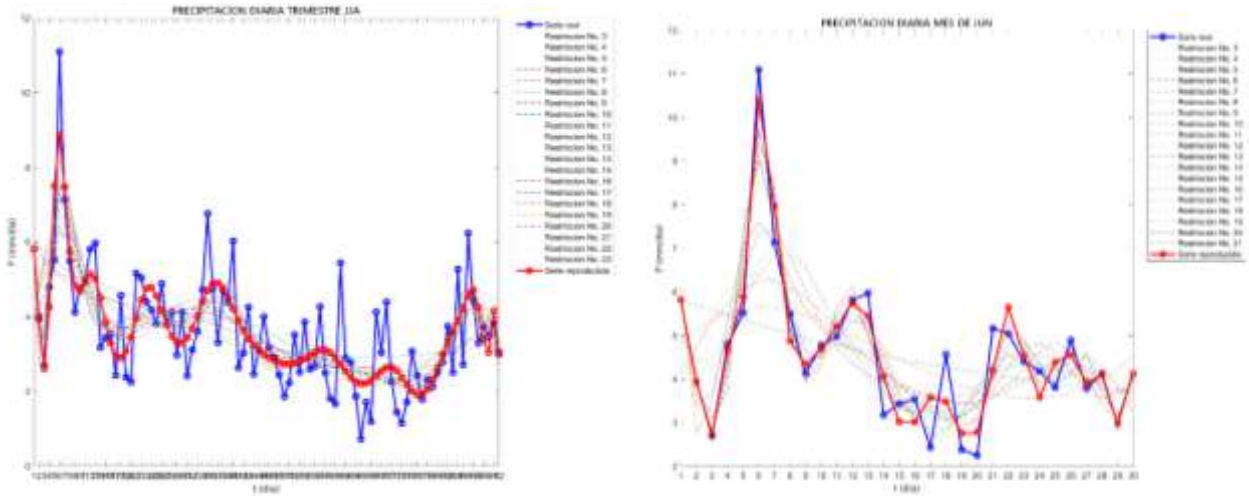


Figura 26. Reproducción de la precipitación diaria en función de la precipitación trimestral (izq.) y de la precipitación total mensual (der.)

La metodología propuesta permite combinar los patrones diarios de la precipitación observada, para los años tipo, con los patrones diarios de precipitación de los escenarios climáticos futuros, para efectuar una reducción de escala geográfica del total mensual. Por lo anterior, se hace uso del método delta propuesto por Anandhi (2011), el cual

establece una relación entre la precipitación actual estimada por un Modelo de Circulación General (GCM, por sus siglas en inglés) y la precipitación proyectada por un escenario climático futuro para una misma celda de ubicación, generando un factor de cambio el cual es multiplicado al valor observado en la estación, ajustando así un escenario climático futuro, a escala mensual en el lugar de interés. Lo anterior, se convierte en el macroestado, los patrones diarios se proponen ser calculados en función del patrón histórico de cada tipología de año, combinados con los patrones diarios del modelo de cambio climático, buscando un patrón combinado de 30 años de datos, que conserve el patrón histórico, pero que considere el posible patrón futuro. Esta metodología se ejemplifica en el diagrama de flujo para el año 2050 indicado en la Figura 27.

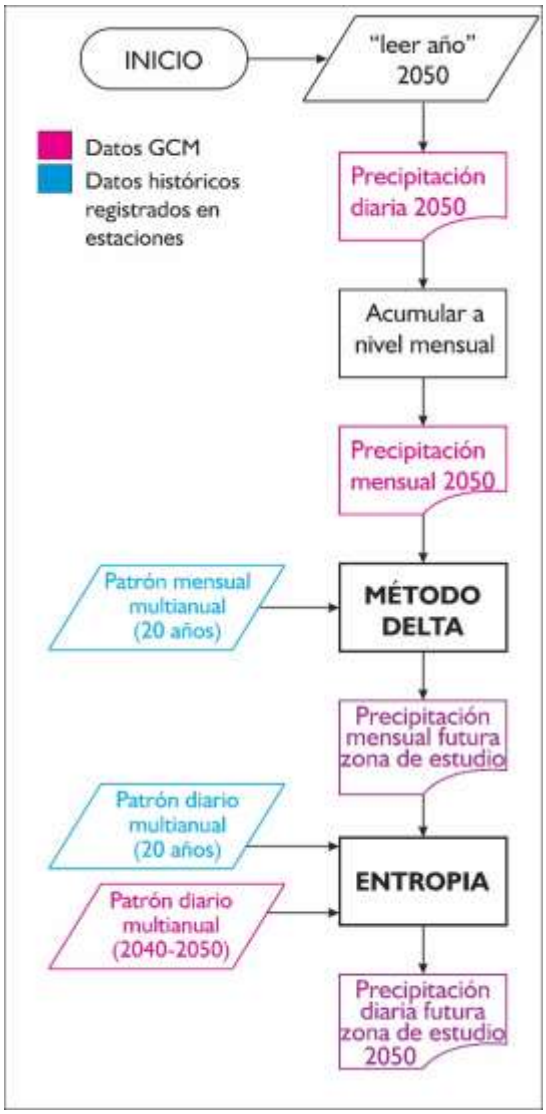


Figura 27. Diagrama de flujo de la metodología propuesta.

Aplicando la anterior metodología es posible obtener la precipitación diaria a nivel local para cada uno de los meses del año de interés y para cada uno de los modelos seleccionados, en el caso de esta investigación IPSL_LR, IPSL_MR y MIROC5 y para los escenarios futuros seleccionados RCP 4.5 y RCP 8.5, como se observa en la Figura 28

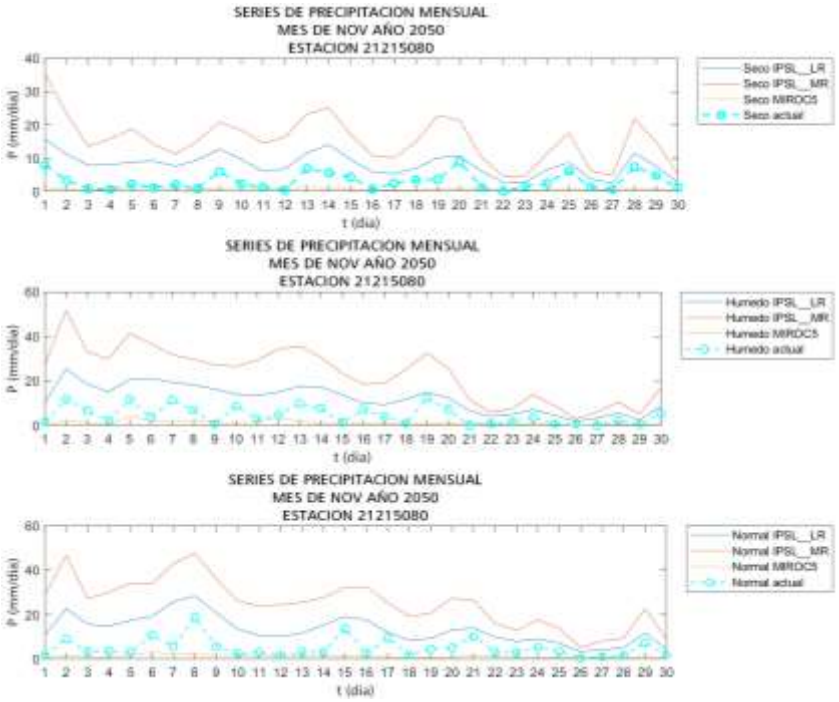


Figura 28. Reproducción de la precipitación diaria para el mes de noviembre en la estación 21215080-El Chicoral.

En la Figura 28 se ilustra la proyección de la precipitación diaria del mes de noviembre del año 2050, para el escenario de cambio climático RCP 4.5 en los modelos climáticos definidos, se puede observar una clara reproducción del patrón de precipitación histórico para cada una de los años tipo, además de los valores de precipitación para cada uno de los modelos que pueden indicar un aumento (IPSL_LR e IPSL_MR) o una disminución (MIROC5) de dicha variable.

Conclusiones

Este trabajo como se mencionó previamente hace parte de una investigación que aún no ha finalizado, por lo tanto, lo mencionado aquí tiene como interés su aplicación en un modelo hidrológico base, calibrado y validado en la herramienta SWAT, al cual se le modificarán las variables de entrada, entre ellas la precipitación a nivel diario, para establecer los caudales asociados a la cuenca en un periodo futuro.

Esto, sumado a un calculo posterior de las demandas proyectadas, permitirá establecer el valor de los posibles índices futuros, tales como el índice de aridez. Esto último, provee la posibilidad de manejar adecuadamente el recurso hídrico y prever situaciones de escasez de este, así como herramienta para la gestión del uso del suelo, para labores agrícolas, entre otros.

Referencias bibliográficas

Anandhi, A., Frei, A., Pierson, D. C., Schneiderman, E. M., Zion, M. S., Lounsbury, D., & Matonse, A. H. (2011). Examination of change factor methodologies for climate change impact assessment. Water Resources Research, 47(3), 1–10. https://doi.org/10.1029/2010WR009104

CORTOLIMA. (2006). Características Del Área De Estudio Cuenca Mayor Del Río Coello. Fase II. Diagnostico Río Coello, 1521.

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, C. (2015). Nuevos escenarios de cambio climático para Colombia 2011-2100 Herramientas Científicas para la Toma de Decisiones – Enfoque Nacional - Regional: Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. 3ra Comunicación Nacional de Cambio Climático.

Kapur, J.N., Kesava, H. K. (1992). Entropy Optimization Principles with Applications. Waterloo: Academic Press. Mohammad-djafari, A. (2000). A Matlab Program to Calculate the Maximum Entropy Distributions, (July 2000). https://doi.org/10.1007/978-94-017-2219-3

United Nations. (2019). Sustainable Development Goals. Acceso el 28 de enero de 2019. Disponible en https://www.un.org/sustainabledevelopment/

Evaluación Temporal de la Calidad del Agua en la Potabilizadora del Municipiode Tarqui (Huila. Colombia)

N.J. Cely1*, L.F. Solórzano2, P.J. Rojas2

1Universidad Francisco de Paula Santander. San José de Cúcuta. Colombia.
2Universidad Manuela Beltrán. Santa Fe de Bogotá. Colombia.

*Departamento de Construcciones Civiles, Vías, Transporte, Hidráulica y Fluidos. Facultad de Ingeniería. Plan de Estudios de Ingeniería Civil. Universidad Francisco de Paula Santander. Avenida Gran Colombia No. 12E-96 Barrio Colsag. San José de Cúcuta. 540001. Colombia. Email: nelsonjaviercc@ufps.edu.co

Resumen:

La presente investigación pretendió contribuir con las entidades encargadas del estudio de la calidad de agua para consumo humano a partir de una evaluación temporal (2010-2016) antes y después de un proceso convencional de potabilización. Lo anterior,

mediante la aplicación de estadística descriptiva, análisis de correlación lineal, evaluación legislativa, remoción de contaminantes y determinación de índices de calidad del agua.

Los resultados revelaron estabilidad en el tiempo a excepción del parámetro turbiedad para el agua tratada el cual presentó valores ≥2 UNT durante los meses de abril a diciembre para el año 2010 y de mayo a diciembre para 2011 debido a la presencia del fuerte fenómeno de La Niña en estos dos años, presentando así excedencia del 14% y 10% para el año 2010 y 2011 respectivamente. De otro lado, la eficiencia en la remoción de contaminantes arrojó valores del orden 100% para los parámetros microbiológicos y 94% para turbiedad; a diferencia del color (62%) que se vio afectado por el aumento de sólidos totales (110 mg/L) en el agua cruda en el mes de enero del año 2016.

Adicionalmente el índice de riesgo de calidad de agua para consumo humano (IRCA) arrojó un agua sin riesgo (2.38%); consecuentemente, el índice de calidad de agua (ICA) clasificó el agua cruda como de buena calidad (73.8). Finalmente, los hallazgos de la investigación son útiles para las entidades públicas y privadas encargados de vigilar y controlar la calidad del agua, para la gestión integral de la salud pública en potabilizadoras.

Palabras Clave: Calidad del agua. Consumo de agua. Enfermedades intestinales. Índices fisicoquímicos. Potabilización.

Introducción

La mejora del acceso al agua potable proporciona múltiples beneficios para la salud (OMS, 2006), la cual puede darse mediante evaluaciones de calidad del agua, las cuales son una fuente informativa de la línea base de salubridad del agua, por ende se ha realizado evaluaciones de la calidad del agua donde la utilización de una variedad de técnicas y análisis apropiados de datos, es posible predecir tendencia y retos que presenta la calidad de agua (OMS y UNICEF.2003). Por ende se realiza un estudio de investigación para evaluar temporalmente el nivel mensual de la calidad del agua en la potabilizadora del municipio Tarqui (Huila, Colombia), durante cinco años consecutivos (2010 – 2014) y un último año monitoreado correspondiente al año 2016. Para lograrlo se identificaron periodos de excedencia en la calidad del agua tratada con respecto a legislación de orden internacional y nacional. Así mismo, se tuvo en cuenta la legislación de orden nacional con relación a los criterios de calidad para destinación del recurso hídrico para consumo humano. Se calculó la eficiencia en la remoción de contaminantes fisicoquímicos y microbiológicos en agua cruda versus agua tratada. Finalmente, se calculará el índice de riesgo de calidad del agua para consumo humano (IRCA) para agua tratada y el índice de calidad de agua (ICA) para agua cruda.

Materiales y Metodología

Sistema de recolección de la información

Se realizó la recopilación de datos mensuales de seis años monitoreados, desde 2010 hasta 2014 y 2016. Se tuvo en cuenta que para el año 2010 solo se dispone de resultados de agua tratada; para los años restantes se contó con datos de agua cruda y tratada para los 12 meses de cada año. Adicionalmente, se aclara que no se obtuvieron datos del año 2015 debido al no reporte por la empresa prestadora del servicio de acueducto del municipio de Tarqui (Huila.Colombia). La información obtenida correspondió a resultados de muestras simples de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua cruda de la bocatoma del acueducto urbano del municipio de Tarqui (quebrada El Hígado),y del agua tratada de cinco puntos de monitoreo ubicados en la salida de la potabilizadora y en la red de distribución de agua potable, de los cuales tres de los cinco puntos se monitoreaban mensualmente de manera aleatoria durante cada año de estudio.

Los parámetros fisicoquímicos tomados para agua cruda correspondieron a: Cloruros, Color Real, Conductividad. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Dureza total, Fluoruros, Fosfatos totales, Hierro, Nitratos, Nitritos, Potencial de Hidrógeno (pH), Sodio, Sólidos totales, Sulfatos y Turbiedad. Por otra parte, los parámetros fisicoquímicos tomados para agua tratada son: Cloro Residual Libre, Color Aparente, Potencial de Hidrógeno (pH) y Turbiedad. Adicionalmente, se recopilaron datos microbiólogos para agua cruda y tratada, correspondientes a Coliformes Totales y Escherichia Coli. La información recolectada se obtuvo de la Empresa Aguas del Huila S.A. - E.S.P.

Resultados y Discusión

Después de la verificación de la información recopilada se procedió a realizar la evaluación temporal a nivel mensual de la calidad de agua mediante un análisis estadístico descriptivo y de correlación lineal, presentados para los parámetros turbiedad (r=0.58), pH (r=0.69), y cloro residual libre (r=0.55). En la Tabla 1 se resumen las medidas estadísticas para los demás parámetros evaluados para agua cruda y tratada:

Tabla 1.- Resumen Análisis Estadístico Descriptivo

Parámetros	*M*	*Me*	*Mo*	*S*	*S^2*	*Min*	*Máx*
			Agua Tratada				
CR Libre	0.78	0.76	0.68	0.14	0.02	0.43	1.15
*C. Aparente**	5.13	4.86	5.50	1.17	1.84	1.67	9.67
*PH****	7.21	7.19	7.12	0.21	0.05	6.80	7.75
Turbiedad	1.37	1.39	2.43	0.48	0.33	0.37	3.90
			Agua Cruda				
Cloruros	13.6	13.9	12.5	6.89	59.2	0.30	35.5
*Color Real**	10.5	9.70	9.40	5.07	29.4	1.00	35.0
*Conducti. ***	157	149	142	56.5	3437	6.00	410
DBO_5	7.23	5.48	3.34	6.17	72.6	0.90	64.3
DQO	18.4	13.8	11.6	15.1	361	1.50	110
Dureza Total	74.9	74.2	76.8	26.4	797	6.00	182
Fluoruros	0.22	0.19	0.11	0.16	0.03	0.01	0.95
Fos. Totales	0.37	0.20	0.07	0.45	0.71	0.00	6.40
Hierro	0.10	0.10	0.03	0.07	0.01	0.01	0.38
Nitratos	0.75	0.70	0.56	0.39	0.18	0.00	2.90
Nitritos	0.02	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.08
*PH****	7.43	7.39	7.17	0.38	0.16	6.54	8.32
Sodio	2.87	2.53	1.51	1.65	4.64	0.03	17.2
S. Totales	176	105	37	225	9867	10.0	2144
Sulfatos	9.28	8.70	8.20	4.66	23.5	1.00	26.00
Turbiedad	44.7	12.4	4.89	71.7	2072	0.54	987.3

Convenciones: Media (M). Mediana (Me). Moda (Mo); Desviación estándar (S). Varianza (S2). Mínimo (Min). Máximo (Máx).
*Nota: Los Resultados presentados corresponden a promedios anuales obtenidos del análisis descriptivo mensual. Todos los parámetros están expresados en mg/L a excepción de: *UPC. **µS/cm. ***Unidades.*

La evaluación a nivel mensual donde se encontraron porcentajes de excedencia para el parámetro turbiedad (≤2 UNT) con relación a la resolución 2115 de 2007 (Ver Figura 1).

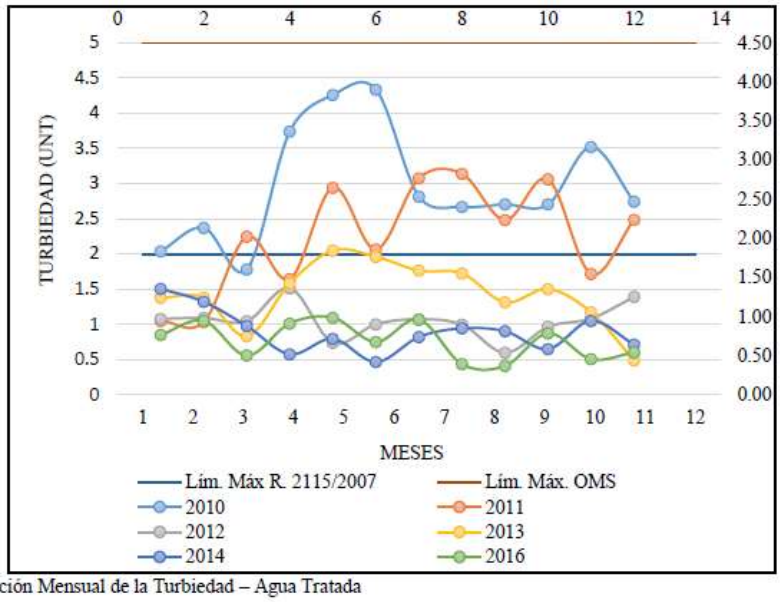


Figura 1.-Variación Mensual de la Turbiedad – Agua Tratada

Por otro lado el pH presentó valores máximos y mínimos de 7.75 y 6.80; lo anterior se asoció a una desviación estándar de 0.21 y un intervalo de confianza del 95% respecto a la media entre 7.20 - 7.22. Así mismo, el cloro residual libre presentó valores máximo y mínimo de 1.15 y 0.43 mg/L.

La turbiedad en el agua cruda presentó valores máximos y mínimos de 987.3 y 0.54 UNT. De otro lado, la conductividad presentó valores máximos y mínimos de 410 y 6 µS/cm, presentado así una media de 157 µS/cm y una desviación estándar de 56.5 µS/cm; Igualmente, presentó correlaciones positivas con la dureza total (r=0.75), fosfatos totales (r=0.51) y sulfatos (r=0.60); respecto a esto Romero (2005) afirmó que la conductividad en aguas superficiales depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas, entre ellas el ion bicarbonato, fosfato y sulfato.

Consecuentemente, los nitritos y nitratos presentaron concentraciones estables en el 75% de los datos analizados, el valor mínimo para nitratos (0.04 mg/L) y nitritos (0.0 mg/L) se presentaron en el mes de enero del año 2011 y el valor máximo para nitratos fue (1.30 mg/L) y nitritos (0.03); obtenido entre una fuerte correlación (r=0.72), esto debido a que la media de nitratos (0.75 mg/L) está por encima de la media de nitritos (0.02 mg/L).

La DBO5 y DQO presentaron las mejores correlaciones (r=0.99) con una media de 7.23 mg/L y 18.40 mg/L respectivamente. Los resultados para la DBO5 arrojaron un valor máximo de 64.3 mg/L y mínimo de 0.90 mg/L; así mismo, la DQO presentó su valor máximo (110 mg/L) y su valor mínimo (1.50 mg/L), mostrando que los valores máximos presentados para los dos parámetros corresponden a agua superficial contaminada según los rangos declasificación (30<DBO5≤120; 40<DQO≤200) establecidos por la Comisión Nacional de Agua de México (CONAGUA. 2017), caso similar fue el reportado por Elordi et al. (2016). Sin embargo el 95% de las observaciones realizadas corresponden a resultados dentro la clasificación de agua superficial aceptable (6<DBO5≤30; 20<DQO≤40).

Eficiencia en la Remoción de Contaminantes

En la evaluación temporal de la calidad del agua se tuvo en cuenta la eficiencia en la remoción de contaminantes; así para el periodo en estudio se atendió a los resultados mensuales obtenidos para el agua cruda versus el agua tratada de la potabilizadora, teniendo en cuenta los parámetros color, turbiedad, Coliformes totales y Escherichia Coli; posteriormente se promediaron las remociones obtenidas a nivel mensual para cada año en estudio, logrando los siguientes porcentajes de remoción (Ver Figura 2).

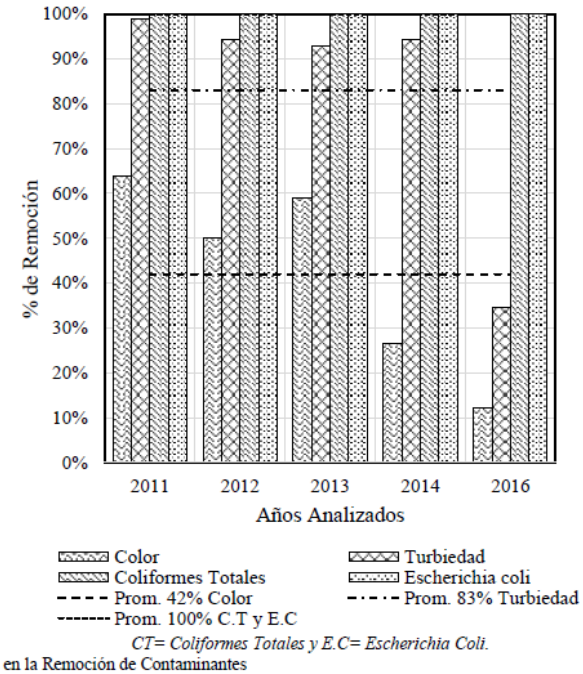


Figura 2.- Eficiencias en la Remoción de Contaminantes

Análisis de calidad del agua tratada

Dentro del análisis temporal de calidad de agua tratada se determinó el índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano (IRCA) para los 12 meses de los años analizados (Ver Tabla 2).

Tabla 2.- Resultados del IRCA – Agua potable

Año	IRCA [%]	Rango [%]	Nivel de Riesgo
2010	9	5.1 - 14	Bajo
2011	7	5.1 - 14	Bajo
2012	0	0 - 5	Sin Riesgo
2013	1	0 - 5	Sin Riesgo
2014	0	0 - 5	Sin Riesgo
2016	0	0 - 5	Sin Riesgo

Análisis de calidad del agua cruda

Para el análisis temporal de la calidad de agua cruda se analizaron los resultados mensuales de los parámetros correspondientes a Escherichia Coli, pH, DBO5, fosfatos totales, Nitratos, Sólidos totales y turbiedad; evaluados mediante la aplicación del índice de calidad de agua, el cual define los siguientes rangos por categoría: Calidad muy mala de 0 a 25; calidad Mala de 26 a 50; calidad media 51 a 70; calidad buena de 71 a 90 y calidad excelente de 91 a 100. Teniendo en cuenta lo anterior, el Índice de Calidad de Agua (ICA) obtenido para cada año correspondió a: 2011 (76.54). 2012 (78.25). 2013 (64.81). 2014 (73.09) y 2016 (76.20).

Conclusiones

Los resultados obtenidos de la evaluación temporal permitieron evidenciar que el agua de la potabilizadora del municipio de Tarqui fue apta para consumo humano y no presentó ningún riesgo para la salud humana.

La evaluación legislativa realizada mediante el artículo 38 del Decreto 1594 de 1984, arrojó a nivel mensual, anual y multianual, cumplimiento en relación con los límites máximos admisibles establecidos para consumo humano y doméstico.

Respecto a la eficiencia en la remoción de contaminantes en la potabilizadora se presentó remoción máxima para los parámetros turbiedad (94%), Coliformes totales (100%) y Escherichia coli (100%); a diferencia del parámetro color que presentó la más baja de remoción (64%).

La valoración de la calidad del agua tratada, mediante el uso del índice de riesgo de calidad del agua para consumo humano (IRCA), mostró una clasificación de riesgo bajo y sin riesgo. Así mismo, la valoración de la calidad del agua cruda mediante el índice de Calidad de Agua (ICA) arrojó un agua de buena calidad (73.78) para el periodo tiempo evaluado.

Referencias Bibliográficas

Akoto. O.. Gyamfi. O.. Darko. G..,Rex. V. (2014). Changes in water quality in the Owabi water treatment plant in Ghana. *Applied Water Science.* Volumen 7. pp. 175 – 186. Doi 10.1007/s13201-014-0232-4

Barbooti. M.. Bolzoni. G.. Mirza. I.. Pelosi. M.. Barrilli. L.. Kadhum. R.., Peterlongo. G. (2010). Evaluation of Quality of Drinking Water from Baghdad. Iraq. *Science World Journal.* Vol 5 (2). pp. 35-46. ISSN 1597-6343.

CONAGUA (2017). *Evaluación de la Calidad del Agua - Ribera del Lago de Chapala. en Ajijic.* Subdirección General Técnica.

Comisión Nacional del Agua. México. pp. 1-12. Consorcio Zonal aguas del Huila. (2009). *Informe de diagnóstico. catastro de sistemas de acueducto. alcantarillado y alternativas municipio de Tarqui (Huila).* (Contrato No. 422 de 2009). pp. 1-208.

Elordi. M.. Colman. J..,Porta. A. (2016). Evaluación del impacto antrópico sobre la calidad del agua del arroyo Las Piedras.

Quilmes. Buenos Aires. Argentina. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana.* 50 (4). pp. 77-669. ISSN 0325-2957

Hernández. R.. Fernández. C.., Baptista. P. (2006). *Metodología de la investigación*. México D.F. Cuarta edición. McGraw – Hill. pp. 1-882. ISBN 970-10-5753-8.

Ibrahim. H.., Abu-Shanab. M. (2013). Monitoring of some didinfection by products in drinking water treatment plants of El-Beherira Governorate Egypt. *Apple Water Sci.* Vol 3. pp. 733 – 740. Doi 10.1007/s13201-013-0121-2.

Krenkel. P, Novontny. V. (1980). *Water quality management*. Academic Press. pp 671.

Mejía. J. (2010). *Estudio sobre la Calidad del agua potable del Cantón Gualaquiza.* (Tesis de maestria en Gestión Ambiental para industrias de producción y servicios. Universidad de Cuenca. Ecuador. pp. 1-96.

Ministerio de Agricultura. (1984). *Decreto 1594 de 1984*. Fecha de consulta: 16 de Octubre de 2017. Disponible en: http://www.ins.gov.co:81/normatividad/Decretos/DECRETO%201594%20DE%201984.pdf
Ministerio de la protección social. Colombia. (2007). *Decreto 1575 de 2007*. Fecha de consulta: 6 de Abril de 2017. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/2007/dec_1775_2007.pdf.

MINSALUD. (2007). *Resolución 2115 de 2007*. Ministerio de la Protección Social. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Fecha de consulta: 4 de Abril de 2017. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Legislaci%C3%B3n_del_agua/Resoluci%C3%B3n_2115.pdf.

OMS (1996). *Guidelines for Drinking Water Quality*. 2nd edition. Organización Mundial de la salud. Genova. International programme on chemical safety. pp. 1 -22. ISBN 92 4 154480 5.

OMS (2004). *Guías para calidad del agua potable.* tercera edición. Vol. 1. Organización Mundial de la Salud. Ginebra. pp. 1-101. ISBN 92 4 154638 7.

OMS (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Primer apéndice a la tercera edición. Vol. 1. Organización Mundial de la Salud. pp. 1-408. ISBN 92 4 154696 4.

OMS (2011). *Guidelines for Drinking Water Quality*. Fourth edition. Organización Mundial de la salud. Genova. pp. 1-564. ISBN 978 92 4 154815 1

OMS, UNICEF. (2003). *Programa conjunto de monitoreo para el abastecimiento y saneamiento del agua*. Organización Mundial de la salud - Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. Ginebra. Suiza. pp. 1-54.

Romero. J. (2005). *Calidad del Agua.* Segunda Edición. Escuela Colombiana de ingeniería. pp. 1-484. ISBN 978-958-8060-83-5

Trujillo. E.. Martínez. V.., Flores. N. (2008). Ajuste del equilibrio químico del agua potable con tendencia corrosiva por dióxido de carbono. México. *Revista Información Tecnológica* 19(6). pp. 89-101.

Vanegas. C.. Mercado. M.., Campos. C. (2014). Evaluación de la Calidad microbiológica del agua para consume y del agua residual en una población de Bogotá (Colombia). *Revista Biosalud 2014*. 13(2). pp. 24-35.

Evaluación de la capacidad de autodepuración de ríos de llanura a través de una formulación ecohidráulica.

María Fernanda Riaño Neira1, Néstor Alonso Mancipe Muñoz2

1Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle
2Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia

*Autor corresponsal: Colombia, Universidad de La Salle, Cra. 2 No. 10-70 – Candelaria, Bogotá D.C Código Postal +57. Colombia Email: mariafernadna.rn97@hotmail.com

Plain rivers self-purification assessment through an ecohydraulic formulation

Abstract

Fluvial ecosystems (e.g. rivers) are diverse in terms of their morphology and hydrodynamics. General hydraulic and biological studies are needed to determine fluvial ecosystems self-purification capacity that do not fall into conceptual and methodological errors when real dynamics of these ecosystems are not considered. This projects seek to validate the ecohydraulic formulation developed by Riaño et al. (2018) in Mountain Rivers into Plain Rivers by including relevant morphological and hydraulic variables. The formulation uses the mass of water time transport (i.e. conservative tracer technique) to develop the litter technique, which establishes the retentivity of organic matter as an indirect indicator of the river self-purification capacity. A Plain River is used to validate the formulation and to analyze possible variations in the ecohydraulic formulation for this type of river. A generalization of the ecohydraulic formulation is expected to be obtained that is capable of assessing Mountain and Plain Rivers by considering morphological conditions of the river, the flow behavior versus the hydrological regime and the water mass travel time. It was found that within the conditions to be considered / modified in the formulation are: definition of the river length to be evaluated, definition of the dye tracer for the hydraulic technique, morphometric changes of the river due to changes in hydrological regime, and the selection of the tracer for the litter technique.

KeyWords: Ecohydraulic, fluvial ecosystems, Mountain Rivers, plain rivers, hydraulic variables.

Resumen

Los ecosistemas fluviales (e.g. ríos) son muy diversos en cuanto a su morfología e hidrodinámica. Es por esto que determinar su capacidad de autodepuración requiere estudios hidráulicos y biológicos generales que no caigan en errores conceptuales y metodológicos al no considerar la dinámica real de estos ecosistemas. A partir de la formulación ecohidráulica desarrollada por Riaño et al. (2018) en ríos de montaña, se busca validar su aplicabilidad en ríos de llanura al incluir las variables morfológicas e hidráulicas relevantes. La formulación usa el tiempo de transporte de la masa de agua (i.e.

técnica de trazadores iónicos) para desarrollar la técnica de la hojarasca, la cual establece la retentividad de materia orgánica como un indicador indirecto de la autodepuración del rio. Para esto, se visita un rio de llanura aplicando la formulación y analizando las posibles variaciones en la formulación ecohidráulica para este tipo de río. Así, se espera establecer una generalización de la formulación ecohidráulica en ríos de montaña y llanura considerando las condiciones morfológicas del río, el comportamiento del caudal frente al régimen hidrológico, el trazador usado en la técnica hidráulica y el comportamiento que tiene la masa de agua frente al tiempo de transporte. Se encontró que dentro de las condiciones a considerar/modificar en la formulación están: definición de la longitud del rio a evaluar, definición del trazador de la técnica hidráulica a emplear, cambios morfométricos del rio por cambios en régimen hidrológico y la selección del trazador de la técnica de la hojarasca.

Palabras clave: Ecohidráulica, ecosistemas fluviales, ríos de montaña, ríos de llanura, variables hidráulicas.

Introducción

La investigación científica es fundamental para la conservación de los ecosistemas fluviales. Los aportes técnicos de la ingeniería y la biología para el entendimiento de la dinámica de estos ecosistemas es significativa. Sin embargo, muchos de estos avances se ven sesgados por el análisis limitado de sus resultados específicos, filtrando los datos que cumplen con el objeto de estudio y dejando a un lado el análisis integrado de ambas disciplinas que resultan en análisis fuera de lo normal o en resultados estadísticamente sin significancia (Blanco, 2018). El planteamiento de esta investigación surge como una continuación del proyecto “formulación ecohidráulica para evaluar la capacidad de autodepuración de ríos de montaña” de Riaño et al., (2018), el cual tenía como fin acoplar variables del campo biológico e hidráulico en un solo procedimiento para modelar matemáticamente la autodepuración de un rio disminuyendo la incertidumbre. Para esto se realizó experimentación en campo vinculando la técnica de retención de la hojarasca con la técnica de trazadores conservativos iónicos (Riaño et al, 2018). En este estudio se modificó el tiempo de espera artificial de 1 hora en la técnica de retención de hojarasca por el tiempo de transporte de la masa de agua calculado bajo una modelación matemática del tiempo de transporte de la técnica de trazadores conservativos.

Entre los estudios consultados sobre técnicas y métodos empleados para la evaluación de características de ríos, se hace referencia a conceptos relacionados con la ecología fluvial que buscan determinar la distribución de velocidades y la capacidad de retener materia orgánica (Riaño et al, 2018). Por un lado, un río de montaña (ver figura 1a) posee características tales como zonas rápidas o de mayor velocidad, zonas de turbulencia, piedras de diferentes tamaños y caídas de agua. Al poseer tales características, resulta ser un ecosistema apropiado para realizar el método de trazadores dado que otros comúnmente usados para determinar la velocidad media del río, como el de área-velocidad, requieren canales uniformes (Kilpatrick y Cobb, 1984). En contraste, los ríos de

llanura (Figura 1b) predomina la sedimentación y sus cauces están regulados por el ciclo hidrológico alternando crecidas y bajantes. Como consecuencia de estas variaciones, se pueden producir lagunas de la llanura las cuales se conectan al resto de los ambientes acuáticos circundantes al cauce principal cuando se producen crecidas súbitas (El Litoral, 2010). No obstante, para cada río la morfología se basa en el equilibrio dinámico entre la carga de sedimentos que recibe y su capacidad de transporte. Por lo tanto, el río ajustara su morfología ante el cambio de caudal el cual afecta la capacidad de transporte y autodepuración. Estos cambios pueden darse por eventos naturales (lluvia) como antrópicos (vertimientos) (Elosegi y Sabater, 2009)

Figura 1. (Izq.) Río de Montaña. (Der.) Río de llanura

Según lo anterior, se analiza y proponen modificaciones de procedimiento en la aplicación de la formulación ecohidráulica de Riaño et al., (2018) para evaluar la capacidad de autodepuración en un ecosistema fluvial (i.e. rio de montaña o llanura) teniendo en cuenta las características hidrodinámicas y la morfología del lugar. Para esto se toma a modo de análisis una experiencia realizada durante la investigación en un río de llanura con zonas de morichales ubicado en la finca el Amparo en Puerto López, Meta. En esta experiencia de campo no se tuvo en cuenta el régimen climático de la temporada y después de un evento de precipitación de alta intensidad el río presento una creciente súbita. La creciente causó una pérdida total de las condiciones iniciales del primer ensayo de la formulación, impidiendo su replicación para un análisis estadístico. Este evento meteorológico genero aumentos en la profundidad (i.e. aumentos de 2.5 metros) y en el caudal del río que consecuentemente indujeron la pérdida de los elementos morfológicos cruciales para la retención y cambios significativos en los elementos hidráulicos para la debida modelación y análisis.

Materiales y Métodos

Para la validación de la formulación ecohidráulica que permita evaluar la capacidad de autodepuración en un río de llanura se requiere identificar un periodo climático seco que

disminuya las probabilidades de crecientes súbitas. Esto con el fin de obtener repeticiones que permitan comparar y analizar estadísticamente el comportamiento del rio frente a la capacidad de retención de materia orgánica y de autodepuración del rio. Posteriormente, aplicar la formulación ecohidráulica planteada por Riaño et al. (2018) que incluye el procesamiento en fase de campo y el post procesamiento de datos. Finalmente, se analiza y se proponen los cambios de procedimiento que permitan que dicha formulación evalué la capacidad de autodepuración tanto en ríos de Montañana como de Llanura. A continuación, se describe los principales pasos de la formulación ecohidráulica, pero para mayor detalle consultar Riaño et al. (2018).

Evaluación del Caudal: Como primera medida se debe realizar la medición experimental del caudal mediante el método de trazadores con el fin de obtener el tiempo de transporte real de la masa de agua. Este tiempo será sustituido en el tiempo de espera que sugiere la técnica de retención de hojarasca, como se describe más adelante. Para esto se recomienda evaluar el tipo de trazador más adecuado para el caudal presente en el cauce en estudio, para la cual es importante establecer criterios específicos para la elección del trazador a implementar.

Procesamiento de Datos: El procesamiento de datos se realiza en campo tal y como lo indica Riaño et al. (2018) para así hallar el tiempo de transporte (ecuación 2) que resulta ser el mismo tiempo de espera entre el lanzamiento de las hojas y la recolección de las mismas aplicando la Ecuación 1 y 2:

$$\left(\bar{X} = \frac{\int_t^{ti} t[f(t)]dt}{\int_t^{ti} f(t)dt} \ , \bar{Y} = \frac{\frac{1}{2}\int_t^{ti} f(t)^2 dt}{\int_t^{ti} f(t)dt} \right)$$ **Ecuación (1)**

$$Tt = \bar{X}_{c1} - \bar{X}_{c2}$$ **Ecuación (2)**

Donde,
t = hace referencia a todos los términos del vector columna tiempo.
f(t) = valores del vector columna referida a conductividad (en caso de usar trazador iónico).
El vector $\bar{X}$ de cada uno de los centroides corresponde a todos los valores del tiempo como variable independiente.
Tt = tiempo de transporte.

<u>Técnica de Retención de Hojarasca:</u> Una vez hallado el tiempo de transporte se procede a ejecutar la técnica de retención de hojarasca de Elosegi y Sabater (2009). Esta técnica requiere del uso de material orgánico (i.e. hojas *ginkgo biloba* o endémicas del lugar) y la delimitación del cauce tomando la dimensión longitudinal igual al total de 10 veces el ancho del mismo, ubicando una red aguas abajo para la recolección de la metería orgánica no retenida.

Resultados y Discusión

La experimentación ejecutada en el río de llanura demostró que todos los sistemas lóticos se comportan diferentes y por ello requiere medidas diferentes para su estudio. La principal medida a tener en cuenta para el caso expuesto anteriormente es el caudal. Esta variable es la más importante porque es la que genera el fenómeno físico de arrastre de materia orgánica. Por lo tanto, es claro que el comportamiento del caudal del río resulta ser el principal factor de seguridad para un estudio exitoso de esta naturaleza. Por ello, el tiempo de transporte, como se discutió en el estudio de Riaño et al., (2018), no puede ser asumido de forma aleatoria cuando este resulta ser una variable dependiente de la capacidad de transporte de la masa de agua y a su vez del caudal.

Por lo tanto, es importante establecer el trazador de la técnica hidráulica para establecer el caudal y el tiempo de transporte según el río en estudio. Para el caso de la formulación ecohidráulica para evaluar la capacidad de autodepuración en ríos de montaña es viable la aplicación de trazadores iónicos para la fase de campo. Pero, para los ríos de llanura es inviable esto debido a la gran cantidad de trazador requerido. Por ejemplo, en el caso de la experimentación del rio de llanura se observó que la utilización del trazador iónico (Sal) requiere de grandes cantidades (Tabla 1) para que este no se pierda en la masa de agua y pueda ser reconocible por los equipos de medición de conductividad. Entonces, la utilización de trazadores fluorescentes como la Rodamina serian viables dada la baja cantidad requerida para una dilución total en un cauce de gran caudal.

Tabla 1. Comparación de las variables relevantes entre río de montaña y río de llanura

Variables	Rio de Montaña	Rio de llanura
Caudal (L/s)	30	310
Cantidad de trazador iónico requerido (Kg)	1	10 (no se cumple el total requerido)
Profundidad media (m)	0.10 – 0.30	0.40 – 1
Ancho (m)	1.5	6-8

En cuanto a otros métodos de aforo, la aplicación de métodos batimétricos resulta inviable por su baja precisión en cuanto al comportamiento real de la masa de agua al evaluar únicamente la velocidad media y el área con base a la profundidad, esto se puede afirmar debido a la prueba realizada en el río de llanura en la cual se realizó la comparación de los métodos de batimetría (ver Figura 2) y de trazadores iónicos, obteniendo para el primero únicamente el caudal con velocidad media y para el último es posible afirmar que en secciones de gran turbulencia y remolinos se recomienda construir instalaciones para realizar aforos por trazadores, usados también en zonas afectadas por grandes pérdidas de infiltración o por fenómenos cársticos. (IDEAM, 2007)

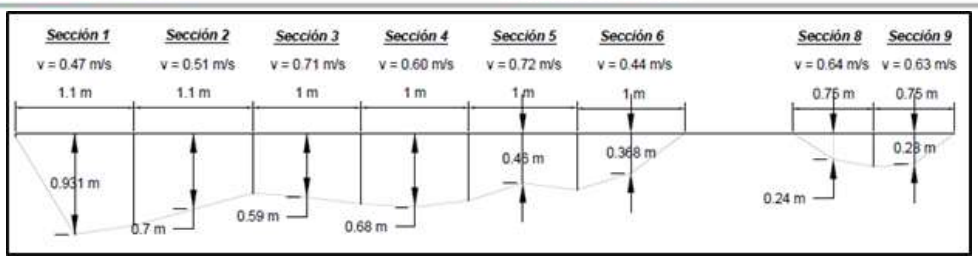


Figura 2. Batimetría Rio de Llanura, Puerto López - Meta

Frente a la técnica de retención de hojarasca resulto favorable la utilización de hojas endémicas del lugar con una marca para su posterior identificación tal y como se realizó en el estudio de ríos de montaña. Sin embargo, para el caso de ríos de llanura se recomienda tomar hojas de un tamaño medio y baja impermeabilidad para su fácil transporte, sedimentación y reconocimiento. Esto debido a que en el estudio del río de llanura se encontraron hojas de gran tamaño y alta permeabilidad lo cual evitaba la sedimentación de las mismas y por tanto baja retención en rocas y zonas muertas. Esta situación generaría sesgos o errores en los resultados finales, resultando una baja capacidad de retención de materia orgánica para las condiciones morfológicas e hidráulicas reales. Por otro lado, en cuanto a la delimitación del cauce tal como se describe en la metodología de Riaño *et al.*, (2018), esta técnica resulto incierto en la experiencia del río de llanura, debido a que a diferencia del río de montaña su profundidad y su ancho eras mayores a 1 metro, generando la cuestión de ¿Cómo influye la profundidad del río en la retención de materia orgánica? Teniendo en cuenta que en técnicas como la misma de trazadores establecen hallar la longitud de mezcla debido a que además del caudal existen otras variables de gran importancia para el control hidrológico y el modelamiento de calidad del agua, como la velocidad, el área de la sección, los coeficientes de Manning y Chezy y la longitud de mezcla. (IDEAM, 2007)

Conclusiones y Recomendaciones

Las técnicas en campo suelen ser muy detalladas al indicar el paso a paso del procedimiento a ejecutar y el procesamiento de los datos recolectados. Sin embargo, tienen escasas recomendaciones en cuanto a las posibles variaciones de la técnica al momento de ser replicada en un ecosistema que difiere del originalmente usado. Esto se observó al replicar la formulación ecohidráulica de Riaño *et al.*, (2018) en un rio de llanura, el cual es un ecosistema fluvial pero diferente tipología de río. Bajo estas circunstancias, se encontraron variaciones significativas al momento de ejecutar la formulación ecohidráulica planteada.

En cuanto a la Formulación ecohidráulica de Riaño *et al.*, (2018) para ríos de montaña es viable de implementarse para ríos de llanura, manteniendo su validez conceptual si se consideran cambios en: la definición de la longitud del tramo de estudio, el tipo de trazador conservativo de la técnica hidráulica y el tipo de trazador biológico de la técnica de la hojarasca. Así mismo se sugiere estudiar y planear con anterioridad la visita a campo según la temporada hidrometerológica del lugar. De igual forma, se sugiere entrar a considerar para próximos estudios otras variables propias de la morfología e hidrodinámica del tipo de ecosistema fluvial. Por ejemplo, la longitud de mezcla, la cual

representa de manera clara la hidrodinámica de la masa de agua y que podría asociarse a la definición de la longitud del tramo a estudiar dejando a un lado la relación aleatoria de diez veces el ancho del cauce determinado por la técnica de la hojarasca.

Agradecimientos. Expresamos un agradecimiento a la Ing. Lusby Yurey Vigoya Rodríguez y a la doctora María Isabel Castro Rebolledo, directora del Programa de Biología de la Universidad de La Salle por su apoyo y dedicación en el emprendimiento de este proyecto.

Referencias bibliográficas

Blanco, A. (2018). Estado de las prácticas científicas e investigación educativa. Posibles retos para la próxima década. Revista de Educación, 381. Julio-septiembre 2018, pp. (207-231)

El Litoral (2010). Los ríos con llanura aluvial, una mirada integral. Ambiente y Ciencia. Recuperado de https://www.ellitoral.com/index.php/diarios/2010/04/21/medioambiente/MED-01.html

Elosegi, A. y Sabater, S. (2009). Dinámica y relevancia de la materia orgánica-retención de hojarasca. Conceptos y técnicas en ecología fluvial (pp. 149-150). España: Rubes Editorial.

IDEAM (2007). Protocolo para el monitoreo y seguimiento del agua. (49-53) Recuperado de http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021172/Protocoloparaelmonitoreoyseguimientodelagua.pdf

Kilpatrick, F. A. y Cobb, E. D. (1984). Measurement of Discharge Using Tracers. Estados Unidos: U.S. Geological Survey y Departamento del Interior. Recuperado de https://pubs.usgs.gov/of/1984/0136/report.pdf

Riaño, M. F., Vigoya L.Y., Mancipe, N. A., Sanabria, M. (2018). Formulación ecohidráulica para evaluar la capacidad de autodepuración de ríos de montaña. *Revista Producción + Limpia* 13**(**2)

Capacidad de retención experimental de la precipitación en techos verdes con coberturas mixtas.

Lina M. Camacho[1], Paola A. García[1], Néstor Mancipe[2]

[1] Facultad de Ingeniería, Universidad La Salle.
[2] Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia.
* *Autor corresponsal: Cundinamarca*, Carrera 68H, 67-39, Bellavista N.O, Bogotá D.C, 111071, Colombia. Email: linamcamacho_@hotmail.com

Abstract

The Copenhagen city which has promoted the worldwide green roof implementation has recognized that these systems are capable of reducing runoff by improving the cities' biodiversity (Baykal 2018). Recent research such as Pérez, (2015), have found that the vegetal coverage influence the retention capacity of green roofs. Nonetheless, it is reminded to evaluate the performance of these systems during raining seasons. With the aim of evaluating the rainwater retention capacity of mixed vegetation cover in a green roof prototype under the climate dynamics of the Engativá locality in Bogotá, the performance of three modules single plant species of *Sedum,* three modules with mixed vegetation cover and one control module during the October-November period of 2018 are assessed. This research demonstrates that plant covers increases green roof performance. When the water offer is low the competition between the species increases the performance of mixed vegetation modules. When the water supply increases the retention capacity of S. Confusum and the combination between S. Rubrotinctum and S. Compressum are statistically representative.

Key Words: Green Roof, raining water, retention, *Sedum,* vegetable cover.

Capacidad de retención experimental de la precipitación en techos verdes con coberturas mixtas.

Resumen

La cuidad de Copenhague que ha impulsado la implementación de techos verdes a nivel mundial ha reconocido que estos sistemas son capaces de reducir la escorrentía mejorando la biodiversidad de las ciudades, (Baykal, 2018). Investigaciones recientes como la de Pérez (2015), han encontrado que la cobertura vegetal influencia la capacidad de retención del techo verde. No obstante, se recomienda evaluar el desempeño de estos sistemas durante periodos húmedos. Con el objetivo de evaluar la capacidad de retención de agua lluvia de coberturas vegetales mixtas bajo la dinámica climática de la localidad de Engativá en Bogotá se monitorea el desempeño tres módulos piloto de techos verdes que

contienen una sola especie vegetal de *Sedum*, tres módulos con coberturas vegetales mixtas y un módulo control durante el periodo de octubre-noviembre del año 2018. Esta investigación demuestra que las coberturas vegetales mixtas presentan eficiencias cercanas al cien por ciento durante los periodos secos debido a la competencia entre especies por la oferta limitada del agua. Cuando la oferta de agua se incrementa solo la capacidad de retención de la especie vegetal S. Confusum y la combinación entre S. Rubrotinctum, y S. Compressum son estadísticamente representativas.

Palabras clave: Agua lluvia, cobertura vegetal, retención, techo verde, Sedum.

Introducción

Baykal, (2018) menciona que los techos verdes son capaces de afrontar retos climáticos mejorando la biodiversidad, estos reducen la escorrentía y en consecuencia mitigan la contaminación del agua. No obstante, investigaciones recientes recomiendan evaluar el desempeño de los techos verdes durante periodos húmedos. Con estas recomendaciones se pretende evaluar la capacidad de retención del agua lluvia de un prototipo de techo verde frente a coberturas vegetales mixtas de especies de Sedum que permitan conocer si dichas combinaciones podrían mejorar la capacidad de retención durante un periodo húmedo de la ciudad de Bogotá. Se estima que las limitantes de esta investigación son el fenómeno Niño-Oscilación del Sur, así como la capacidad adquisitiva de los dispositivos electrónicos para el monitoreo.

Esta investigación presenta el diseño de techo verde empleado, las especies vegetales evaluadas y los resultados del monitoreo de tres módulos vegetados con una sola especie, 3 módulos que contienen coberturas vegetales mixtas y un módulo control o sustrato evaluados para el periodo húmedo de octubre-noviembre del año 2018.

Antecedentes

El desarrollo urbano, la pérdida de las coberturas vegetales y de espejos de agua han ocasionado la impermeabilización de la ciudad de Bogotá causando fallas en el sistema de drenaje por pérdida de la capacidad de diseño al observar grandes volúmenes de escorrentía. Entre los proyectos implementados para disminuir eventos de inundación en la ciudad se encuentran: La adecuación del cauce del río Bogotá, la construcción del embalse seco de Cantarrana en el río Tunjuelito, mantenimientos preventivos en los cuerpos de agua, la rehabilitación de redes, la separación de redes y los aliviaderos, entre otros.

Experiencias nacionales e internacionales de la implementación de techos verdes: La USEPA (2019) demostró una tasa de reducción de la escorrentía entre un 45 a un 55%, mientras que Cipolla et al. (2016) encontró un valor de 51,9% anual. En Polonia, la Water Science and Technology (2013) evidenció que los techos verdes afectan significativamente el incremento de la retención del agua lluvia. A nivel nacional, Ferrans (2016) evidencia que el tipo de sustrato es la variable más relevante al estudiar el desempeño de los techos verdes, mientras que la vegetación no demuestra el mismo efecto. Pérez (2015) opina contrario al mencionar que se aprecia un mejor desempeño con módulos vegetados en comparación a los no vegetados.

Finalmente, Oviedo (2012) demuestra que los costos de la implementación de alcantarillados se reducen en un 22%.

Justificación

La transformación de los ecosistemas ocasionado por la urbanización ha generado la inestabilidad del ciclo hidrológico lo cual ha llevado a diseñar y construir una infraestructura que sea capaz de retener un evento natural como es la precipitación en superficies impermeabilizadas. Los sistemas convencionales no son capaces de controlar los eventos de mayor precipitación y también afectan la calidad del agua al encontrarse con los rebosamientos de los sistemas de alcantarillado y otras amplias gamas de contaminantes producto del lavado de las superficies. (SEGAE, 2011)

La Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAB) reconoce los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) como una alternativa que presenta ventajas sobre los sistemas convencionales. Los techos verdes son una tipología que hace parte de este tipo SUDS reconocidos tanto a nivel internacional como a nivel nacional. En Bogotá, las investigaciones de Galvis (2016) y Vásquez (2013) han evaluado diferentes mezclas de sustratos para techos verdes donde se ha determinado que para un mismo sustrato la cobertura vegetal más densa tiene una mayor capacidad para retener mayores volúmenes de escorrentía. Si los módulos vegetados presentan mejores eficiencias de retención del agua lluvia ¿existirá una combinación de especies vegetales que incremente significativamente el desempeño de los techos verdes? ¿Cambiará el desempeño de los módulos vegetados durante el periodo de lluvias?

Objetivo

Evaluar la capacidad de retención de agua lluvia de coberturas vegetales mixtas, en un prototipo de techo verde, bajo la dinámica climática de la localidad de Engativá en Bogotá.

Materiales y métodos (metodología)

Esta sección resume: el diseño y construcción del techo verde, la selección de la cobertura vegetal a estudiar y la evaluación del desempeño de retención del agua lluvia de tres módulos con una sola especie vegetal, tres módulos con especies vegetales combinadas y un módulo control (sustrato).

Diseño y construcción del techo verde: La zona de estudio de esta investigación se encuentra en el barrio Bellavista Occidental de la ciudad de Bogotá. Para proponer el sistema de impermeabilización, drenaje, retención de la percolación y la carga estructural se toma como base la investigación de Wang, Tian & Zhao (2017), además de estudios y normas nacionales e internacionales para establecer la configuración de las capas del techo verde.

Selección de la cobertura vegetal: Con la revisión bibliográfica de los documentos de: Galvis (2016), Ferrans (2016), Vásquez (2013) y García et al. (2017) se seleccionan

cuatro especies vegetales que son evaluadas a través de una matriz de valoración de especies botánicas vivas establecida en la Guía práctica de Techos Verdes y Jardines Verticales de la Secretaria Distrital de Ambiente (2015).

Monitoreo: Los datos de percolación y humedad del suelo de los módulos se obtienen a través de un microcontrolador (Arduino) y sensores que registran información cada segundo. La programación de los sensores se realizó a través del software Arduino IDE versión 1.8.7. Los datos horarios de precipitación, humedad del aire, temperatura del aire y radiación solar son adquiridos de la estación Centro de Alto Rendimiento de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá de la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA). Los dispositivos electrónicos empleados en la fase de monitoreo son: un Arduino Due, dos conversores bidireccionales Txs0108e, un módulo de reloj RTC DS 3231, un módulo micro SD, siete sensores ultrasónicos HC-SR04, siete señores capacitivos de humedad de suelos SEN0193, una fuente conmutada de 5v y una fuente regulada tipo step down.

Con los resultados del monitoreo se calcula el balance hídrico del techo verde, el volumen evapotranspirado, el contenido hídrico relativo y el pocentaje de eficiencia de cada módulo vegetal. A parir de la ecuación 1, se obtiene el balance hídrico del techo verde (Pérez, 2015).

$$\Delta S = V_{Prec} - V_{Inter} - V_{ETR} - V_{Esc}$$
Ecuación (1)

Donde,

ΔS: Es el cambio de almacenamiento de agua en el sistema durante un intervalo de tiempo Δt
$V_{Prec:}$ El volumen de precipitación, (mm)
V_{Inter}: El volumen de interceptación, (mm)
V_{ETR}: El volumen evapotranspirado, (mm)
V_{Esc}: El volumen de escorrentía, (mm)

El volumen evapotranspirado de referencia se calcula a través de la metodología de la FAO Penman-Monteith. Para calcular la evapotranspiración real se utiliza el valor Kc=0.58, tomado de la investigación de Pérez (2015). (Ver ecuación 2).

$$ETr = ET_0 * K_c$$
Ecuación (2)

Donde,

ET_0, evapotranspiración de referencia, (mm)

Kc, coeficiente de la especie vegetal Sedum, (adimensional)

El contenido hídrico relativo en la planta es obtenido a través de la metodología de Pérez, Rojas & Malgajero (2010) (ver ecuación 3).

$$\mathrm{CHR} = \left(\frac{\mathrm{mf-ms}}{\mathrm{mt-ms}}\right) * 100$$

Ecuación (3)

En donde,
mf, (oz), masa fresca
ms, (oz), masa seca
y mt, (oz), masa a plena turgencia que significa que el tejido vegetal se encuentra en saturación total.
Para la evaluación de la eficiencia de retención de la precipitación se tiene en cuenta la ecuación 4 (Vázquez, 2013).

$$\%\mathrm{Retención} = \left(\frac{\text{Volumen de lluvia} - \text{Volumen de percolación}}{\text{Volumen de lluvia}}\right) * 100$$

Ecuación (4)

Al finalizar, se realiza un análisis estadístico de la varianza de la capacidad de retención de la escorrentía que se calcula a través de ANOVA y el t-Test agrupado para establecer si el porcentaje de eficiencia del módulo evaluado es estadísticamente representativo.

Resultados y discusión

Diseño y construcción del techo verde: En la tabla 1 se pueden observar los elementos seleccionados para la construcción del techo verde.

Tabla 1. Elementos del techo verde

Parámetro	Característica	Dimensiones/volumen - especificaciones
Sistema de impermeabilización	Manto bituminoso y manto de polietileno con protección solar	
Sistema de drenaje	Tubería con pendiente de 2%	½¨
Sistema de percolación	Balde por módulo	19L
Carga estructural máxima aceptable	4 kN/m2	
Capa de filtración	Geotextil	NT 1800 – 6mm
Capa de drenaje	Grava sílice	¾¨ - 100mm
Sustrato	'Planti Tierra'	50 mm
Módulos	Canastas plásticas	400 x 600 x 18 mm

En la figura 1, se puede observar la configuración de los módulos del techo verde:

Figura 1. Configuración de los módulos del techo verde piloto

Selección de la cobertura vegetal: Se evaluaron las especies vegetales: S. Rubrotinctum, S. Confusum, S. Compressum, S. Angelina y S. Palmeri. La valoración final permitió escoger las tres primeras especies mencionadas. Para la simplificación de los resultados, estas especies se abrevian como especie A, B y C, respectivamente.

Resultados del monitoreo del techo verde para el periodo de estudio: Durante el periodo de monitoreo se presenta una precipitación total de 254mm, siendo el mes de noviembre el de mayor precipitación. Los módulos de menor volumen de percolación son C con 32,5 mm y A+B con 111 mm. Los módulos con mayor volumen de percolación son A+C y C (con 135 mm) y el módulo control (132 mm). El mes de octubre presenta una ETR de 46,4 mm/mes cuyo valor es mayor a la ETR del mes de noviembre el cual fue 45,5 mm/mes.

En la tabla 2, se observa el balance hídrico para cada uno de los módulos evaluados. Para el mes de octubre la especie B+C contiene el mayor volumen de interceptación seguido por la combinación entre A+B. Las especies A+B contienen el menor volumen de intercepción de los módulos vegetados. La especie vegetal C retiene un mayor volumen de intercepción durante el mes de mayor volumen de precipitación (noviembre), contrario a cuando las especies vegetales A+C se encuentran combinadas ya que contienen el menor volumen de interceptación. Durante el mes de noviembre el módulo control ha disminuido su déficit en un 90,94% pero permanece en ese estado.

Tabla 2. Balance hídrico del techo verde

Canasta	A+B	A+C	B+C	B	C	A	Control
Volumen de interceptación (mm/mes-octubre)	5.78	2.17	7.20	1.69	4.30	1.23	-36.89
Volumen de interceptación (mm/mes-noviembre)	45.72	24.01	30.57	41.54	125.62	25.84	-3.52
Volumen de interceptación total (mm)	51.50	26.19	37.77	43.23	129.92	27.07	-40.42

Nota: Los valores por debajo del promedio se encuentran subrayados.

En cuanto al contenido hídrico relativo, la especie A presenta mayor contenido hídrico relativo (95,65%), seguido de la especie C (73,33%). Con estos resultados se entiende que ambas especies son más tolerantes a la sequía mientras que la especie vegetal B es menos tolerante ante el estrés hídrico (49,72%). La eficiencia de retención del agua lluvia para cada módulo se resumen en la tabla 3. Para el periodo de estudio el módulo control (sustrato) presenta una mejor eficiencia que la especie A y la combinación entre A+C, pero es superada por el desempeño de las especies vegetales B y C y por las combinaciones entre B+C y A+B. Tanto A como B se ven afectadas por C, la cual es la especie de mejor desempeño. Sin embargo, cuando las especies (A y B) se encuentran estas mejoran su capacidad de retención de escorrentía y la humedad relativa del suelo disminuye al existir competencia por el recurso hídrico. Los módulos que contienen las especies vegetales que no se encuentran combinadas contienen el mayor contenido porcentual de humedad relativa del suelo comparado con los módulos que contienen coberturas vegetales mixtas, siendo el módulo B el de mayor contenido porcentual y el módulo A+B el de menor contenido porcentual.

Tabla 3. Porcentaje de eficiencia de retención del agua lluvia para cada módulo del techo verde

Resultados	A+B (%)	A+C (%)	B+C (%)	B (%)	C (%)	A (%)	Control (%)
Eficiencia de retención de la precipitación. (Octubre)	98.60	97.91	99.26	95.72	96.91	95.62	96.30
Eficiencia de retención de la precipitación. (Noviembre)	74.54	67.15	67.54	71.84	89.84	65.58	67.64
Eficiencia de retención de la precipitación. (General)	56.38	46.43	50.98	53.13	87.21	46.77	47.97
Humedad relativa del suelo	28.11	38.28	39.80	61.38	45.38	46.15	55.06

Nota: Los valores por debajo del promedio se encuentran subrayados.

Cuando hay una oferta limitada de precipitación los módulos con coberturas vegetales presentan un 97,34% de eficiencia en promedio, pero cuando la oferta de agua aumenta se disminuye la capacidad de retención a un 72,75% en promedio. Las coberturas vegetales mixtas presentan mejor eficiencia que los monocultivos cuando la oferta de agua disminuye debido a la competencia interespecífica por el consumo del recurso. Cuando existe mayor oferta de precipitación, solo la especie vegetal C presenta el mejor desempeño seguido por la combinación de A+B. La especie vegetal C afecta la capacidad de retención de las especies A y B mediante un flujo preferencial que debe ser evaluado por la composición de sus raíces.

El análisis estadístico demostró que la especie vegetal A aumenta significativamente su capacidad de retención cuando se encuentra con B. Así mismo, la disminución de la capacidad de retención de la especie vegetal C cuando se encuentra con las demás

especies vegetales es también considerable. Para las demás combinaciones la disminución o aumento de su eficiencia no es estadísticamente significativo.

Conclusiones

Se demuestra experimentalmente que las coberturas vegetales mixtas mejoran la capacidad de retención de los techos verdes durante periodos secos. Cuando hay una oferta limitada de precipitación los módulos vegetados mixtos presentan una eficiencia promedio de 97,34% debido a la competencia interespecífica por el recurso agua y la disminución del porcentaje de humedad de suelo. Sin embargo, cuando existe mayor oferta de precipitación, la capacidad de retención de los módulos vegetados mixtos disminuye a 72,75%. A pesar de que C es la especie vegetal con el mejor porcentaje de retención de agua al combinarse con las especies A o B se reduce la capacidad de retención de las demás especies significativamente. No obstante, la combinación entre A+B se acerca a la eficiencia de C para el periodo de estudio debido a la disminución de la humedad del suelo y este incremento es estadísticamente relevante. No solo en términos paisajísticos los techos verdes pueden desempeñar un papel importante dentro de las ciudades y es importante seleccionar apropiadamente la cobertura vegetal para lograr este objetivo.

La matriz de selección de especies vegetales recomendada por la Secretaría Distrital de Ambiente a través de la evaluación de 13 categorías permitió la elección objetiva de 3 especies vegetales de Sedum: S. Rubrotinctum, S. Confusum y S. Compressum evaluadas en esta experimentación.

La localización del techo verde influyó en la cantidad de eventos de precipitación analizados y el volumen de precipitación evaluado sobre los módulos. Se recomienda monitorear el desempeño de techos verdes en la franja de los cerros orientales o en la zona de San Cristóbal de la ciudad de Bogotá ya que en estas zonas se concentran las mayores tormentas.

Se evidencia que es posible el monitoreo automatizado de techos verdes a través de la adquisición de dispositivos electrónicos de bajo costo y de la utilización de microcontroladores sencillos como Arduino. Para mejorar el sistema que registra los datos de percolación es necesario tener en cuenta el tipo de recipiente que retiene la escorrentía de los techos verdes dependiendo del tipo de lectura del sensor.

Referencias bibliográficas

Baykal, A. (2018). Green Roofs Copenhagen. Recuperado el 15 de enero de 2019, de https://www.klimatilpasning.dk/media/631048/green_roofs_copenhagen.pdf

Cipolla. et. al. (2016). A long-term hydrological modelling of an extensive green roof by means of SWMM. Bologna, Italy: Ecological Engineering.

Ferrans Ramirez, P. (2016). Evaluación Experimental de la Capacidad de Retención y Efectos en la Calidad del Agua de Escorrentía Pluvial de Techos Verdes Modulares. Bogotá, D.C: Universidad de Los Andes.

Galvis Muñoz, B. S. (2016). Evaluación de diferentes mezclas de sustratos alternativas para techos verdes sobre aspectos fisiológicos y de crecimiento en plantas de Sedum rupestre y Taphanus sativus L. Bogotá, D.C: Universidad Javeriana.

García, et. al. (2017). Estudio de la capacidad de atenuación de la escorrentía superficial, a través de la implementación de 2 techos verdes en el barrio Nueva Marsella, localidad de Kennedy.

Oviedo Escobar, N. (2012). Estudio de la atenuación de la escorrentía en techos verdes en altos de Cazucá, Soacha. Bogotá DC: Universidad Javeriana.

Pascual. et. al. (2018). Effect of Green Roof Configuration and Hydrological Variables on Runoff Water Quantity and Quality. Bogotá: Universidad de Los Andes.

Pérez Murillo, G. (2015). Experiencias en el monitoreo continuo de techos verdes modulares extensivos. Bogotá D.C: Universidad de Los Andes.

Pérez, L. V., Rojas, Y. A., & Melgajero, L. M. (2010). Ensayo 2. Contenido de agua actual, agua de saturación, contenido hídrico relativo y déficit de saturación hídrica. En Experimentos en fisiología vegetal (págs. 71-72). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Rossato, e. a. (2013). Eficiencia en la retención del agua lluvia de cubiertas vegetadas de tipo extensivo e intensivo. Recuperado el 15 de mayo de 2018 de https://www.researchgate.net/publication/260778527_Eficiencia_en_la_retencion_del_agua_de_lluvia_de_cubiertas_vegetadas_de_tipo_extensivo_eintensivo

Secretaría de ambiente. (2015). Techos verdes y jardines verticales, guía práctica. Bogotá.

Subdirección de Ecourbanismo y Gestión Ambiental Empresarial, SEGAE. (2011). Sistema Urbano de Drenaje Sostenible. En M. P. Molina León, L. Gutiérrez , & J. Salazar, Documento técnico de soporte DTS. Sistemas urbanos de drenaje sostenible SUDS para el plan de ordenamiento zonal norte POZN (pág. 11). Bogotá: Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. Secretaria Distrital de Ambiente.

US EPA. (2009). Stormwater Management Handbook. Obtenido de Implementing Green Infrastructure in Northern Kentucky Communities. Recuperado el 15 de mayo de 2018 de https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-04/documents/stormwater_management_handbook_kentucky_appendices.pdf

Vásquez Luna, Ó. A. (2013). Evaluación de los efectos de tipos de sustrato y vegetación en el comportamiento de techos verdes y azules. Bogotá D.C: Universidad de Los Andes.

Wang, X., Tian, Y., & Zhao, X. (15 de Agosto de 2017). The influence of dual-substrate-layer extensive green roofs on rainwater runoff quantity and quality.

Water science and technology. (2013). Modelling of green roofs' hydrologic performance using EPA's SWMM. A journal of the international association on Water Pollution Research, 36-42.

Validación del modelo Penman – Monteith para el cálculo de la evapotranspiracion potencial en Colombia

R.D. Londoño[1*], N. Muñoz[2], M. Castillo[3]

[1]Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle
[2]Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle
[3]Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle
[*]Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de La Salle. Carrera 2ª No. 10-70, Barrio La Candelaria, Bogotá, D.C. Código Postal 111711. Colombia. Email: rlondono@unisalle.edu.co

ABSTRACT

Aim of this study was evaluate the method of Penman – Monteith FAO to calculate potential evapotranspiration in order to check its applicability in Colombia. Initially, were chosen 8 climatological stations, taking into account the climates of Caldas - Lang, which counted with a period of not less than 30 years information and all necessary parameters for calculations.

The study consisted in evaluating of the evapotranspiration through 8 empirical methods for the determination of the same: Turc, Thornthwaite, Garcia and Lopez, Blaney and Criddle, Hargreaves, Christiansen, Penman and Penman – Monteith FAO.

The adjustment of empirical models was established by means of the methods of seasonal index and correlation coefficient. Also, be assessed the phenomenon of EL NIÑO as of LA NIÑA, the influence of ENSO events, both in the calculation of the variable of study. Finally, realized the sensitivity analysis for all seasons of study, evaluating the average temperature of the air, net radiation and speed of the wind parameters since they are the parameters directly involved in the equation of Penman - Monteith.

The variable of average temperature of the air is the most sensitive, followed by the clear radiation. Therefore, it is important to have major consideration and precision at the moment of realizing the respective measurements.

Keywords. ENOS phenomenon's, intertropical area, model, potential evapotranspiration, sensitivity analysis,.

RESUMEN

El presente estudio tuvo por objeto evaluar el método de Penman – Monteith FAO para el cálculo de la evapotranspiración potencial (ETP) y su aplicabilidad en Colombia. Se seleccionaron ocho estaciones climatológicas teniendo en cuenta los tipos de clima de Caldas – Lang, con registros no inferiores a 30 años y con todos los parámetros necesarios para los cálculos.

El estudio consistió en el cálculo comparativo de la ETP por medio de ocho métodos: Turc, Thornthwaite, García y López, Blaney y Criddle, Hargreaves, Christiansen, Penman y Penman – Monteith FAO. El ajuste de los modelos se realizó mediante el índice de estacionalidad y el coeficiente de correlación. También se evaluó la influencia de los fenómenos del Niño y de la Niña para el cálculo de la ETP.

Finalmente, se realizó el análisis de sensibilidad evaluando los parámetros de temperatura media del aire, radiación neta y velocidad del viento, ya que estos son los directamente involucrados en la ecuación de Penman – Monteith FAO. De esta manera, se estableció que la temperatura media del aire es la variable más sensible, seguida por la radiación neta, razón por la cual se recomienda una mayor consideración y precisión a la hora de realizar las mediciones respectivas.

Palabras clave. Análisis de sensibilidad, área intertropical, evapotranspiración potencial, fenómeno del Niño y de la Niña, modelo.

Introducción

La determinación de la Evapotranspiración Potencial (ETP) es de gran importancia para el cálculo del balance hídrico (general, climático, agrícola) y más recientemente la huella hídrica, los cuales son de gran importancia para la gestión de los recursos hídricos como también para los estudios medioambientales (DAA y EIA, entre otros).

Se busca llenar un vacío de conocimiento por cuanto desde la aparición del modelo de Thornthwaite han proliferado modelos empíricos para el cálculo de la ETP, al punto que se ha vuelto incierto el uso de uno u otro modelo. Por esta razón, se somete a estudio el modelo Penman-Monteith propuesto por la FAO como modelo único y de referencia para el cálculo de este parámetro, mediante la comparación de éste con otras metodologías o modelos: C.W Thornthwaite, de L. Turc, de H.L Penman, de J.B García y J.D López, de G. Hargreaves, de J.E Christiansen, y de H.F Blaney y W.D Criddle.

Los resultados se validaron mediante el uso del *Índice Estacional* y el *Coeficiente de Correlación*, para recomendar la utilización del método Penman Monteith en Colombia.

Materiales y métodos

Previa revisión de 420 estaciones basada en su distribución espacial, ubicación por piso térmico y existencia de datos útiles para los cálculos requeridos, se seleccionaron ocho estaciones climatológicas (siete climatológicas principales y una climatológica ordinaria) con registros superiores a 30 años y series relativamente completas, distribuidas así: tres para la región Andina, dos para la región Caribe, y una para cada una de las regiones Pacifica, Orinoquia y Amazonia.

Se adoptó como índice de identificación de los fenómenos de El Niño y La Niña el correspondiente a las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar (IDEAM), para el periodo de estudio (1960-2017). Se categorizaron los fenómenos con base en este índice, el cual se presenta en el documento *Actualización del componente Meteorológico del modelo institucional del IDEAM sobre el efecto climático de los fenómenos El Niño y La Niña en Colombia*, como insumo para el Atlas Climatológico.

Para verificar la calidad y homogeneidad de los datos climatológicos suministrados por el IDEAM, se utilizaron dos métodos estadísticos: *Curva de dobles masas* y la prueba estadística *Chi – Cuadrado*. El primero de ellos considera que, en una zona climatológica homogénea, los valores de precipitación registrados en diferentes puntos de esa zona (estaciones estudiadas y estaciones de control) en períodos anuales o estacionales, guardan una relación de proporcionalidad que puede representarse gráficamente. Por su parte, *Chi-Cuadrado* es una prueba estadística que utiliza una aproximación a la distribución Chi cuadrado, para evaluar la probabilidad de una discrepancia igual o mayor que la que exista entre los datos y las frecuencias esperadas según la hipótesis nula.

Para evaluar la aplicabilidad del modelo Penman Monteith en Colombia, se calculó, de igual manera, la ETP por los ocho métodos citados previamente y, para cada uno de ellos, se utilizó el *Índice de Estacionalidad* que permite establecer qué tan fielmente sigue la curva de ETP calculada con respecto a la curva de evaporación. Así mismo, se calcularon los coeficientes de correlación para cada una de las regresiones efectuadas entre los valores estimados de evapotranspiración potencial de cada método empírico incluyendo el modelo objeto de estudio Penman – Monteith FAO y los de la evaporación.

Con el fin de conocer los porcentajes de reducción y/o aumento en los cálculos de la ETP durante cada evento ENOS, se evaluó el porcentaje de cambio teniendo en cuenta como valor medio normal mensual, los resultados obtenidos en el escenario en el cual no se involucran los fenómenos del Niño y de la Niña, y el valor medio de anomalía mensual (Sergio Enrique Gutierrez, 2013).

Finalmente, se hizo un análisis de sensibilidad con base en el estudio *Sensivity of evapotranspiration to climatic change in different climates,* evaluando la temperatura (Tm), la velocidad del viento (U) y la radiación solar (Rn) para determinar las diferencias de los resultados del modelo cuando se hace variar uno o todos estos parámetros, de acuerdo con el error que se introduce al realizar la acción (Moreno, 2009).

Por otro lado, el análisis de sensibilidad se realizó para las estaciones de estudio teniendo en cuenta los rangos de porcentaje de cambio de las variables, los cuales se tomaron a -20%, -10%, -5%, 5%,10% y 20%, considerando la metodología del estudio anteriormente mencionado.

ANALISIS DE RESULTADOS

La determinación de las mejores fórmulas para su aplicación en Colombia se estableció con base en los resultados de los análisis de correlación y los de índice estacional. Se logró determinar que la formula Penman Monteith FAO funciona de manera adecuada para todo el territorio colombiano.

En general, para todos los tipos de clima evaluados se pueden aplicar los métodos de Turc Christiansen y Penman Monteith FAO con resultados confiables, con excepción de los tipos de clima frio súper húmedo, cálido súper húmedo y cálido húmedo ya que estos dos últimos se ajustan más a los métodos Christiansen y Penman Monteith FAO.

Por otra parte, el método García y López también puede ser aplicado en los tipos de clima templado semi húmedo, cálido semi árido y cálido húmedo con buenos resultados. Adicionalmente, el método de Penman también puede ser aplicable a los tipos de clima cálido desértico y frio súper húmedo con resultados acertados. Y, finalmente, el método Blaney-Criddle solo puede ser aplicable para el tipo de clima frio súper húmedo con resultados fiables.

No obstante, en la siguiente tabla se presentan los métodos aplicables a cada tipo de clima:

Tabla 11. Métodos recomendados para cada tipo de clima.

ESTACIÓN	TIPO DE CLIMA	METODOS DE ETP RECOMENDADOS
Parque Arqueológico	Templado Semi húmedo	Turc, Garcia y Lopez, Christiansen, Penman Monteith FAO
La Unión	Cálido Semiárido	Turc, Garcia y Lopez, Hargreaves, Christiansen, Penman Monteith FAO
Sierra Nevada	Muy Frio Súper húmedo	Turc, Christiansen, Penman Monteith FAO
Pto Bolívar	Cálido	Turc, Christiansen,

	Desértico	Penman, Penman Monteith FAO
San Lorenzo	Frio súper húmedo	Blaney y Criddle, Penman y Penman Monteith FAO
Colpuertos	Cálido Súper húmedo	Turc, Thornthwaite, Garcia y Lopez, Christiansen, Penman Monteith FAO
Gaviotas	Cálido Húmedo	Christiansen y Penman Monteith FAO
Pto Inírida	Cálido Húmedo	

Fuente: Autores

De acuerdo con los resultados del estudio, se determinó que la zona de Colombia más afectada por los eventos ENOS es la parte noroccidental del territorio colombiano: regiones Pacífica, Caribe y Andina.

Por su parte, los resultados del análisis de sensibilidad se muestran en las ilustraciones 2 a la 7

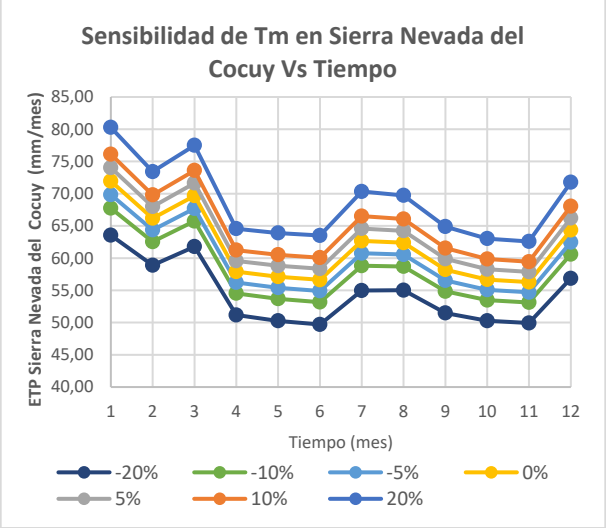


Ilustración 2 Comportamiento de ETP con el análisis de sensibilidad de Tm Sierra Nevada Del Cocuy. Fuente: Autores

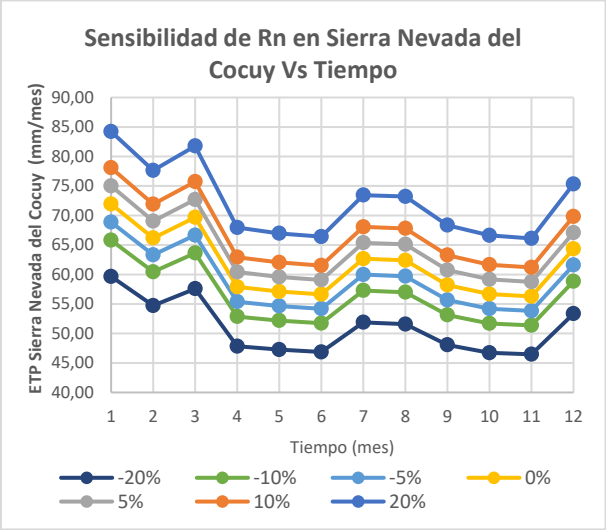


Ilustración 3 Comportamiento de ETP con el análisis de sensibilidad de Rn Sierra Nevada Del Cocuy. Fuente: Autores

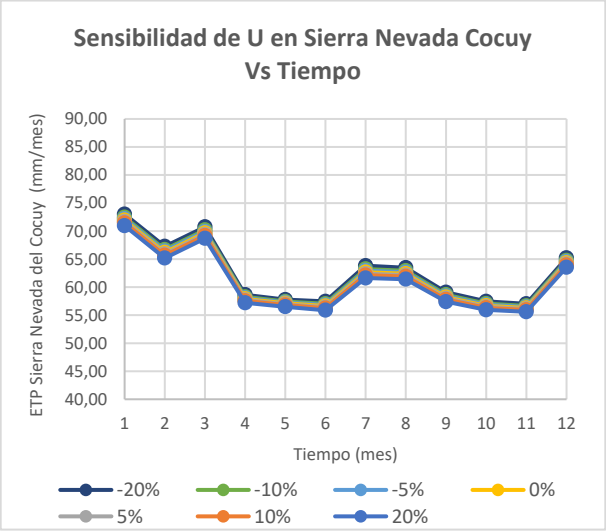


Ilustración 4 Comportamiento de ETP con el análisis de sensibilidad de U Sierra Nevada Del Cocuy. Fuente: Autores

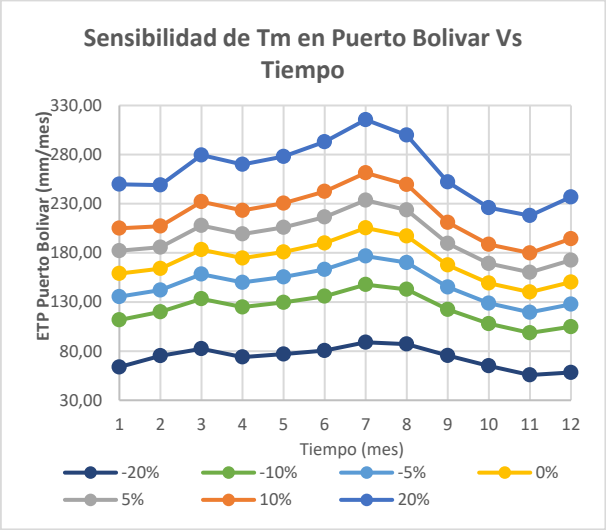


Ilustración 5 Comportamiento de ETP con el análisis de sensibilidad de Tm Puerto Bolívar. Fuente: Autores

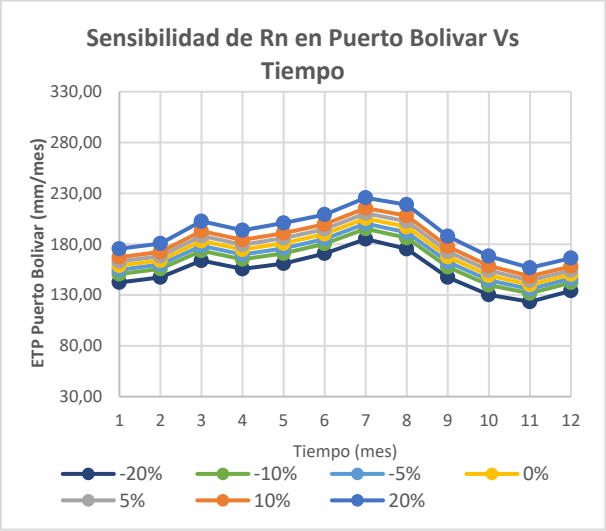


Ilustración 6 Comportamiento de ETP con el análisis de sensibilidad de Rn Puerto Bolívar. Fuente: Autores

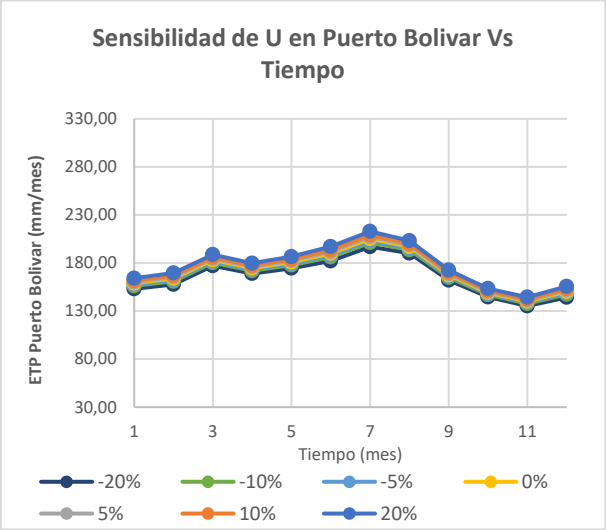


Ilustración 7 Comportamiento de ETP con el análisis de sensibilidad de U Puerto Bolívar. Fuente Autores

CONCLUSIONES

- El mejor método aplicable al territorio colombiano para la estimación de la evapotranspiración potencial es Penman – Monteith FAO considerando todas las variables tanto climatológicas como edafológicas de las zonas de estudio, ya que estos parámetros influyen en los resultados finales del cálculo de la ETP.
- La variación geográfica y climática fue útil y determinante para la evaluación del método de Penman - Monteith FAO, al seleccionar 8 estaciones a nivel nacional en varios tipos de clima.
- Con el análisis de sensibilidad, se determinó que la variable que más incide en la ecuación de Penman – Monteith FAO es la temperatura media, generando altos porcentajes de cambio de la ETP al realizar la variación en el rango de estudio de la misma. De igual manera, se estableció que la radiación neta también incide en elevados porcentajes. Por otro lado, el parámetro de la velocidad del viento no genera gran influencia en la ecuación de estudio.
- Para evaluar la aplicabilidad de los modelos empíricos se utilizaron los métodos de índice estacional y método de correlación, con los cuales se estableció que el método de Penman - Monteith FAO presentó los resultados más acertados en cuanto al parámetro de la evaporación, constituyéndose en el método de mayor aceptación para su aplicación a nivel nacional. Seguido a esto, como modelos secundarios se puede aplicar Christiansen y Turc. Por otro lado, los métodos de Thornthwaite y Blaney y Criddle presentaron los resultados más deficientes.
- Los métodos que involucran la mayor cantidad de variables climatológicas como temperatura (media, máxima, mínima), radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa presentan los mejores resultados tal como lo establecen los métodos de Penman Monteith FAO y Christiansen.
-

- Por medio del parámetro de la precipitación y de los métodos de curvas de dobles masas y la prueba estadística de Chi cuadrado, se verifico la buena calidad y homogeneidad de los datos, puesto que, en cuanto al método de curvas de dobles masas, aunque se realizó para 2 estaciones, se registraron coeficientes de correlación superiores al 99%. Y en cuanto al método de Chi cuadrado, todas las estaciones aprobaron el criterio estadístico ya que su resultado de significación asintótica bilateral fue mayor al nivel de confianza estadística.
- En cuanto a la cuantificación de la influencia de los fenómenos ENOS en el cálculo de la ETP, se determinó que, aunque son eventos extremos no influyen en mayor medida en la ETP. El fenómeno del Niño es el evento que más genera una anomalía en el cálculo de la misma, con aproximadamente un 7% en la estación de la Sierra Nevada Del Cocuy.
- Debido a la escasez de información climatológica en el territorio nacional, no se logró seleccionar 3 estaciones por cada región natural del país y con diferente piso térmico como se tenía propuesto, debido a que no existían o no contaban con los parámetros o series de datos completas para su utilización en el estudio.
- El método de Christiansen obtuvo la mayor correlación (0,98) para la estación La Unión ubicada en el tipo de clima cálido semi árido, lo cual revela su posible utilización tanto en la parte central como en la parte norte del país tanto en zonas de la región andina como la caribe.
- La fórmula de García y López fue la que obtuvo una mayor correlación en los datos con un valor de 0,99 para la estación Gaviotas ubicada en el tipo de clima cálido súper húmedo, lo cual indica su posible utilización para estas zonas como lo es parte de la región de la Orinoquia.
- El método de Christiansen presenta la mejor correlación lineal al compararse con el método de Penman- Monteith FAO, presentando resultados de ETP similares, postulándose así como el segundo método aplicable en Colombia, con buenos resultados a pesar de que en sus cálculos se considere solamente variables climatológicas, discriminando parámetros edafológicos.
- Como método alterno a los métodos Penman Monteith y Christiansen el método que presenta una correlación adecuada y presenta resultados los cuales pueden ser utilizados de una manera confiable, es el método Turc el cual genera una serie de correlaciones con un comportamiento equilibrado en la mayoría de estaciones de estudio.
- Con relación a la ecuación de Penman- Monteith (FAO) y, basados en la metodología del artículo científico *Sensitivity of evapotranspiration to climatic change in different climates de* Hossein Tabari, se estableció que las variables incluidas en ésta (temperatura media, radiación neta) son las que tienen un nivel de incidencia alto y determinante en el comportamiento de la evapotranspiración.

REFERENCIAS

IDEAM. (s.f.). Actualización del componente Meteorológico del modelo. Obtenido de http://www.ideam.gov.co/documents/21021/440517/Actualizacion+Modelo+Institucional+El+Ni%C3%B1o+-+La+Ni%C3%B1a.pdf/02f5e53b-0349-41f1-87e0-5513286d1d1d

Universidad Nacional del Nordeste. (s.f.). Obtenido de Procesamiento de los datos de precipitación: http://ing.unne.edu.ar/pub/hidrologia/hidro-tp2.pdf

Educar, u. (s.f.). Obtenido de http://www.ub.edu/aplica_infor/spss/cap5-2.htm

Gallardo, L. I. (2013). MODELO ESTADÍSTICO CLIMÁTICO PARA EL BALANCE HÍDRICO DE LA REGIÓN DE CAMANTULUL, ESCUINTLA Y SUS IMPACTOS EN LAS INUNDACIONES. Guatemala.

Allen, R., Pereira, L., Raes, D., & Smith, M. (2006). Evapotranpsiración del cultivo; Guia para la determinacion de los requerimientos de agua de los cultivos. . Roma: FAO.

Castro, M. A. (1985). Estudio comparativo de Formulas de evapotranspiracion potencial en Colombia. HIMAT, Bogota D.C. .

Moreno, A. (23-26 de Septiembre de 2009). AET. Obtenido de Metodos predictivos de precipitacion utilizando datos de la cubierta vegetal mediante Teledetección. : http://www.aet.org.es/congresos/xiii/cal94.pdf

Evaluación de un Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal con Sistema Vetiver para el Tratamiento de Agua Residual Rural

Sandra N. Correa-Torres 1 , Alexander Reatiga 1* , Jennifer Rangel 1 ,
Javier Moreno 1 ,Thomar Florville 2
1 Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga; 2 Facultad de

Ingeniería Ambiental, Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Monteria. * Facultad de Ingeniería Ambiental

Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga, Km 7 Via Piedecuesta, Colombia.

Email:sandra.correa@upb.edu.co

Abstract

El presente trabajo es el resultado de la investigación aplicada en la búsqueda de soluciones a problemas ambientales a través de tecnologías sostenibles. El proyecto consistió en el diseño e implementación de un sistema de humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales de una unidad residencial rural, por medio de la plantación del sistema vetiver (Chrysopogon Zizanioides), los humedales tienen un pretratamiento de pozo séptico para la sedimentación de material. El estudio está basado en un ensayo piloto de fitorremediación por medio de humedales artificiales. El propósito fundamental del proyecto es evaluar la efectividad de los humedales artificiales, en la reducción de la carga contaminante, como sistemas económicos de tratamiento, para las viviendas rurales en Colombia. A cada uno de los tres humedales artificiales de estudio, se les analizó variables de calidad del agua como oxígeno disuelto y sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos suspendidos y sólidos disueltos en la determinación del DQO Y DBO 5 , con el fin de examinar y evaluar la influencia de la planta Vetiver en el proceso de reducción de carga contaminante. Los resultados en cuanto a la descontaminación del agua residual tratada, por parte de los tres humedales plantados con vetiver fueron positivos, obteniendo reducciones para la DQO con valores menores a los 70 mg/L, donde inicialmente se presentaban valores de 460 mg/L, igualmente se obtuvo un porcentaje de remoción de hasta el 85% para la DBO 5 y se presentó un crecimiento de las plantas Vetiver mayores al 300% después de un mes.

PALABRAS CLAVE: fitorremediación, flujo subsuperficial, Chrysopogon Zizanioides, remoción DQO, DBO 5 .

Introducción

La contaminación del agua, tiene implicaciones en la salud de las personas. Las fuentes hídricas al ser los principales puntos de recepción y distribución de aguas para consumo humano, son más propensas a entrar en contacto con agentes contaminantes, ya sea por la descarga sin control de aguas residuales por parte de las industrias o por el sector urbano, colmatando este tipo de aguas con cargas contaminantes muy difíciles de degradar, consumiendo el oxígeno disponible, con esto, impidiendo el desarrollo de vida acuática y la fácil descontaminación de sus aguas.

Debido a esta problemática, se ha buscado darle soluciones que sean ambientalmente amigables y a la vez económicas, en este caso para el sector urbano y fundamentalmente para las viviendas en las zonas rurales, ya que, estas se caracterizan por el vertido de sus aguas residuales a fuentes hídricas, sin tratamientos previos, únicamente sedimentación de material por parte de los pozos sépticos con los que cuentan, conduciendo sus aguas directamente a ríos y quebradas, llevándolos a la contaminación afectando su consumo y muerte de vida acuática.

Con relación a esto, ha sido necesaria la evaluación de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas (ARD), basándose en la fitorremediación, ya que son sistemas económicos y con gran potencial en su remoción de carga contaminante, siendo una opción viable y adecuada para este sector, como la mejor opción para la aplicación de tratamientos basados en fitorremediación.Hace décadas el pasto Vetiver (Chrysopogon Zizanioides), es una planta que está siendo ampliamente estudiada, principalmente por sus características morfológicas y fisiológicas, teniendo en cuenta las bondades que experimenta por el abundante sistema radicular que posee, el cual ha sido utilizado en la conservación de suelos, estabilización de taludes y recientemente en la depuración de aguas residuales urbanas e industriales. También cuenta con un poder de adaptación y resistencia en diferentes ambientes y alturas. El trabajo se fundamenta en indagar a partir de un proceso de dimensionamiento de humedales artificiales y análisis de variables como la DQO, DBO 5 y sólidos totales en el agua residual; la capacidad que tiene el pasto Vetiver (Chysopogon zizanioides) , plantado en humedales para la remoción de contaminantes líquidos y sólidos de aguas residuales domésticas rurales.

Teniendo en cuenta lo anterior se planteó, si los sistemas basados en fitorremediación con planta Vetiver, son eficaces para este tipo de ARD, explicando las características, componentes, las funciones que cumplen las plantas, ventajas y desventajas de humedales artificiales y los resultados finales que arroja cada uno de ellos a través de procesos químicos y biológicos en la remoción de los contaminantes del agua residual analizando condiciones hidráulicas de la finca y los humedales.

Material y Metodología

Los humedales fueron colocados en una vivienda rural, la cual está habitada por 5 personas, que realizan su consumo diario de agua común entre duchas, descargas de sanitarios, en la cocina, limpiezas en general y el uso de la lavadora. La vivienda cuenta con un pretratamiento de sus aguas residuales, las cuales pasan por un tanque séptico de

2 m 2 , de doble cámara, que permite sedimentación y eliminación de sólidos flotantes como tratamiento preliminar de sus aguas residuales.

Seguido a este sistema inicial, el agua residual es conducida a un tanque de almacenamiento el cual se encarga de recoger el agua y distribuirla en igual cantidad a cada uno de los 3 humedales artificiales construidos plantados con el pasto Vetiver (chrysopogon zizanioides) , encargados del proceso de descontaminación del agua residual.

La ejecución del proyecto, se realizó en tanques construidos (humedales artificiales), para el tratamiento de las aguas residuales de la vivienda rural, por medio de flujo subsuperficial. En el diseño de los humedales, fueron evaluadas variables como:

· La configuración geométrica 2:1, 3:1 y 4:1 (largo: ancho) (García et al., 2004),
· El crecimiento de la planta Vetiver,
· El consumo de agua
· Las concentraciones en el agua residual para la DQO, DBO y solidos totales.

La configuración geométrica 2:1, 3:1 y 4:1 (largo: ancho), las variables de importancia de calidad del agua (DQO, DBO y solidos), el caudal y el crecimiento de la planta, fueron los factores principales en el dimensionamiento y construcción de los humedales, ya que son factores que actúan directamente en su funcionamiento (Persson et al.,1999).

En el análisis de las condiciones hidráulicas fue necesario evaluar la configuración geométrica 2:1, 3:1 y 4:1 de cada humedal en donde se observó la influencia de esta variación en la remoción de contaminantes, junto con el crecimiento y desarrollo de las plantas Vetive.

Para la plantación del pasto Vetiver, inicialmente se tomaron 40 esquejes de la planta, los cuales estaban sembrados en suelo en condiciones naturales de lluvia y sol, en el vivero de la universidad pontificia bolivariana en Bucaramanga, por un periodo de 6 meses para favorecer su crecimiento tanto de hojas como raíces.

Cada una fue separada por macolla de la planta inicial, obteniéndose 3 macollas por esqueje (seleccionándose las más adecuadas), dando un resultado de 90 plantas nuevas, para las cuales se cortaron sus hojas y raíces a una longitud de 10 cm.

Realizado el montaje y llenado de los humedales se procedió a la plantación del vetiver. Se trasplantaron un total de 90 esquejes de vetiver, disponiendo de a 30 plantas en cada humedal, distribuidas equitativamente según sus dimensiones, ubicándose de a 3 plantas a lo ancho y de a 10 plantas a lo largo de los humedales para cubrir la mayor área posible.

Para el sistema vetiver se va evaluó la eficiencia del mismo en la remoción del DBO 5, para esto fue necesario realizar la prueba DQO y DBO 5 , de acuerdo al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Igualmente fue necesario realizar la prueba de solidos suspendidos, disueltos, volátiles y para conocer la cantidad de biomasa existente en cada humedal, de acuerdo al mismo método analítico.

Para el análisis y procesamiento de las muestras con sus resultados, estos se realizaron paralelamente con el periodo de muestreo. Esto para asegurar que los resultados obtenidos fueran lo más reales posibles garantizando que las condiciones naturales de las muestras de agua residual no variaran.

Resultados y Discusión

Análisis inicial del agua residual doméstica.

Los valores presentados en los tanques, en comparación con los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua, establecidos en la Resolución 631 del 2015, indican que el agua residual de la vivienda supera los valores permisibles en los parámetros de DQO Y DBO. Lo que indica la necesidad de la aplicación de un sistema de tratamiento adicional, para evitar la continua contaminación de los cuerpos de agua donde se vierten estas aguas.

Adecuación de los humedales artificiales

Se observó el funcionamiento de los humedales artificiales donde se determinó que el agua residual no se estaba distribuyendo equitativamente a los tres humedales, el primer humedal recibía un mayor volumen de agua semanalmente, con relación a los siguientes dos humedales.

Análisis de elongación de las hojas de las plantas vetiver

Se realizó un seguimiento del crecimiento de las hojas de cada uno de los esquejes de vetiver trasplantados en los tres humedales artificiales, durante los 60 días de ejecución del proyecto, esto para evaluar la influencia de crecimiento con el proceso de remoción de contaminantes.

En la primera semana de ejecución del proyecto, los esquejes de vetiver para el caso de los tres humedales artificiales, no mostraron crecimiento. (Kong et al., 2003), especifica que el vetiver puede germinar nuevos brotes y raíces a los 7 días después de estar en aguas residuales con DQO < 400mg/L. Por lo tanto, el agua residual procedente de la vivienda rural supera esa cantidad de DQO como se evidencia en la tabla 3. Con lo que se demuestra, que existe una alta presencia de material no biodegradable. Se observa el crecimiento de cada una de las 30 plantas del humedal artificial 1, el cual presentó una mayor elongación de las hojas de la planta Vetiver con respecto a los humedales 2 y 3.

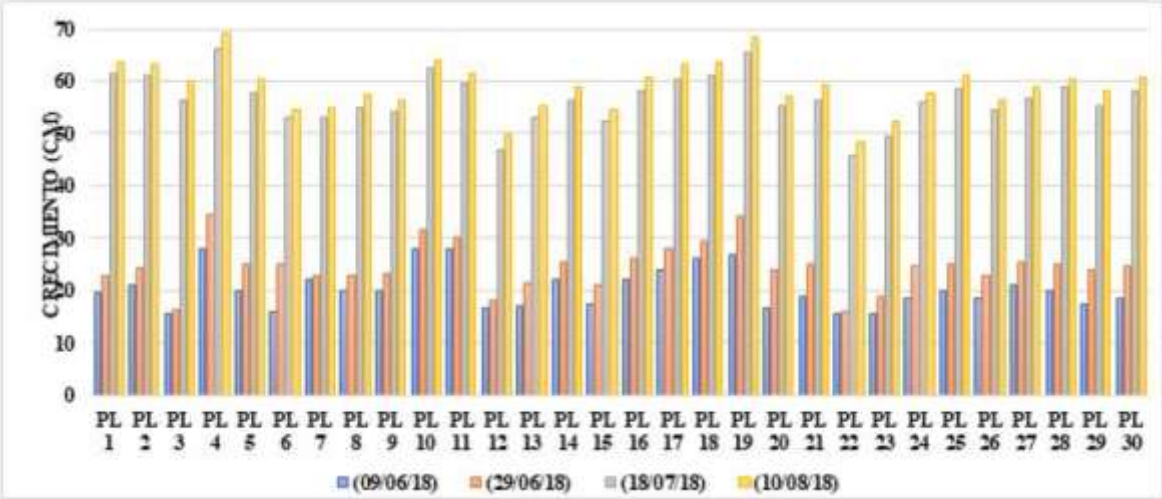


Figura 1. Valores de elongación de hoja en centímetros para cada esqueje de vetiver en el humedal artificial 1(Autores)

Esta diferencia en el desarrollo de las plantas de un humedal a otro, se debe a que, el humedal artificial 1, presentó un mayor caudal en el afluente, por lo tanto, las plantas recibían una cantidad considerable de materia orgánica y nutriente para su crecimiento con relación a los humedales 2 y 3.

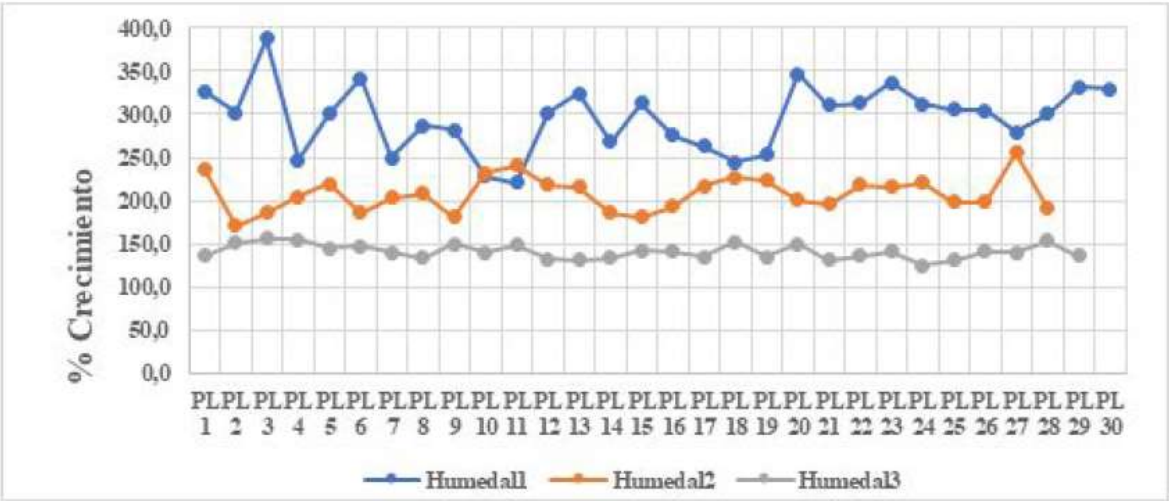


Figura 2. Porcentaje de crecimiento para esqueje de planta Vetiver en los humedales artificiales 1, 2 y 3 (Autores)

Agradecimientos.

En agradecimientos a la Universidad Pontificia Bolivariana seccionales Bucaramanga y Montería, por la financiación del proyecto BI065B. Además la colaboración del Laboratorio de Analisis ambientales de la UPB.

Bibliografía.

ARIAS C. Arias I., Hans Brix. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. Universidad Militar Nueva Granada. Colombia. Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal.

BORRERO L. Jaime A. (1999). Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Trabajo final (Máster en Ingeniería y Gestión Ambiental). Instituto Catalán de Tecnología. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona.

CURT M,.(s/f). (2010) Fitodepuración en Humedales Conceptos Generales. . En Manual de Fitodepuración Filtros de Macrofítas en Flotación. (s/f). (61-77). Madrid. Universidad Politécnica de Madrid

DELGADILLO Oscar, CAMACHO Alan, PEREZ Luis F., ANDRADE Mauricio. (2010) Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA). Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba,Bolivia.

Mejoramiento de la red agrometeorológica en el departamento de Cundinamarca, necesidad del sector agropecuario.

1Víctor Leonardo López Jiménez*, 2Katherine Gineth Pérez Prieto, 3María Alejandra Rojas Castro
1Meteorólogo, Msc. Saneamiento y Desarrollo Ambiental, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia, vlopez@unisalle.edu.co
2Ingeniera Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia,
3Ingeniera Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia.

Resumen

La carencia de información meteorológica o la falta de calidad en la misma, causa deficiencia en el desarrollo de estudios e investigaciones sobre la afectación del entorno natural y específicamente en los sistemas de producción agropecuaria. Por esta razón, se hace necesario evaluar las condiciones de la red meteorológica que provee de información al sector agropecuario, con el fin de consolidar una base de datos consistente que se constituya en un verdadero soporte para la toma de decisiones relacionadas con la disminución del riesgo y los efectos de la variabilidad y el cambio climático en el sector agrícola y ganadero.
En el desarrollo del proyecto se analizó la información disponible en las bases de datos del IDEAM y la CAR, instituciones que operan en mayor proporción las estaciones de la red agrometeorológica en Cundinamarca. Al tiempo que se adelantó la compilación de la información, se realizaron las visitas de campo con el fin de obtener de primera mano información sobre la operación de las estaciones utilizando herramientas de investigación como las encuestas a los observadores de superficie. Con base en las publicaciones de la Organización Meteorológica Mundial - OMM y el IDEAM, se determinó la metodología que mayor ajuste tuvo al objetivo de mejoramiento de la red meteorológica con fines agrícolas del departamento de Cundinamarca. Con estos criterios definidos y teniendo en cuenta el estado actual de las estaciones que operan en el departamento, se elaboró la propuesta de mejoramiento de la red agrometeorológica mínima.

Palabras clave: Cundinamarca, estación agrometeorológica, red meteorológica mínima, observaciones meteorológicas

INTRODUCCIÓN

La red meteorológica nacional se crea en el año 1969 con el propósito de suplir la demanda de información, para adelantar estudios e investigaciones necesarias en la toma de decisiones en los diferentes sectores económicos del país (IDEAM, 2005), esto como una iniciativa del Servicio Colombiano de Meteorología e Hidrología (SCMH) hoy Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Al momento de diseñar la red meteorológica nacional, se tuvieron en cuenta los criterios establecidos por la OMM, las condiciones fisiográficas del territorio colombiano y los diversos climas que las acompañan.

Hoy en día, esta red meteorológica cuenta con 5179 estaciones a nivel nacional operadas por distintas instituciones, según el Catálogo Nacional de estaciones (CNE), sin embargo, la confiabilidad y representatividad de la información ha disminuido debido a factores como la distribución y cobertura de las estaciones, además de las fallas operacionales y técnicas identificadas en la red. Estas fallas afectan de manera directa la calidad de la información y, por lo tanto, los resultados de la aplicación que se haga de esta. Considerando que uno de los sectores más afectados con la mala calidad de la información resulta ser el agropecuario, el presente estudio aborda esta problemática en el departamento de Cundinamarca, donde existe una gran diversidad orográfica y donde este sector productivo es el mayor aportante de la economía de la región, razón por la cual se considera de gran importancia contar con una red de estaciones sólida y robusta que permita la vigilancia y monitoreo de los parámetros meteorológicos que condicionan el desarrollo de las actividades agropecuarias.

Los resultados obtenidos del diagnóstico de la red meteorológica IDEAM- CAR permitieron identificar que: i) no hay puntos de observación en algunas áreas que den cuenta de las condiciones climáticas fundamentales para las actividades agropecuarias; ii) hay superposición de áreas de cobertura debido a la cantidad y cercanía de las estaciones emplazadas o que cuentan con muy poco instrumental (carecen de registradores, en muchos casos); iii) existen estaciones que no cuentan con el mantenimiento adecuado, y iv) la falta de cobertura de la red de estaciones climatológicas principales o agrometeorológicas por encima de los 2800 metros de elevación, situación que no brinda garantías para el monitoreo de las condiciones meteorológicas que dan cuenta del régimen climático para el desarrollo de las actividades agropecuarias que tienen lugar en la media y alta montaña.

Con el presente proyecto se genera la propuesta de una red viable basada en la metodología de red mínima aprobada por la OMM y desarrollada por el IDEAM para su adaptación, teniendo en cuenta las características del territorio cundinamarqués. Esta propuesta responde a las necesidades de información que se generan en el campo de la investigación, en especial la relacionada con los desarrollos del sector agropecuario.

METODOLOGÍAS PARA EL ANÁLISIS Y CONFORMACIÓN DE LA RED

El resultado de la revisión de las metodologías propuestas por la OMM y el IDEAM se reduce al análisis de alternativas de distribución de las estaciones que, en una apropiada densidad y cobertura, representen los aspectos físicos del territorio y el comportamiento que sobre él, tienen las variables climatológicas. A continuación, se presentan las teorías analizadas, tomadas como referencia en la búsqueda de la metodología que mejor se ajustar a los objetivos del proyecto.

Método de Gandín

En la nota técnica No. 111 de la OMM titulada Planeación de redes de estaciones meteorológicas, L. S. Gandín expone que se deben tener en cuenta los parámetros climatológicos a ser observados, ya que la densidad de distribución de las estaciones dependerá de la precisión que se requiera para determinar los valores promedios del elemento meteorológico evaluado en las áreas seleccionadas. En la nota se hace claridad

sobre la composición de una red meteorológica básica, la importancia de las estaciones de referencia y el significado de las estaciones especiales o transitorias (López, 2009).

De acuerdo con la clasificación de la OMM-111, la Tabla 1 indica que en una red meteorológica básica existen tres grupos de estaciones para las observaciones meteorológicas:

Tabla 1. Distribución de estaciones meteorológicas en una red básica

GRUPO		TIPO ESTACIÓN	DISTANCIA (Km)	RADIO ACCIÓN PROMEDIO (Km)	SUGERENCIAS TÉCNICAS OMM
RED BÁSICA	1-R	REFERENCIA	Entre 300 y 400	Entre 150 y 200	Una por cada 4 o 5 del primer grupo
	1	SP - CP - AM	Entre 150 y 200	Entre 75 y 100	Aprox. una por cada 10 estaciones del 2 grupo
	2	CO - ME	Entre 50 y 60	Entre 25 y 30	Aprox. 10 estaciones por cada una del primer grupo
	3	PM - PG	Entre 25 y 30	Entre 12 y 15	La mitad de la distancia en áreas montañosas

Fuente: López V. (2009)

El primer grupo de redes de estaciones se recomienda que estén especialmente adaptadas a las condiciones físicas y geográficas de la región y que la distancia entre ellas sea de 150 a 200 Km. En estas estaciones se harán observaciones de, temperatura del aire y del suelo, duración de la insolación (brillo solar), fenómenos atmosféricos (Bruma, neblina, etc.), nubosidad, humedad relativa, precipitación, vientos y presión atmosférica. A este grupo pertenecerían las estaciones de categoría Climatológica Principal (CP), Agrometeorológica (AM) y Sinóptica Principal (SP), considerando esta última con funciones climatológicas, además de su carácter aeronáutico. Las consideraciones sobre la distancia entre estaciones de una red se aplican, en primera instancia, a terrenos de condición plana. Para áreas de topografía quebrada o condiciones montañosas, varía mucho esta densidad, teniendo en cuenta el comportamiento espaciotemporal de los diferentes parámetros climáticos. López (2009)

- **Método de correlación espacial de Kagan**

En conexión con los intereses enseñados por la Comisión de Climatología de la OMM, en el problema de la distribución racional de redes, la oficina central del Observatorio de Geofísica ha estado recopilando experiencias sobre el asunto. A continuación, se hace una breve descripción de la metodología expuesta por R.I Kagan, donde el resultado de los cálculos muestra que la función de correlación de la precipitación es, sustancialmente, diferente en regiones fisiográficamente diferentes.

Se emplean ecuaciones para detallar la representatividad de una estación en un área determinada, así como para estimar el error con el cual se calcula la precipitación media de un punto y en una zona determinada, empleando los datos de la red existente a través de los coeficientes de relación (ρ) y las distancias entre las estaciones (d) que puede ser expresado matemáticamente de la siguiente manera.

$$\rho(d) = \rho(o) \cdot e^{-\frac{d}{d_o}}$$

Donde:
d = distancia entre estaciones
(o) = Coeficiente de correlación cruzada para una distancia d=0
do = Radio de correlación, o distancia a la cual el coeficiente es (o)/e

Teóricamente ρ(o) debería ser igual a la unidad; sin embargo, es menor debido a los errores aleatorios en la medición de la precipitación y a la diferencia microclimática que podría presentarse en el área de estudio. Kagan (1966) estima la varianza de dichos errores de acuerdo a la siguiente expresión:

$$\sigma_1^2 = [1 - \rho(o)] \cdot \sigma_P^2$$

Donde:
σP2 es varianza de la precipitación puntual

Los parámetros ρ (o) y do determinan la bondad de la red meteorológica siguiendo los criterios: evaluación de la predicción de la lluvia promedio y de la interpolación espacial.

- **Método de red mínima – OMM**

La guía de prácticas hidrológicas emitida por la OMM, en su última versión 2011, refiriéndose a los recursos hídricos, indica que la primera etapa en la creación de una red básica es el establecimiento de una red mínima (tabla 2). Esta red debería estar compuesta por el menor número de estaciones que la experiencia conjunta de los servicios hidrometeorológicos haya indicado como necesarias para la planificación de los recursos. La red mínima evitará, por ejemplo, deficiencias en el desarrollo y explotación de recursos hídricos en escalas del nivel país o región. Para estas zonas la Guía de prácticas hidrológicas OMM 168 (2011), establece unos valores de densidad mínima, presentados en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores mínimos de densidad de estaciones (Km2 por estación)

UNIDAD FISIOGRÁFICA	PRECIPITACIÓN		EVAPORACIÓN
	No registradoras	*Registradoras*	
Zona costera	900	9000	50000
Zona montañosa	250	2500	50000
Llanuras interiores	575	5750	50000
Zonas escarpadas ondulantes	575	5750	50000
Islas pequeñas	25	250	50000
Zonas urbanas	-	10 a 20	-

Fuente: OMM-168, 2011

- **Densidades mínimas para estaciones climatológicas.**

Se considera que en una estación climatológica que hace parte de una red básica son medidos los parámetros: precipitación, evaporación, temperaturas, humedad y vientos. Los dos primeros parámetros son fundamentales en estaciones instaladas con fines hidrológicos. Las estaciones pluviométricas debe seguir ciertos principios de instalación y uso, el pequeño número de estaciones en la red mínima puede atender la mayoría de las necesidades más inmediatas.

- **Consideraciones sobre una red mínima funcional**

Se considera una *red mínima funcional* aquella cuya capacidad físico-técnica permite medir y/o registrar de manera consistente y continua las variaciones que presentan las distintas variables meteorológicas, así como la ocurrencia de fenómenos atmosféricos en un área determinada. Tomando como base los conceptos de red básica y red mínima expuestos en párrafos anteriores, junto con los accidentes geográficos y la diversidad de condiciones atmosféricas que pueden afectar un territorio en el tiempo, es posible plantear una distribución aproximada de las estaciones que deben conformar una red climatológica *mínima y funcional* para el suministro de información. Los tipos de estaciones meteorológicas consideradas en una red básica son: sinópticas (SP–SS), agrometeorológicas (AM), climatológicas (CP-CO) y Pluviométricas (PM-PG).

Considerando la nota técnica OMM - 111 e incluyendo normas y anotaciones incluidas en otras publicaciones, López 2009 planteó la distribución que se presenta en la Tabla 3, donde aparecen los valores medios mínimos tomados como distancia entre estaciones y como radio de acción (cobertura) de estas. Es de anotar que estos valores los determina la OMM para territorios donde no hay presencia de accidentes orográficos que alteren el comportamiento de los elementos meteorológicos.

Tabla 3. Valores medios para una red mínima funcional

TIPO	DISTANCIA MEDIA (Km)	RADIO DE ACCIÓN (Km)
Climatológica Principal (CP) y Agrometeorológica (AM)	150	75
Climatológica Ordinaria (CO)	50	25
Pluviométrica (PM – PG)	25	13

Fuente: López V. (2009)

De acuerdo con Lowry W. P. (1973) “la combinación de la pendiente y la dirección de la vertiente definen el aspecto físico y climatológico de un lugar”. Es claro entonces que, la orografía tiene una incidencia importante sobre el comportamiento de las variables meteorológicas, estas condiciones se ven reflejadas en la distribución y rendimiento de las áreas agrícolas. La temperatura desciende con la elevación, pero muestra comportamientos diferentes de acuerdo con la ladera en estudio; los vientos sufren rozamiento mecánico al cruzar las cordilleras y su velocidad no es la misma a uno y a otro lado de los sistemas montañosos, la distribución diurna del brillo solar no es la misma en el costado oriental que en el occidental de un sistema montañoso (López, 2012).

REDISEÑO DE LA RED AGROMETEOROLÓGICA

En el plan estratégico de la red hidrológica, meteorológica y ambiental que adelanta el IDEAM, se reconoce la necesidad de ajustar y afinar las herramientas tecnológicas que permiten a la institución y al sector agropecuario mejorar los conocimientos acerca del comportamiento de los parámetros meteorológicos que definen el clima. La formulación del plan, el cual incluye la redimensión de la red, se lleva a cabo teniendo en cuenta que la variabilidad climática y los cambios que viene introduciendo el calentamiento global están dando cuenta del incremento en la frecuencia de fenómenos meteorológicos extremos que impactan el sector productivo del país.

Teniendo en cuenta lo expuesto, el análisis de la red meteorológica con fines agrícolas que opera en Cundinamarca se llevó a cabo considerando todas las estaciones (PM, CO, CP, AM, SP), que se encuentran activas (operando a octubre de 2018), sin tener en cuenta la fecha de instalación ni la extensión de la serie. Con el fin de dar respuesta a la necesidad de información en Cundinamarca, el IDEAM y la CAR fueron ajustando sus redes meteorológicas, de manera fraccionada e independiente, por lo que hoy en día es posible encontrar áreas donde la densidad de las estaciones es muy grande y otras áreas donde no hay puntos de observación suficientes para monitorear el comportamiento de los parámetros meteorológicos. En la Tabla 4, se encuentra la distribución de estaciones según su categoría, referenciando a que institución pertenecen.

Tabla 4. Cantidad de estaciones por categoría de la red del IDEAM y la CAR

ESTACIONES CAR		ESTACIONES IDEAM	
Categoría	Cantidad	Categoría	Cantidad
CP	21	AM	1
CO	10	CP	5
PG	26	CO	31
PM	43	PG	11
AU	56	PM	81
		ME	13
		SP	2
		AU	25
TOTAL	**156**	TOTAL	**169**

Fuente. Catálogo IDEAM. CAR. 2017

Aunque la OMM indica que el conjunto de estaciones meteorológicas que opera en una región debiera ser suficiente para alimentar las necesidades del sector agrícola, también considera la importancia de que existan estaciones cuyo objeto de estudio sea el monitoreo de parámetros útiles al mejoramiento de la producción agrícola, es decir, estaciones agrometeorológicas. La distribución de las estaciones que actualmente conforman la red son en su mayoría convencionales y, tanto su cantidad como su distribución no son las que se requieren para atender las necesidades que acusa la investigación sobre el comportamiento y variabilidad de las condiciones climáticas en el departamento. Aunque la red cuenta con un buen número de pluviómetros, las estaciones que tienen instrumental para la medición de parámetros como la temperatura, la humedad, la radiación y el viento, son muy pocas y por su ubicación no brindan la cobertura requerida por los cultivadores.

Distribución espacial y operación de la red meteorológica IDEAM-CAR

Considerando la diversidad geográfica en la que se desarrollan las actividades agrícolas y ganaderas y el crecimiento de este sector económico en el departamento de Cundinamarca, se hace necesario adelantar los estudios para la redimensión de la red meteorológica con fines agrícolas, proceso que debe llevar a que la ubicación y distribución de las estaciones que la conforman, brinde la oportunidad de monitorear todos y cada uno de los parámetros que determinan el comportamiento de clima.

Para tener una primera aproximación de la operación de la red y de la calidad de la información que esta genera, se revisó y calificó la información disponible considerando básicamente: la extensión y continuidad de la serie; calidad de los datos de acuerdo con la confiabilidad que se puede tener en estos y la hora de observación que incide directamente en la representatividad del dato, teniendo en cuenta promedios, notas y comentarios de los inspectores, mediante las carpetas de seguimiento diligenciadas por ellos y suministradas por el IDEAM y la CAR. (Tabla 5). La calidad y operación de las estaciones revisadas fue calificada con referencia a los criterios definidos en López 2009,

Tabla 5. Resumen. Calidad de información de la red IDEAM-CAR

INDICADOR DE OPERACIÓN	IDEAM		CAR	
	Cantidad	Porcentaje	Cantidad	Porcentaje
Buena Operación	26	16%	0	0%
Regular Operación	124	75%	155	99%
Mala Operación	16	10%	1	1%
Total	**166**	**100%**	**156**	**100%**

Fuente. Elaboración propia

- Criterios de diseño

Para la selección de la metodología con la que se llevó a cabo el mejoramiento de la red agrometeorológica se tuvieron en cuenta las notas técnicas de la OMM sobre el emplazamiento de estaciones y las características de una red mínima, las consideraciones expuestas en el marco de referencia y los conceptos utilizados por Gandin y Kagan en sus teorías de diseño de redes. Además de las teorías y métodos analizados, fueron tenidas en cuenta las características físicas de la zona de estudio y aspectos particulares de la red como:

- ✓ Ubicación y número de estaciones.
- ✓ Categoría de las estaciones según parámetros observados.
- ✓ Características morfológicas del terreno (montaña, valle, etc.).
- ✓ Extensión y consistencia de la serie de datos.
- ✓ Calidad de la información (sondeo sobre calidad de los datos).
- ✓ Estado del instrumental según concepto técnico del IDEAM.
- ✓ Operación de la red según concepto de inspectores

Partiendo del análisis de las estaciones que conforman la red (distribución y operación) y teniendo en cuenta las teorías y los criterios mencionados se llegó a lo que, finalmente, se consideró la Red mínima funcional, como la metodología a seguir en el mejoramiento de la red IDEAM-CAR, en la búsqueda de dar solución a los problemas de información manifestados por el sector agrícola en el departamento. Como resultado del análisis de estas teorías en (López 2009) se consideró que, como se muestra en la tabla 6, la densidad de las estaciones en la zona de estudio debe crecer entre 4 y 6 veces por encima de la que propone la OMM para terrenos llanos o con algunas ondulaciones.

Tabla 6. Valores medios de cobertura para una red mínima funcional ajustada

GRUPO	TIPO	Terreno sin accidentes orográficos - OMM		Terreno montañoso Cundinamarca	
		DISTANCIA MEDIA (Km)	RADIO DE ACCIÓN (Km)	DISTANCIA MEDIA (Km)	RADIO DE ACCIÓN (Km)
1	Climatológica Principal y Agrometeorológica (CP - AM)	150	75	20-30	10-15
2	Climatológica Ordinaria (CO – AU)	50	25	12	6
	Meteorológica especial (ME)	25	13	6	3
3	Pluviométrica (PM – PG)	25	13	6	3

Fuente. Nota técnica 111-OMM. Adaptado L. López, 2009

El hecho de tener aparatos registradores en las estaciones AM y CP, permite monitorear el funcionamiento de varias estaciones del segundo y tercer grupo ubicadas a su alrededor, en un radio de hasta 30 kilómetros. De otro lado, aunque las estaciones sinópticas (SP y SS) no aparecen en la tabla, estas son consideradas como del primer grupo al establecer la cobertura de la red, teniendo en cuenta que por el número de parámetros monitoreados en ellas cumplen funciones climatológicas. Aunque las estaciones automáticas (AU) por el volumen de información debieran ubicarse en el grupo 1 (como si se tratara de una CP, por el número de parámetros evaluados), en el presente estudio se consideran en el grupo 2 teniendo en cuenta que la serie de datos, en algunas de estas estaciones, es muy corta y que en muchos casos no cuentan con un buen seguimiento.

PROPUESTA DE MEJORAMIENTO DE LA RED EN CUNDINAMARCA

En el departamento de Cundinamarca se encuentran instaladas una cantidad considerable de estaciones meteorológicas pertenecientes a varias redes de observación, como ya se mencionó en párrafos anteriores, sin embargo, el hecho de que las estaciones sean operadas por distintas instituciones no facilita orientar los esfuerzos hacia una mejor distribución de la red, que permita una buena cobertura y cumpla con los propósitos para los que es obtenida la información meteorológica que genera.

Dado que la red conjunta IDEAM-CAR no está cumpliendo con la cobertura que técnicamente se requiere para hacer el seguimiento al comportamiento del clima en Cundinamarca, se hizo obligatorio estudiar la posibilidad de ajustar la red proponiendo el emplazamiento de nuevas estaciones, reactivando estaciones fundamentales para el seguimiento de parámetros estratégicos para el desarrollo agrícola y complementando algunas estaciones con instrumental que brinde la posibilidad de obtener registros que mejoren la consistencia de la red. No se busca que la red en sí sea compuesta exclusivamente de estaciones agrometeorológicas pues, como se mencionó anteriormente las estaciones meteorológicas con fines agrícolas deben ser consideradas como un complemento de las estaciones de observación de otros tipos, no como constituyentes de una red separada. (CMAg, 2006)

- **Nuevos puntos de observación propuestos para la red conjunta**

Los mapas se diseñaron y fueron generados bajo la plataforma Arc-GIS 10.3.1, tomando como base la información geográfica digital suministrada por el IDEAM, la CAR, la Gobernación de Cundinamarca y la UPRA. En la primera parte del proceso se georreferenciaron, las estaciones a partir de los registros de las coordenadas compilados y tabulados en los catálogos, tanto el IDEAM, como de la CAR; posteriormente, se determinaron los límites de cobertura a través de la herramienta de geo procesamiento buffer de la interface de Arctoolbox.

La propuesta de mejoramiento de la red agrometeorológica, permitiría la cobertura de un total de 1652048,43 hectáreas, lo que representa cerca del 70% del territorio cundinamarqués. Lo que significaría el aumento del más del 25% en los radios de cobertura de las estaciones actuales en la red IDEAM-CAR. Esta cobertura es visible en el mapa anexo

CONCLUSIONES

Considerando la necesidad de información que tiene el sector agropecuario para el mejoramiento de su sistema productivo y el desarrollo de sus investigaciones, se llevó a cabo el análisis de la red meteorológica con fines agrícolas que operan el IDEAM y la CAR en el departamento de Cundinamarca. El desarrollo del proyecto permitió llegar a las siguientes conclusiones:

- El manejo de las estaciones meteorológicas instaladas en el departamento de Cundinamarca no se lleva a cabo de manera conjunta por las dos principales entidades que operan la red, el IDEAM y la CAR, situación que dificulta, no
-

- solamente el manejo y sostenimiento de las estaciones, sino la disponibilidad de la información en una base única de datos.
- En Cundinamarca es evidente la mala distribución de la red IDEAM-CAR, dando como resultado un importante número de estaciones sobre el altiplano (entre 2500 y 2800 msmm), especialmente de aquellas consideradas como de primer orden (AM, CP) y segundo orden (CO y ME), importantes para el desarrollo de las actividades agrícolas y pecuarias, mientras que en otros sectores del departamento es evidente la falta de cobertura.
- La escasez de estaciones que hacen parte de la red que opera en la actualidad, se hace evidente en la franja hipsométrica ubicada por encima de los 3000 m.s.n.m, donde, además de ubicarse los mayores productores de papa y legumbres en el departamento, se encuentran las áreas de páramo, coberturas que requieren de información meteorológica para el monitoreo de su manejo y conservación.
- Para un mejoramiento en la cobertura y fortaleza de la red, el esfuerzo no solo debe estar orientado hacia la adquisición e instalación de nuevas estaciones, ya que existen algunas con un amplio y continuo registro de datos que pueden ser fortalecidas con la instalación de equipos registradores (termógrafos, higrógrafos, heliógrafos y anemógrafos, por ejemplo) lo que ampliaría la posibilidad de monitorear parámetros importantes para los desarrollos agropecuarios.
- Es posible conformar una red mínima eficiente, adaptando 11 de las estaciones de segundo orden que se encuentran activas en el departamento con los equipos que se requieren para llevarlas a cumplir funciones de primer orden (AM, CP) e instalar 4 estaciones nuevas en aquellos sectores que carecen de cobertura para el seguimiento de los parámetros, útiles para el desarrollo de los sistemas agropecuarios.
- En particular, según las recomendaciones de la OMM, es indispensable que Colombia adopte una red de referencia, conformada por estaciones con un emplazamiento representativo, series de datos sólidas y un sistema de verificación que permita asegurar la disponibilidad de información confiable. Esta rede debe servir de soporte a las demás estaciones (segundo y tercer orden) que se encuentren en su radio de cobertura.

Referencias bibliográficas

CMAg. (2006). Comisión de Meteorología Agrícola: los primeros cincuenta años. (V. d. Empresarial, Ed.) Bogotá: Núcleo Ambiental S.A.S. Recuperado el 23 de Julio de 2018, de http://bibliotecadigital.ccb.org.co/bitstream/handle/11520/14306/Papa.pdf?sequence=

IDEAM. (1996). Definición de una red de referencia preliminar de estaciones hidrometeorológicas con fines de investigación básica y aplicada. Bogotá D.C., Colombia, Bogotá.

IDEAM. (2005). Atlas Climatológico de Colombia (pág. 4), Parte I Aspectos Nacionales. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Recuperado el 20 de Febrero de 2018, de http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/019711/AtlasClimatico1.pdf

IDEAM. (2018). Atlas Climatológico de Colombia, Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

IGAC. (2000). Estudio general de suelos y zonificación de tierras del Departamento de Cundinamarca: mapas temáticos. Bogotá D.C., Colombia: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.

López V. L. (2009). Rediseño de la red meteorológica IDEAM-CAR. Bogotá DC: IDEAM.

López V. L. (2012). Introducción a la meteorología y la climatología. Bogotá D.C., Colombia: Universidad de la Salle.

Lowry, W. (1973). Compendio de apuntes de climatología para la formación de personal meteorológico. (O. M. Mundial, Ed.) Ginebra: Secretaría Organización Meteorológica Mundial.

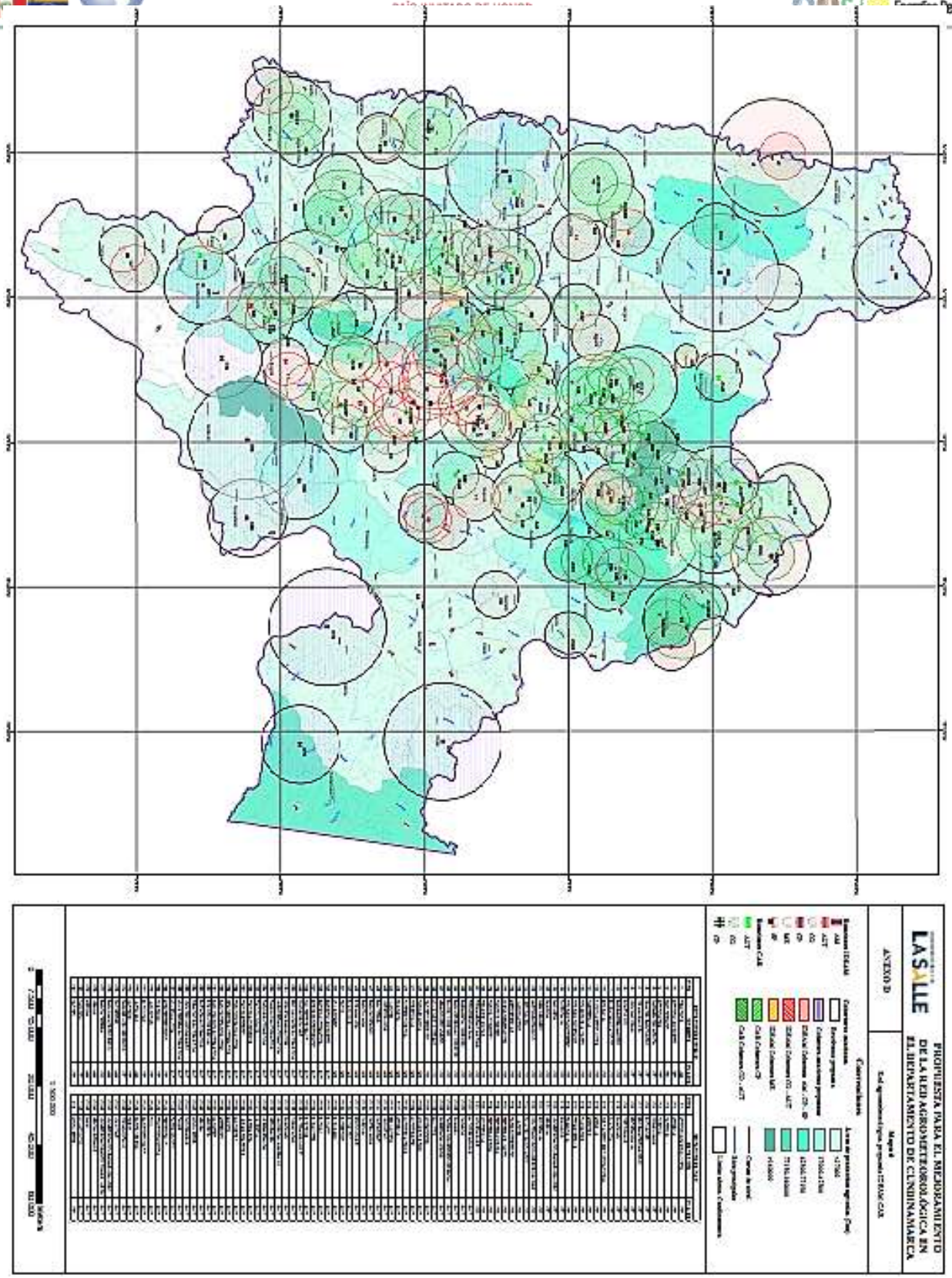
OMM. (2001). DIRECTIVAS DE ORIENTACIÓN LA ENSEÑANZA Y FORMACIÓN PROFESIONAL DEL PERSONAL EN METEOROLOGÍA E HIDROLOGÍA OPERATIVA. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

OMM-8. (2010). Guía de Instrumentos y Métodos de Observación Meteorológicos OMM N° 8. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

OMM-49. (2006). REGLAMENTO TÉCNICO III OMM N° 49. Ginebra, Suiza: Secretaría de la Organización Meteorológica Mundia.

OMM-100. (2011). Guía de prácticas climatológicas OMM N° 100. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

OMM-134. (2010). Guide to Agricultural Meteorological Practices OMM N° 134. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.



Mapa. Red Agro meteorológica propuesta para Cundinamarca, IDEAM – CAR

Alcantarillado con depuración simultánea. Una alternativa para las zonas rurales

William A. LOZANO-RIVAS[1]

[1]Profesor titular de la Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad Piloto de Colombia. Grupo de Investigación GUIAS.

Calle 45 A # 9 -77. Sede E. Piso 3. Bogotá D.C. Colombia. E-mail: wlozanorivas@gmail.com; william-lozano@unipiloto.edu.co

Resumen

El Sistema Integral de Saneamiento de Bajo Costo (SIS-BaC), es una red de alcantarillado capaz de depurar las aguas residuales simultáneamente mientras son transportadas y evacuadas. Esta solución, desarrollada por la Universidad Piloto de Colombia, se presenta como una alternativa social y tecnológica, dirigida especialmente a las zonas rurales, para el transporte y tratamiento económico de las aguas residuales, mejorando la calidad de vida y la salud de las comunidades menos favorecidas, cuya condición económica es obstáculo para acceder a las costosas soluciones convencionales de saneamiento. Se comparten los resultados finales de cuatro años de investigación: dos en laboratorio y dos en campo. El SIS-Bac depura las aguas residuales domésticas hasta en un 95% de DQO y 97% de SST. Su construcción es sencilla y sus costos cercanos a los 160 USD por habitante servido, sin considerar economías de escala**.**

Palabras clave: Alcantarillado, depuración, saneamiento básico, tecnologías apropiadas.

Sewerage with simultaneous purification. An alternative for rural areas

Abstract

The Integrated Low Cost Sanitation System (SIS-BaC) is a sewerage capable of purifying wastewater while being transported and evacuated simultaneously. This solution, developed by the Piloto University of Colombia, is a social and technological alternative, aimed especially at rural areas, for the transport and economic treatment of wastewater, improving the quality of life and the health of communities less favored, whose economic condition is an obstacle for conventional sanitation solutions access. The final results of four years of research are shared: two in the laboratory and two in situ. The SIS-Bac purifies domestic wastewater up to 95%, of COD and 97% of TSS. Its construction is simple and its costs is close to USD 160 per inhabitant served, without considering scale economies.

KeyWords: appropriate technologies, basic sanitation, purification, sewerage.

Introducción

Se estima que existen 2400 millones de personas en el planeta que aún no tienen acceso a saneamiento (WHO, 2017). En Colombia, casi la mitad de las familias en las zonas rurales no tienen cómo tratar sus aguas residuales; esto deriva en la contaminación del agua que beben, en el deterioro de los ecosistemas y en graves afectaciones de salud (Carrasco Mantilla, 2016). Mientras que en las aulas universitarias se enseñan métodos tradicionales de recolección y evacuación de aguas residuales, la mayor parte de los profesionales, gestores e ingenieros, no dan solución eficiente a los problemas de saneamiento de las zonas rurales debido a que dentro de su formación académica, él énfasis se encuentra en los sistemas convencionales los cuales resultan, en más de la mitad de los casos, inapropiados para las necesidades actuales de las zonas rurales en Latinoamérica. Los sistemas convencionales, aunque efectivos, son costosos de instalar y de mantener, limitando así el número de soluciones construidas. Las necesidades en materia de saneamiento, crecen a un ritmo mucho mayor que los recursos económicos disponibles, y con este panorama se dificulta lograr avances en materia de cobertura.

Los problemas de cobertura en agua potable y saneamiento se concentran, especialmente, en comunidades con bajo nivel de ingresos, las que, adicionalmente, son las de superior crecimiento poblacional. A esta situación se suma el hecho de que las mayores inversiones se realizan en las grandes ciudades, lo cual deja a la deriva los pequeños conglomerados y las zonas rurales, incentivando la migración de familias hacia los núcleos urbanos en busca de una mejor calidad de vida. No obstante, el acelerado crecimiento de estas urbes, aunado a la llegada permanente de familias campesinas y de bajos recursos que intentan ubicarse en los barrios marginales y suburbanos que se asientan en las laderas, dificulta aún más el cumplimiento de las metas de cobertura y de los objetivos de desarrollo sostenible – ODS 6 (Lozano-Rivas, 2012).

El SIS-BaC permite la depuración de las aguas servidas simultáneamente con su transporte y evacuación. Tiene como cabeza de proceso un tanque anaerobio de decantación-digestión (D-D) y, finalmente, un canal percolador impermeabilizado, el cual cuenta con un material (plástico o pétreo) de soporte para la biomasa. Los microorganismos adheridos trabajan en condiciones facultativas para eliminar la materia orgánica y reducir la carga contaminante de las aguas residuales, al mismo tiempo en que el agua residual es transportada hasta el sitio de descarga. La configuración del material de soporte y el funcionamiento a flujo subsuperficial, evita -también- el peligroso contacto directo de los usuarios con las aguas servidas. Su diferencia respecto de otros sistemas, radica en que permite simultáneamente, recoger, transportar, depurar y disponer las aguas residuales generadas en las viviendas, lo cual es sustancialmente diferente a las tecnologías convencionales de grandes tuberías de saneamiento que empobrecen la calidad del agua en su camino al sistema de tratamiento o a su disposición final. Este canal percolador es el núcleo de la tecnología SIS-BaC y funciona tanto como red de recolección, transporte y evacuación, a manera de alcantarillado, como a manera de

sistema de depuración de aguas residuales usando esta biomasa fija adherida a la grava (Fig. 1).

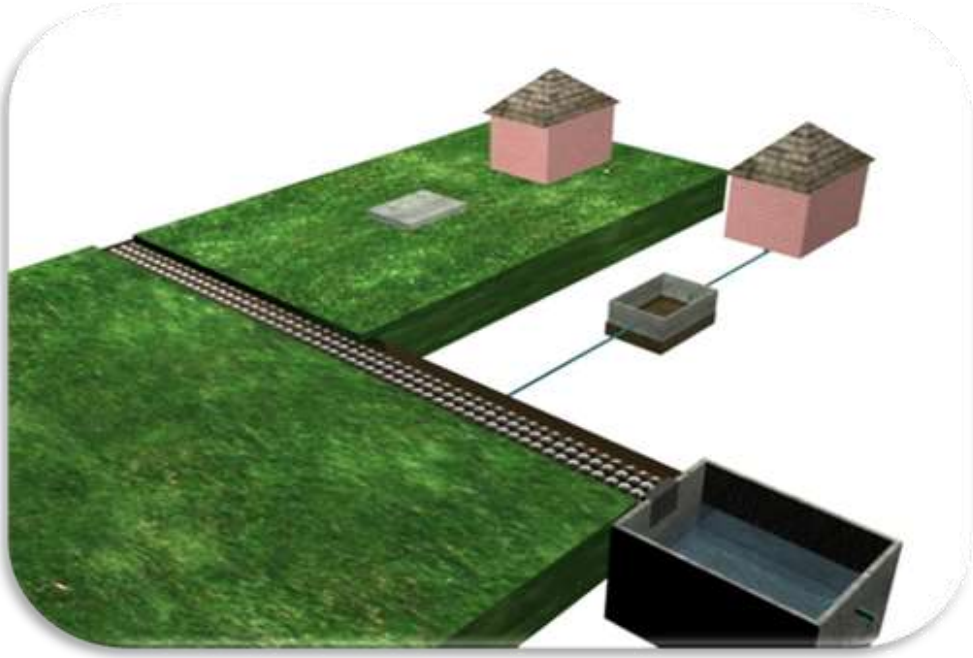


Figura 1. Esquema del SIS-BaC

Esta investigación desarrollada por la Universidad Piloto de Colombia, tuvo como objetivo plantear y evaluar una solución tecnológica de bajo costo con posibilidad de autoconstrucción y gestión por parte de las mismas comunidades beneficiarias. Aunque se planteó privilegiando las zonas rurales marginadas, esta tecnología puede ser aplicada en parques, complejos recreativos, fincas, zonas campestres y clubes, entre otros.

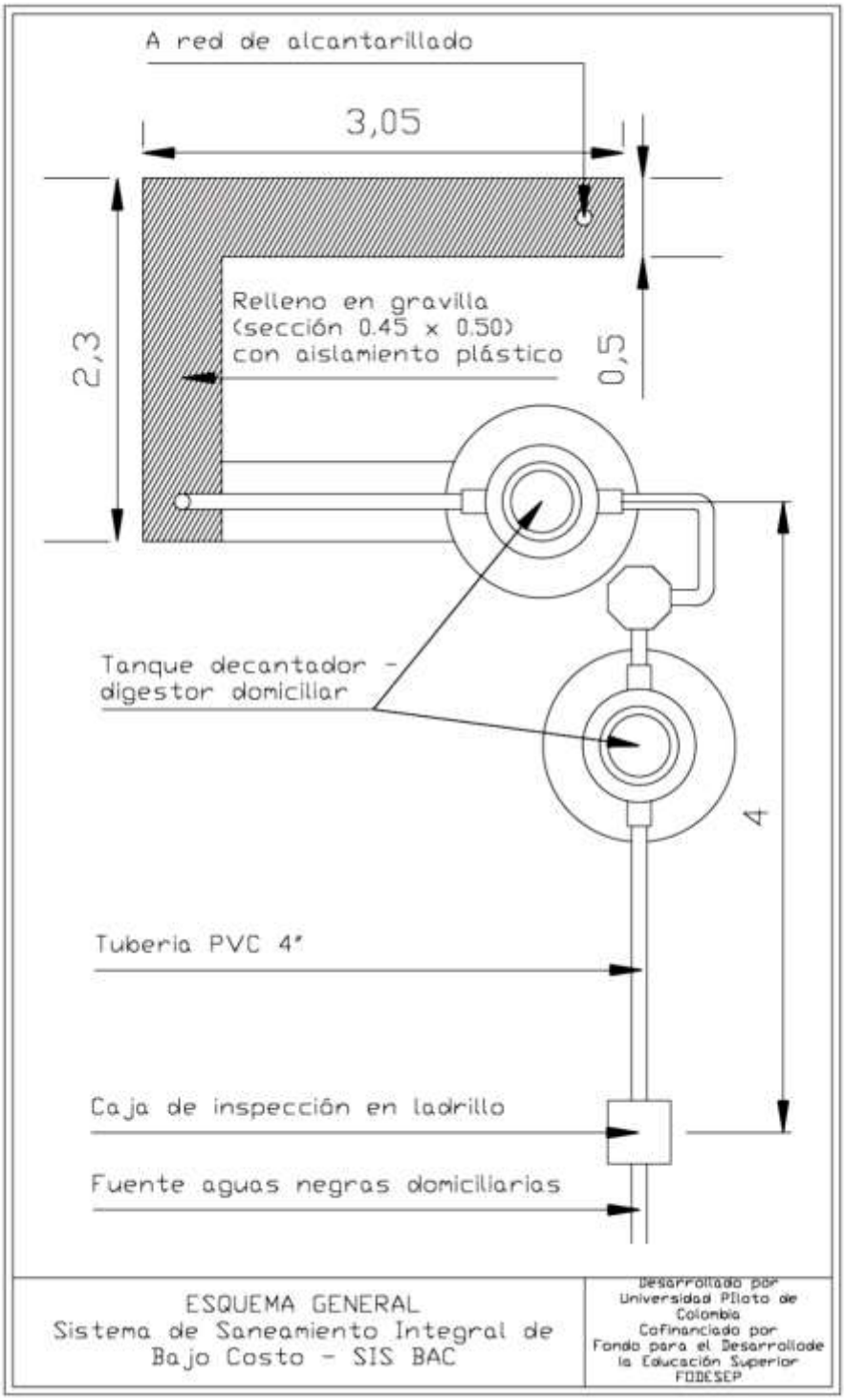


Figura 2. Montaje del SIS-BaC

Material y metodología

Posterior al monitoreo de un prototipo a escala, en el que se obtuvieron resultados de 83.6% de reducción en DQO y 85.7% en SST, se instaló un sistema a escala real.

Área de estudio
El montaje del sistema se ubicó en un solar del municipio de La Mesa, Cundinamarca. Este centro urbano se ubica 65 km de la ciudad de Bogotá, a una altura media de 1200 msnm y tiene temperaturas que oscilan entre los 18 y 26 °C.

Características de las aguas residuales
El sistema recibe las descargas tanto de la vivienda como de un restaurante que atiende cerca de 150 comensales los fines de semana y 70 entre semana. El agua residual generada tiene características predominantemente domésticas. Sin embargo, en razón a la actividad de restaurante, eran de esperarse cargas elevadas de grasas y aceites, así como de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) o detergentes y otros productos de limpieza, con valores de pH ligeramente por debajo de las 7 unidades. El caudal medio tratado es de 1 m^3/d y la carga contaminante generada corresponde a 15 h-e (habitantes equivalentes).

Montaje
Se instalaron dos tanques D-D (decantadores digestores) prefabricados, cada uno con capacidad de 1000 L, como cabeza de proceso, previo al canal percolador. Estos tanques, además de favorecer la sedimentación de buena parte de los sólidos, atrapan las grasas y aceites que podrían obstruir el sistema posteriormente. El canal percolador que funciona como red de drenaje de alcantarillado y unidad de depuración, tiene 0.5 m de ancho, 0.6 m de profundidad y 5.0 m de largo. El medio de soporte de la biomasa es grava y el fondo del canal está impermeabilizado con polietileno de alta densidad (Fig. 2).

Muestreo
Se tomaron muestras 34 muestras puntuales durante 4 meses de funcionamiento desde su arranque hasta su maduración. Las muestras se recolectaron en botellas de vidrio de 250 mL, limpias. Se midieron *in situ* los parámetros: pH, oxígeno disuelto, potencial de óxido reducción y temperatura. Las muestras se etiquetaron y se conservaron a 4 °C en hielo, el mismo día de toma. Al día siguiente, fueron analizadas en el laboratorio de química y análisis ambiental de la Universidad Piloto de Colombia, determinando DQO y SST.

Análisis estadístico
Los datos fueron analizados con la herramienta *Data Analysis* de MS EXCEL 2013, a través de la prueba *t de student* para muestras emparejadas, usando un *alpha* = 0.05.

Resultados y discusión
El tiempo de maduración del sistema fue cercano a 28 días, tiempo después del cual se estabilizaron los rendimientos de eliminación para DQO y SST. En promedio, la eficiencia de abatimiento de DQO, comparando el agua residual bruta (a la entrada del sistema) con la tratada (a la salida del canal percolador), es de 82.4% ($p<0.001$), el valor máximo de eliminación es de 98.7% y el mínimo de 69.9% (Fig. 3). Por su parte, se obtuvieron

rendimientos promedio de eliminación de SST de 88.0% ($p<0.001$), con valor máximo de 96.63% y mínimo de 72.5% (Fig. 4).

El agua residual de entrada presenta valores promedio de 1.3 mg/L de oxígeno disuelto (OD); a la salida de los tanques DD, el valor de oxígeno es de 0.0 mg/L, incrementando nuevamente a la salida del canal percolador, donde se midió 1.5 mg/L de oxígeno en promedio. Por otra parte, no se presentan variaciones estadísticamente significativas en el pH de entrada, manteniéndose en promedio en 6.7 unidades tanto a la entrada como a la salida. De igual manera, no se presentan variaciones significativas en la temperatura de las aguas residuales, manteniéndose en 24 °C como valor medio para la entrada y la salida. Los valores de POR, muestran que en el canal percolador, se desarrollan procesos facultativos de degradación de la materia orgánica (entre -250 y -150 mV a la salida del canal), en vez de los netamente aerobios que se esperaban. No obstante, no se percibieron olores ofensivos de consideración.

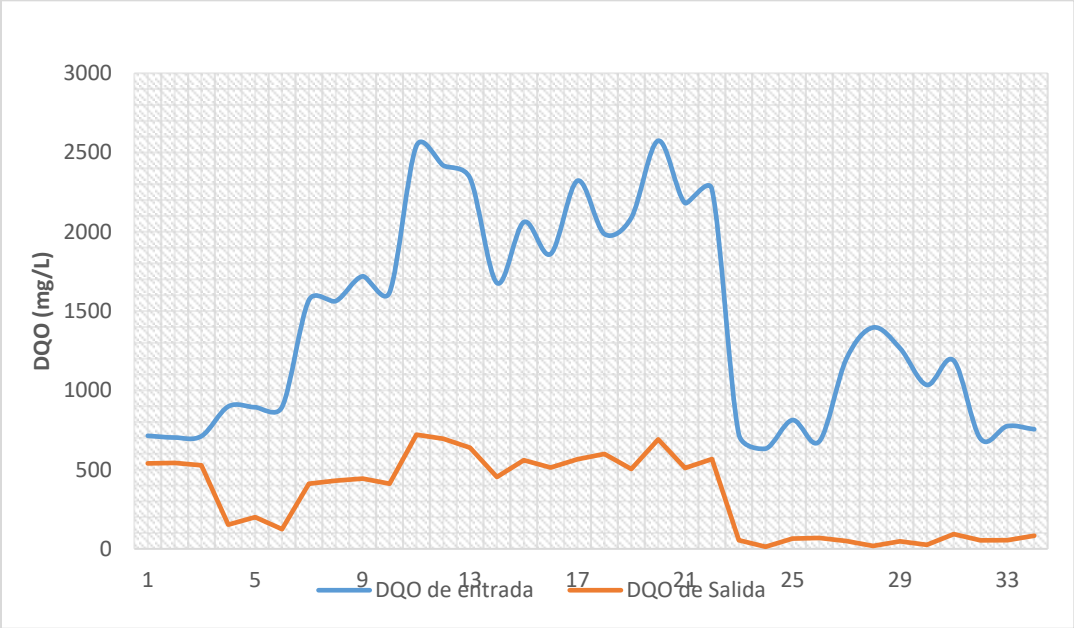


Figura 3. Resultados de DQO a la entrada y a la salida del SIS-BaC

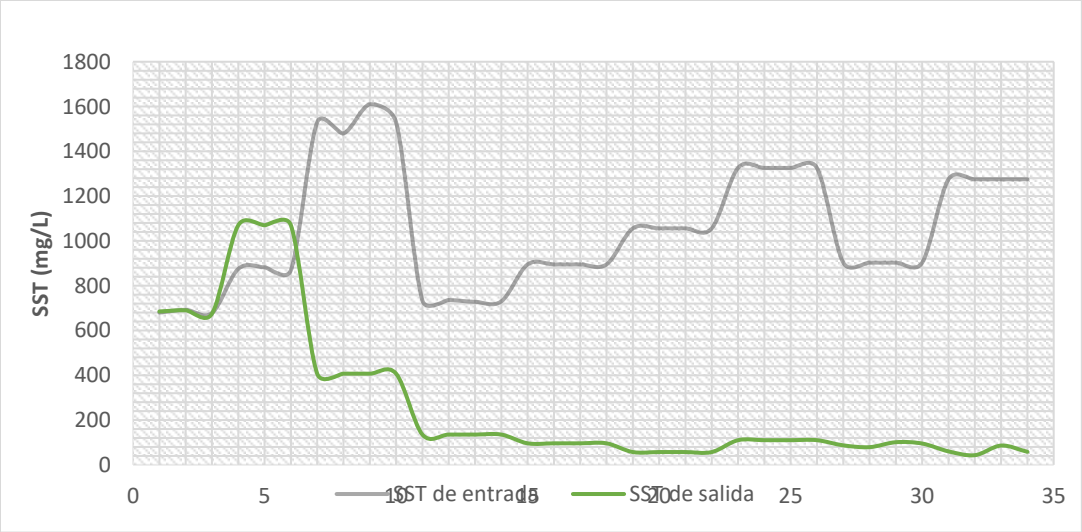


Figura 4. Resultados de SST a la entrada y a la salida del SIS-BaC

Conclusiones

El SIS-Bac depura las aguas residuales domésticas hasta en un 95% de DQO y 97% de SST. Su construcción es sencilla y con costos cercanos a los 160 USD por habitante servido. Se requieren 0.33 m de longitud de canal percolador por habitante servido o 0.17 m^2 de área de canal por habitante. Los rendimientos medios para DQO (82%) y SST (88%) son superiores a la mayoría de las tecnologías empleadas en los medios rurales.

El SIS-BaC combina la llamada Ingeniería Posible (la de bajo costo, la que no requiere grandes inversiones y puede ser autoconstruida y autogestionada), con la Ingeniería Convencional y el conocimiento científico actual, para presentar una visión y alternativas distintas a la de la resignación de los pueblos, para mejorar el nivel de vida de los ciudadanos, prevenir los recurrentes fracasos tecnológicos en materia de Saneamiento Básico en los países en vías de desarrollo.

La tecnología SIS-BaC permite el uso de recursos y materiales locales, así como el empleo de mano de obra no calificada, en una alternativa de saneamiento de las aguas residuales domésticas y/o industriales que emula las estrategias de la naturaleza para corregir las alteraciones que el hombre efectúa sobre sus ciclos de materia y energía, sin requerir de energía adicional ni de modernos dispositivos tecnológicos, lo que reduce ostensiblemente sus costos y viabiliza su aplicación. De esta manera, el SIS-BaC, se configura y se concibe inicialmente como un sistema lineal de depuración de aguas residuales que permite además la recolección, transporte y evacuación de las aguas residuales, de manera análoga a un alcantarillado sanitario.

No obstante, su principal innovación, es la de depurar el agua al mismo tiempo en que es transportada y evacuada. También podría considerarse, desde otra óptica, como un alcantarillado sanitario que funciona, al mismo tiempo, como sistema de tratamiento de las aguas residuales, de manera que no se precisa de un área adicional de terreno destinada para la implementación de un sistema de depuración, ya que se dan ambos aspectos (transporte y tratamiento) al mismo tiempo.

NOTA ACLARATORIA

ESTA TECNOLOGÍA TIENE PATENTE DE LA SUPERINTENDENCIA DE INDUSTRIA Y COMERCIO. RESOLUCIÓN 7510 POR LA CUAL SE OTORGA LA PATENTE DE INVENCIÓN. FEBRERO 6 DE 2018.

Referencias bibliográficas

Bolaños Silva, T., & Lozano-Rivas, W. A. (2011). Canales Percoladores de Saneamiento. Documento de DILIGENCIA (Confidencial). Bogotá D.C.: Programa DaVinci2.

Carrasco Mantilla, W. (2016). Estado del arte del agua y saneamiento rural en Colombia. *Revista de Ingeniería*, 46-53.

Eckenfelder, W.W. (1980). Principles of Water Quality Management. CBI Pub. Co.

Lozano-Rivas, W. A. (2012). *Los canales abiertos de saneamiento.* Bogotá D.C.: Universidad Piloto de Colombia.

Lozano-Rivas, W. A. (2007). Modelación Hidrológica de caudales de Aguas Residuales en Sistemas de Alcantarillado de Flujo Decantado. Tesina de Master en Ingeniería del Agua (fragmento). Escuela Universitaria Politécnica de la Universidad de Sevilla. Sevilla, España.

Mejía, R. (1993). *Tecnologías de Bajo Costo para Sistemas de Alcantarillado*. En hojas de divulgación Técnica, CEPIS.

Metcalf and Eddy. (1979). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. 2° edición. McGraw Hill.

Middlebrooks E. J., Middlebrooks C. H., Reynolds J. H., Walters G. Z., Reed S. C. & George D. B. (1982) *Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading*. 356 p. Macmillan, New York.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2011). WHO - Agua, Saneamiento y Salud. Recuperado el Septiembre de 2011, de http://www.who.int/water_sanitation_health/mdg1/es/index.html

Proyecto DEPURANAT. (2006). *Gestión Sostenible del Agua Residual en Entornos Rurales*. Primera Edición, Instituto Tecnológico de Canarias, S.A. ISBN: 84-690-2232-6.

Rizo P., J. H. (2000). *Alcantarillados de Bajo Costo. ¿Por qué y cuándo vale la pena implementarlos?* En memorias 43° Congreso Nacional de ACODAL, Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Colombia. Septiembre, 2000.

Uribe, J. (2006). No tienen agua potable 12,9 millones de personas en Colombia. El Tiempo. Bogotá. Octubre 6.

WHO. (2017). *2100 millones de personas carecen de agua potable en el hogar y más del doble no disponen de saneamiento seguro.* Ginebra: Organización Mundial de la Salud.

Aguas residuales de una industria láctea como sustrato para el cultivo en batch de Arthrospira sp.: Composición bioquímica y nutricional de la biomasa

Xavier Álvarez[1*], Karla Naranjo[1], Génesis Chonillo[1], Ingrid Mercado[1], Miriam Salvador[1]

[1]Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Laboratorio de Química Ambiental.

[*]Autor corresponsal: Laboratorio de Química Ambiental, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Av. Raúl Gómez Lince s/n y Av. Juan Tanca Marengo, Guayaquil, Código postal: 471, Ecuador. xavier.alvarezmo@ug.edu.ec

Resumen

La biomasa de microalgas y cianobacterias tiene aplicaciones en nutrición humana y animal, además se emplea como materia prima en la producción de biofertilizantes y bioestimulantes. La producción de este tipo de biomasa involucra grandes cantidades de nutrientes; para producir 1 kg de biomasa, 1.8 kg de CO_2, 0.1 kg de nitrógeno y 0.02 kg de fósforo son necesarios. Es posible utilizar gases de combustión para complementar el CO_2, para el nitrógeno y el fósforo se emplean fertilizantes que a su vez imponen limitaciones en la producción y reducen la sostenibilidad de la obtención de biomasa. Una alternativa viable al uso de fertilizantes, es el uso de aguas residuales, ricas en nutrientes esenciales (carbono, nitrógeno, fósforo, potasio). Por lo previamente descrito la cianobacteria *Arthrospira* sp., se cultivó en *batch* en fotobiorreactores de 150 mL con 70% (v/v) del agua residual de una industria láctea (*DIWW*), bajo un régimen de ciclos luz:oscuridad (12h:12h), con una irradiancia de 54 μmol fotón m^{-2} s^{-1}. Los cultivos en *batch* se inocularon con una concentración promedio de clorofila *a* de 13.04 ± 0.48 mg·L^{-1}. En los cultivos con *DIWW* se observó una mayor concentración de proteínas (475.0 ± 55.4 mg g^{-1}) con respecto al control (medio Zarrouk), la concentración de clorofila *a* y los carbohidratos no presentaron diferencias significativas. Los resultados demuestran la efectividad de la utilización de este tipo de residuales para el cultivo de cianobacterias filamentosas y producción de biomasa con posibilidad de diferentes aplicaciones.

Palabras Clave: cianobacteria, fotobiorreactores, industria láctea.

Abstract

The biomass of microalgae and cyanobacteria has applications in human and animal nutrition and is also used as a raw material in the production of biofertilizers and biostimulants. The production of this type of biomass involves copious amounts of nutrients; to produce 1 kg of biomass, 1.8 kg of CO_2, 0.1 kg of nitrogen and 0.02 kg of

phosphorus are necessary. It is possible to use combustion gases to supplement CO_2, for nitrogen and phosphorus fertilizers are used, which in turn impose production limitations and reduce the sustainability of obtaining biomass. A viable alternative to the use of fertilizers is the use of wastewater, rich in essential nutrients (carbon, nitrogen, phosphorus, potassium). For the previously described cyanobacterium Arthrospira sp., Batch was cultured in 150 mL photobioreactors with 70% (v: v) of the residual water of a dairy industry (DIWW), under a regime of light cycles: darkness (12h: 12h), with an irradiance of 54 μmol photon m^{-2} s^{-1}. The batch cultures were inoculated with an average chlorophyll a concentration of 13.04 ± 0.48 mg L^{-1}. In the cultures with DIWW, a higher concentration of proteins (475.0 ± 55.4 mg g^{-1}) was observed concerning the control (Zarrouk medium), the concentration of chlorophyll a and the carbohydrates did not present significant differences. The results demonstrate the effectiveness of the use of this type of residuals for the cultivation of filamentous cyanobacteria and production of biomass with the possibility of different applications.

Keywords: cyanobacteria, dairy industry, photobioreactor.

Introducción

La producción mundial de leche se incrementó a 829 millones de toneladas en el 2018, aumentando anualmente en 16.7 millones de toneladas, o 2.1% a partir de 2017, siendo registrado un acelerado aumento desde el 2014, sin embargo se espera un crecimiento de la producción mundial de leche en un 22% hasta el 2027 (OECD-FAO 2018). Un tercio de la producción de leche es consumida como leche fresca; un cuarto procesado en elaboración de quesos; una quinta parte utilizada en la producción de mantequilla, leche en polvo y caseína (OECD-FAO 2018). Sin embargo, este proceso consume significativas cantidades de agua, siendo el consumo promedio de 1.44 ± 0.20 L por L de leche cruda procesada en leche, queso o productos comerciales en polvo, y este alto consumo de agua ocasiona que la industria láctea presente aspectos problemáticos en la eliminación de ciertos residuos como el suero ácido, el licor madre de la lactosa cristalizada y la limpieza in situ . Por sus características, altas demandas químicas y biológicas de oxígeno (DQO & DBO), lípidos, nutrientes, lactosa, este tipo de residuales industriales puede ocasionar eutrofización en los cuerpos de agua si no recibe un adecuado tratamiento (Kushwaha et al., 2011). Un posible uso de este tipo de aguas residuales sería el cultivo de cianobacterias, de esta manera los nutrientes de las aguas residuales se reciclarían en biomasa cianobacteriana, biomasa que de acuerdo con su composición bioquímica y nutricional podría tener una posible aplicación. Para lo descrito anteriormente, el objetivo principal de esta investigación fue evaluar la factibilidad del cultivo en batch de Arthrospira (Spirulina) sp. en fotobiorreactores tubulares, utilizando las aguas residuales de la industria láctea como fuente de nutrientes.

Materiales y métodos

La cianobacteria Arthrospira sp., se cultivó por triplicado en fotobiorreactores de 150 mL, bajo un régimen de iluminación circadiano 12 h luz/12 h oscuridad con una irradiancia de 54 μmol fotón m^{-2} s^{-1}. Los biorreactores se suplementaron con un flujo continuo de aire y pulsos de CO_2 para mantener el pH 9.9 ± 0.3. Los cultivos se inocularon con cultivo de fase logarítmica con una concentración promedio de clorofila a de 13.04 ± 0.48 $mg \cdot L^{-1}$ (Figura 1).

Figura 1. Fotobiorreactores de 150 mL con el cultivo de *Arthrospira* sp.

Para el control se utilizó el medio de cultivo Zarrouk (Zarrouk, 1966) con un ratio N:P de 10:1. Para los tratamiento se utilizó agua residual de una industria láctea (*DIWW*) al 70% y 30% de agua de mar 35 ‰ (v:v); el *DIWW* presentó una concentración de nitrógeno total de 2.22 mM y de fosfato de 0.20 mM, por esta razón se realizó una corrección nutricional con el nutriente foliar Bayfolan®, para alcanzar una concentración final de N 20.80 mM y de P 1.67 mM, con un ratio N:P de 12.5:1; además se suplementó con $NaHCO_3$ 47.6 mM y debido al pH del agua residual (5.5) se ajustó a 10.2.

La concentración de clorofila *a* se determinó diariamente en muestras de 1 mL, por el método de Talling y Driver (1961), modificado por Álvarez (2016). Se calculó el contenido de clorofila *a* de la biomasa mediante la lectura de la absorbancia del extracto metanólico a 665 nm, utilizando la siguiente Ecuación 1:

$$\text{Chl a } \left(\text{mg L}^{-1}\right) = \text{OD}_{665\ \text{nm}} \times 13{,}9 \qquad \textbf{Ecuación (1)}$$

Donde

OD: densidad óptica (665 nm)

13.9: valor constante

Para determinar el peso seco y con este valor la productividad de los cultivos, se empleó el método de Zhu y Lee (1997). Para los carbohidratos de la biomasa, se utilizó el método fenol-sulfúrico de Dubois *et al*. (1956). La concentración de carbohidratos de las muestras se determinó por interpolación de los valores de absorbancia en la curva patrón de glucosa ajustada a la ecuación de una recta de regresión lineal.

Para la determinación del contenido proteico se utilizó el método de Lowry *et al*. (1951) modificado por Herbert *et al*. (1971). El porcentaje proteico de las muestras se determinó por interpolación de los valores de absorbancia en la curva patrón de albumina de suero bovino (BSA) ajustada a la ecuación de una recta de regresión lineal.

Al final de los cultivos (día cinco), se tomaron muestras (10 mL), se centrifugaron a 17100 g durante 15 minutos y el pellet se liofilizó para la determinación de los nutrientes. El nitrógeno total (NT) y PO_4^{3-} de la biomasa se analizaron con una adaptación del método de digestión de persulfato (D´Elia *et al*., 1977) y el método del vanadato-molibdato (Tandon *et al.,* 1967) respectivamente, con un fotómetro Lovibond®. Todas las analíticas se hicieron por triplicado.

Los gráficos y el análisis estadístico se realizaron con el programa *Prism* versión 8.0.2 de *GraphPad Sotfware*, Inc®. Los resultados obtenidos fueron analizados utilizando la prueba paramétrica ANOVA de doble y una vía y *post hoc* el test de Tukey con un nivel de significación de $P \leq 0{,}05$.

Resultados y discusión

El crecimiento de *Arthrospira* sp. medido como concentración de clorofila *a* no mostró diferencias significativas entre los cultivos con *DIWW* (32.31 ± 1.01 mg L^{-1}) y los cultivos con el medio estándar (Zarrouk) (31.37 ± 0.95 mg L^{-1}) (test de Tukey $P \leq 0.05$) (Figura 2). El *DIWW* con la respectiva correccion nutricional soportó el crecimiento de *Arthrospira* sp.

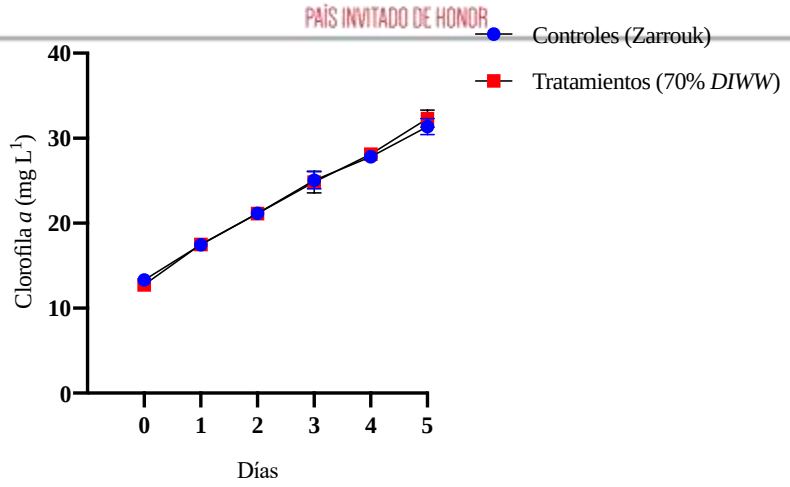


Figura 2. Crecimiento de *Arthrospira* sp. en cultivos con el 70% de *DIWW* y con el medio de cultivo estándar (n=3).

La productividad de los cultivos con *DIWW* (1.10 ± 0,02 g L^{-1} d^{-1}) no presentó diferencias significativas con respecto a la del control (1.11 ± 0.01 g L^{-1} d^{-1}) (test de Tukey $P \leq 0.05$) (Tabla 1). Este resultado es significativamente superior que los obtenidos por otros autores, así, Khemka y Saraf (2015) trabajando con la cianobacteria *Leptolyngbya* sp. cultivada en BG11 con 10% *DIWW* obtuvieron una productividad de 0.09 g L^{-1} d^{-1}. Mientras que Kotteswari *et al* (2012) con la cianobacteria *Nostoc* sp. cultivada en 100% *DIWW* alcanzaron una productividad de 0.03 g L^{-1} d^{-1}.

Los carbohidratos de biomasa no mostraron diferencias significativas entre los cultivos mantenidos con *DIWW* (253.35 ± 0.01 mg g^{-1}) y los cultivos con Zarrouk (261.22 ± 0.01 mg g^{-1}) (test de Tukey $P \leq 0.05$) (Tabla 1). En la mayoría de trabajos sobre el cutlivo de microalgas y cianobacterias en aguas residuales, la composición bioquímica no ha sido evaluada, sin embargo, esta última ha sido caracterizada en otros estudios, así Becker (1994) determinó para la cianobacteria *Anabaena cylindrica* 275 ± 35.36 mg g^{-1} de carbohidratos de biomasa; Rodjaroen *et al.* (2007) obtuvieron 280.5 mg g^{-1} de carbohidratos de biomasa para la cianobacteria *Phormidium angustissimun*, observamos que los valores por nosotros obtenidos se encuentran dentro de la media.

La concentración de proteína mostró diferencias significativas entre los cultivos con *DIWW* 487.50 ± 31.14 mg g^{-1} con respecto a los cultivos con Zarrouk: 400.45 ± 32.01 mg g^{-1} (test de Tukey $P \leq 0.05$) (Tabla 1). Los cultivos con *DIWW* obtuvieron un 17.9% mas de concentración proteica de la biomasa con respecto al control, esto se explicaría a que dentro del nitrógeno total del *DIWW* hay un porcentaje de amonio (11%), el amonio presente induce marcadamente el metabolismo de las proteínas, mediante la interacción de la asimilación del carbono y el nitrógeno. El amonio presente en los tratamientos induce que un mayor porcentaje del carbono fijado sea asignado a aminoácidos en lugar de carbohidratos (Coronil *et al*. 1993). El porcentaje proteico obtenido con *DIWW* es igual al obtenido en otros trabajos, así Álvarez (2016) en cultivos con el digestato líquido de una procesadora de pescado, obtuvo una concentración proteica de 490 ± 0.17 mg g^{-1} en la biomasa de *Arthrospira* sp.; mientras que Rodjaroen *et al.* (2007) en cultivo con el medio

estándar BG11, determinaron una concentración proteica de 545 ± 120.21 mg g^{-1}. Los nutrientes analizados en la biomasa, no presentaron diferencias significativas entre ambos tipos de cultivos, los cultivos con el agua residual presentaron una concentración de 41.22 ± 4.29 mg g^{-1} y 3.01 ± 0.36 mg g^{-1} en el nitrógeno total y PO_4^{3-}, respectivamente, los cultivos con el medio estándar Zarrouk presentaron nitrógeno total de 38.44 ± 4.59 mg g^{-1} y PO_4^{3-} 3.00 ± 0.25 mg g^{-1} (test de Tukey $P \leq 0.05$) (Tabla 1).

Tabla 1. Productividad, carbohidratos de biomasa, concentración proteica y nutrientes en biomasa de Arthrospira sp. en cultivos en batch con ciclos luz:oscuridad, con medio Zarrouk y 70% DIWW (n=3).

Fuente nutricional	Parámetros	Valores
Medio Zarrouk	Productividad	1.11 ± 0.01 g L^{-1} d^{-1}
	Carbohidratos	261.22 ± 0.01 mg g^{-1}
	Proteínas	400.45 ± 32.01 mg g^{-1}
	Nutrientes:	
	NT	38.44 ± 4.59 mg g^{-1}
	PO_4^{3-}	3.00 ± 0.25 mg g^{-1}
DIWW 70%	Productividad	1.10 ± 0.02 g L^{-1} d^{-1}
	Carbohidratos	253.35 ± 0.01 mg g^{-1}
	Proteínas	487.50 ± 31.14 mg g^{-1}
	Nutrientes:	
	NT	41.22 ± 4.29 mg g^{-1}
	PO_4^{3-}	3.01 ± 0.36 mg g^{-1}

Conclusión

Al final de esta investigación se demostró la viabilidad del cultivo de *Arthrospira* sp. con las aguas residuales de una industria láctea con una corrección nutricional. El uso de cianobacterias representa una alternativa económica al tratamiento convencional de aguas residuales terciarias y secundarias con el valor adicional de la producción de biomasa y la obtención de algunos bioproductos de alto valor agregado (proteínas, carbohidratos, pigmentos).

Agradecimientos

Esta investigación fue apoyada por la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil.

Referencias bibliográficas

Alvarez X. (2016) Modulación de la producción y caracterización estructural de los exopolisacáridos en cianobacterias diazotróficas, y estudio de su utilización para el tratamiento del digestato líquido de la digestión anaeróbica de efluentes de una procesadora de pescado. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

Becker E. (1994) Microalgae: biotechnology and microbiology. Cambrigde: Cambridge Univesrity Press.

Coronil, T., Lara, C., Guerrero, M. (1992) Shift in carbon flow and stimulation of amino-acid turnover induced by nitrate and ammonium assimilation in *Anacystis nidulans*. *Planta*. 189, 461-467.

D´Elia C., Steudler, P., Corwin, N. (1977) Determination of total nitrogen in aqueous samples using persulfate digestion. Limnology and Oceanography ASLO. 22(4), 760-764.

Herbert D., Phipps, P., Strange, R. (1971) Chemical Analysis of Microbial Cells. In “Methods in Microbiology”. Ed. J. Norris & D. Ribbons. Academic Press, London and New York. 58, 209-344.

Khemka A., Saraf, M. (2015) Phycoremediation of dairy wastewater coupled with biomass production using *Leptolyngbya* sp. Journal of Environmental Science and Water Resources. 4(4).

Kotteswari M., Murugesan, S., Kumar, R. (2012) Phycoremediation of dairy effluent by using the microalgae *Nostoc* sp. International Journal of Environmental Research and Development. 1, 35-43.

Kushwaha J., Srivastava, V., Mall, I. (2011) An overview of various technologies for the treatment of dairy wastewaters. Critical Review in Food Science and Nutrition. 51, 442-452. doi.10.1080/10408391003663879.

Lowry O., Rosebrough, N., Farr, A., Randall, R. (1951) Protein measurement with the folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry*. 193, 265-275.

OECD-FAO (2018). Agricultural Outlook 2018-2027. doi.org/10.1787/agr_outlook-2018-en.

Rodjaroen S., Juntawong N., Mahakhant A., Miyamoto K. (2007) High biomass production and starch accumulation in native green algal strains and cyanobacterial strains of Thailand. KASETSART J Nat Sci. 41, 570–575.

Talling J., Driver, D. (1961) Some problems in the estimation of Chlorophyll-*a* in phytoplankton. In "Primary productivity measurement, marine and fresh- water". Doty, M. (eds). U.S. Atomic Energy Commission, Washington, D.C, pp. 142-146.

Tandon H., Cescas, M., Tyner, E. (1968) An acid-free vanadate-molybdate reagent for the determination of total phosphorus in soils. Soil Science Society of America Journal Abstract. 32(1), 48-51.

Zarrouk C. (1966) Contribution à l’étude d’une cyanophycée. Influence de divers facteurs physiques et chimiques sur la croissance et photosynthèse de *Spirulina maxima* Geitler. Ph.D. Thesis, University of Paris.