

AVISA

REVISTA DE LA
ASOCIACIÓN
VENEZOLANA DE
INGENIERÍA
SANITARIA Y
AMBIENTAL



ASOCIACIÓN
INTERAMERICANA
DE INGENIERÍA
SANITARIA Y AMBIENTAL



AEEC
Asociación de Ejecutivos
del Estado Carabobo

Funvive
Fundación Vida Verde

X Conferencia Internacional sobre Sostenibilidad y Retos Ambientales

**Agua, Saneamiento y Residuos
en tiempos de PANDEMIA**

23 y 24 de Septiembre 2020



AVISA

REVISTA DE LA
ASOCIACIÓN
VENEZOLANA DE
INGENIERÍA SANITARIA Y
AMBIENTAL



ASOCIACIÓN
INTERAMERICANA
DE INGENIERÍA
SANITARIA Y AMBIENTAL



AEEC
Asociación de Ejecutivos
del Estado Carabobo

Funvive
Fundación Vida Verde



ÍNDICE

3 Editorial de la Revista AVISA / Prof. Rafael Dautant / Presidente de la Asociación Venezolana De Ingeniería Sanitaria Y Ambiental (AVISA)

4 Editorial /Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo / Dr. Marco federico

5 Cuáles son los impactos del covid-19 al ambiente?. Dr. Manuel Díaz, Expresidente de la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo y Presidente de la Fundación Ambiental Internacional Vida Verde (FUNVIVE).

6 La AEEC ha premiado el compromiso

ejecutivo sostenible / AEEC

9 Comparación de Tecnologías Avanzadas de Oxidación (tao's) para la Degradación del Pesticida Mertect.

14 Experiencias sobre compostaje de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales.

20 Aprovechamiento de los escombros generados en actividades de demolición de placas de pavimento, como agregado grueso en la elaboración de concretos de baja resistencia.

26 Evaluación del punto de precloración en la reducción de trihalometanos y control microbiológico en el agua cruda de Río Cauca.

31 Desarrollo de una metodología para la evaluación del impacto ecológico por la presencia de micro-contaminantes en ríos mediante técnicas de Inteligencia Artificial

38 Evaluación de la remoción de nutrientes en un sistema Bioactivado RDS con el fin de evaluar la efectividad del sistema.

41 Bioreactores con membranas (BRM): Evaluación de la tecnología para el tratamiento y reuso de las aguas residuales urbanas.

46 Nitrificação e desnitrificação simultânea em sistemas de lodo ativado com baixa concentração de oxigênio



DIRECTORIO

Prof. Rafael Dautant / Presidente de la Asociación Venezolana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AVISA)

Econ. Marcos Federico / Presidente de la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo

Dr. Manuel Díaz / Presidente de la Fundación Ambiental Internacional Vida Verde (FUNVIVE)

Licda. Elizabeth de Arcay / Directora Ejecutiva de la Asociación de Ejecutivos (AEEC)

Licda. Maribi Coronel / Directora de diseño y elaboración de la Revista AVISA

EDITORIAL

X Conferencia Internacional sobre Sostenibilidad y Retos Ambientales

Desde el año 2010 la Asociación Venezolana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AVISA) en alianza estratégica con la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo (AEEC) hemos estado realizando la Conferencias Internacionales sobre Sostenibilidad y Retos Ambientales, desde el año 2018 se incorporó la Fundación Internacional Vida Verde (FUNVIVE) con el fin de fortalecer las capacidades y oportunidades en el área de las ciencias ambientales.

Para esta edición de la **X Conferencia Internacional sobre Sostenibilidad y Retos Ambientales**, se ha tenido muy en cuenta los profundos cambios que ha vivido el planeta por la Pandemia del Covid 19 y para ello se han invitado a conferencistas de países como México, Colombia, Honduras, Bolivia, Estados Unidos de Norteamérica, Puerto Rico, Panamá, Brasil y Venezuela, a fin de ponernos en contexto con los nuevos desafíos derivados de esta pandemia en las áreas del conocimiento correspondientes al sector agua, saneamiento y ambiente. Temas como los criterios de calidad del agua en tiempos de pandemia, tecnologías de bajo costo para la potabilización de las aguas, el control de los nutrientes presentes en las aguas residuales, los planes de seguridad del agua, sistemas de gestión de los servicios públicos en materia de agua saneamiento y energía, generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios, valorización de residuos orgánicos procesados, la seguridad hídrica y sus implicaciones en el desarrollo de los países, todos ellos desde la influencia e impacto del Covid 19.

Este evento se ha convertido en un referente nacional, en donde académicos, estudiantes, profesionales del área, investigadores, medios de comunicación y empresarios que se sienten comprometidos con la preservación y conservación del medio ambiente, pueden intercambiar ideas, compartir proyectos, desarrollar temas de interés mutuo, desde un ambiente de interés común para el entendimiento de todas las partes involucradas en querer resolver los impactos ambientales y de salud que día a día se nos presentan.

AVISA como capítulo nacional de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), la AEEC y FUNVIVE, están liderizando los retos ambientales que se avecinan en América Latina y el Caribe.

Por otro lado, debo hacer un reconocimiento al presidente de la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo Marcos Federico y a su junta directiva, a Manuel Díaz presidente de FUNVIVE y a su junta directiva, por el esfuerzo y empeño que han puesto para hacer posible este evento; a los patrocinadores por la confianza depositada en nosotros.

Para finalizar, les invito cordialmente a participar en la **X Conferencia Internacional sobre Sostenibilidad y Retos Ambientales** a llevarse a cabo de manera virtual del 23 al 24 de septiembre de 2020, en la ciudad de Valencia Venezuela.

Prof. Rafael Dautant
Presidente de AVISA.
Presidente de AIDIS periodo 2009 – 2012.



ASOCIACIÓN
INTERAMERICANA
DE INGENIERÍA
SANITARIA Y AMBIENTAL





Para las instituciones es primordial procurar cumplir su misión y objetivos aún en tiempos de adversidad y deben luchar por mantenerse activas a pesar de todos los obstáculos que se presenten en el camino. La Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo en su plan de trabajo 2020 tenía proyectado entre un amplio abanico de actividades la realización de la **“X Conferencia Internacional Sobre Sostenibilidad y Retos Ambientales”** y gracias al apoyo de Funvive y Avisa y de sus respectivos Presidentes el Dr. Manuel Díaz y el Ing. Rafael Dautant se logró con éxito convocar a distinguidos conferencistas Internacionales y elaborar un programa altamente generador de valor por lo cual nos sentimos muy complacidos y seguros del disfrute del mismo de todos los participantes.



Como es tradición en el marco de la conferencia, hacemos entrega del Premio Ambiental “Guillermo Arcay Ledezma” el cual es otorgado por la Junta directiva de la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo y refrendado por el Consejo Superior Consultivo integrado por sus Ex Presidentes y cuya finalidad es reconocer a quienes se distingan por su trayectoria e iniciativas en materia de sostenibilidad ambiental y hayan dejado un legado y un ejemplo a seguir en pro del medio ambiente. Este año el jurado otorgó el premio a la Dra. María Elena Febres-Cordero Briceño quien es emblema de la educación ambiental en América Latina y posee una amplia extensa hoja de vida tanto académica como profesional en materia ambiental.

En esta terrible pandemia que azota al mundo ha aparecido un fenómeno que los economistas llamamos externalidades positivas las cual consisten en eventualidades que son favorables, como ejemplo puedo citar que en muchos países desarrollados la matriz de consumo energético varió con aumentos de energía provenientes del sol, el viento y el gas en detrimento del carbón, así como la disminución del uso del automóvil producto del confinamiento, lo cual da esperanzas para que el teletrabajo se consolide al finalizar la pandemia y seamos más racionales y eficiente a nivel de desplazamiento como en otras decisiones que tengan impacto ambiental, también apostamos a que cada vez más países se irán sumando a las medidas de la prohibición de bolsas plásticas y de plásticos de solo un uso, bajar las emisiones de carbono, promover la economía circular, reforestar los bosques, entre tantas iniciativas en pro del medio ambiente.

Con mucho optimismo y alegría espero seguir compartiendo con ustedes los futuros congresos y ediciones de la revista Avisa las cuales seguirán aportando valor y un grano de arena en la cruzada por la conservación de nuestro planeta.

At. Marcos Federico.
Pdte. AEEC



CUÁLES SON LOS IMPACTOS DEL COVID-19 AL AMBIENTE?

Dr. MANUEL DIAZ, Ex Presidente de la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo y Presidente de la Fundación Ambiental Internacional Vida Verde (Funvive).

Como se nos cambió la vida con la pandemia y qué impactos tiene todo al ambiente, definitivamente hay efectos positivos, como la reducción de las emisiones de CO₂, la recuperación de ecosistemas, la reducción de gases de efecto invernadero y la disminución del tráfico ilegal de fauna salvaje, son algunos de los beneficios ambientales, pero también los hay negativos, como el mayor uso del plástico durante esta crisis.

Que deja hasta ahora esta pandemia las medidas de seguridad sanitaria trajeron consecuencias positivas y negativas: En los primeros meses del brote, en redes sociales circularon videos que mostraban a animales de múltiples especies, recorriendo canales y regresando a las ciudades ante la ausencia de seres humanos.

La cuarentena se redujo la movilidad de automotores en las calles, permitiendo la reducción de gases a la atmósfera, el cierre de fábricas y comercios y la restricción de viajes disminuyó las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) de, por lo menos, 25%, representando 6% a nivel global.

Debido a la restricción de vuelos que empezó en marzo, el cambio positivo es mayor. Miles de aerolíneas alrededor del mundo redujeron y suspendieron su número de viajes debido a la pandemia.

¿Habrá un planeta más verde tras la pandemia por Covid-19?

“Ninguna guerra, recesión u otra pandemia ha tenido un impacto tan dramático en las emisiones de CO₂ durante el último siglo como el que ha logrado el Covid-19 en pocos meses”, “si bien las reducciones relativas en el transporte terrestre son menores que las del transporte aéreo, las reducciones absolutas del terrestre son mucho más significativas”.

“ La Pandemia está demostrando cómo las calles atascadas de carros pueden cambiar para mejor. El distanciamiento social ha forzado a las ciudades a repensar sus calles, transformar espacios dominados por autos hacia la caminata y el ciclismo”. Sin embargo, la pandemia tuvo un impacto negativo.



Funvive
Fundación Vida Verde

La peligrosa ruta roja de desechos de coronavirus

Las medidas adoptadas promueven el uso de tapabocas, además incentivan el uso de plástico sanitario. La discusión del uso positivo de plástico es contraria a las medidas usadas para evitar usarlo que se tenían previas a la pandemia.

“A menos de que uses plástico de calidad médica, no hay nada intrínsecamente sanitario sobre el plástico. Los virus pueden permanecer en plástico. En medio de la crisis (...) algunos están usando la pandemia para tener ventaja, levantando el miedo para detener la ola de protestas contra los productos plásticos”.

“Cuando se levanten las medidas de confinamiento y la vida vuelva a desarrollarse como solía hacerlo, ocurrirá lo mismo con la contaminación que ensombrece los cielos y, junto con ella, los gases de efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global. De hecho, el rebote podría ser aún peor”.

Los impactos de la pandemia son incalculables. Sin embargo, las medidas de seguridad, el aislamiento preventivo y el uso de material médico replantearán el modo de vivir.

Por nuestra parte llamamos a la Ciudadanía individual y colectiva y a la conversión de la Ciudadanía verde y a la profunda reflexión espiritual para accionarla en lo exterior y permita que hayamos asumidos la lección.

La AEEC ha premiado el Compromiso Ejecutivo Sostenible



Dr. Guillermo Arcay

Se creó hace algunos años en la gestión del Dr. Arquímedes Román el Premio Ambiental Guillermo Arcay Ledezma por la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo, en memoria de quien se recuerda como apasionado defensor de la causa de la sostenibilidad ambiental y motivo de orgullo para la Institución y la colectividad en general.

El premio ha estado dirigido a testimoniar y reconocer a personas naturales y jurídicas, que por su distinguida creatividad, trayectoria e iniciativas de sostenibilidad ambiental en el Estado Carabobo y en Venezuela, hayan dejado un legado y un ejemplo propio de ser distinguido con este premio.

El Premio Ambiental Guillermo Arcay Ledezma ha sido entregado en única clase y a una sola persona natural, jurídica o institución ambiental durante los actos de instalación de la Conferencia Anual de Sostenibilidad y Retos Ambientales o acto donde la Junta Directiva de la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo lo ha considerado apropiado.

Las Personas e instituciones que han sido galardonadas con el Premio Ambiental Guillermo Arcay en los últimos años son las siguientes:

AÑO	PERSONALIDAD E INSTITUCIÓN
2013	DR. MANUEL DIAZ
2014	EPA
2015	JARDIN BOTÁNICO DE NAGUANAGUA
2016	CENTRO DE INGENIEROS DEL ESTADO CARABOBO
2017	ING. RAFAEL DAUTÁN
2018	ING. LUIS FERNANDO AROCHA
2019	NO SE ENTREGÓ
2020	DRA. MARIA ELENA FEBRES-CORDERO



Primera entrega del Premio, año 2013 (AEEC)



Cabe destacar que en el Marco de la **X Conferencia Internacional de Sostenibilidad y Retos Ambiental** de conformidad con el reglamento del Premio, con la aprobación de la Junta Directiva y del Consejo Superior Consultivo integrado por los Expresidentes el galardón recayó en la **DRA . MARIA ELENA FEBRES-CORDERO**:

Es el emblema de la Educación Ambiental en América Latina, su formación, su ejemplo y su calidad humana la ponen en una condición de un ser súper especial; su profesionalidad y transparencia la hacen como una verdadera defensora de la Madre Tierra y la defensa del ambiente. Ella ha sido una de las más consecuentes a los llamados de los eventos ambientales de la Asociación de Ejecutivos del Estado Carabobo, realizando con su presencia, ponencias, y mensajes que internaliza los corazones de los ejecutivos y ambientalistas.

Una Dama en la más hermosa expresión de la palabra contribuyendo a la protección de la casa común de la mano de su Santidad el papa, y asumiendo con otras importantes organizaciones ambientales un ejemplo para la Venezuela Sostenible.

Hoy se aprueba el Premio Ambiental Guillermo Arcay 2020, que enaltece nuestra institución y da una esperanza a la Venezuela que vendrá en su mejoramiento por la calidad de vida.

En próximas ediciones del Premio se espera seguir creando conciencia o definir y ejecutar planes de acción orientados a la preservación del ecosistema para las futuras generaciones, asegurando simultáneamente la armonía de todas las actividades humanas.





MOLPACK
Corporation

**Recicla, no contamines.
Compra Pulpa... sin culpa**

www.molpack.net



@MolpackCorp



Molpack Corporation



Molpack Corporation



disa c.a.

Diseños Ambientales, C.A.

- LABORATORIO DE CALIDAD DE AGUAS.
- ESTUDIOS DE SIMULACIÓN DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS.
- ELABORACIÓN DE PROYECTOS DE INGENIERÍA EN EL ÁREA DE AGUA, SANEAMIENTO Y RESIDUOS.
- OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

**41 AÑOS TRABAJANDO EN PRO DE LA
PRESERVACIÓN Y CONSERVACIÓN DEL AMBIENTE**



"QUIERO MANTENERME LIMPIA PARA TI, PARA LOS QUE VIENEN Y LOS QUE SEGUIRÁN VINIENDO"

El agua habla

Y nosotros tenemos 80 años escuchándola.
Por eso la usamos racionalmente en nuestros procesos,
la devolvemos en las mejores condiciones a la naturaleza
...y así lo seguiremos haciendo.

¡Tienes mi palabra!



Comprometidos con el ambiente



UNIDOS POR LA
CALIDAD DEL AGUA



¿Qué es Unidos por la Calidad del Agua?

Somos una red de organizaciones de la sociedad civil y actores claves que contribuyen en el cumplimiento del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 "Agua limpia y saneamiento" acordado por la ONU

Tiene como propósito elevar la participación, interacción y comunicación entre los distintos actores involucrados en la gestión y calidad del agua, mejorando las capacidades organizativas y de incidencia de las OSC que trabajen en materia ambiental en los estados Aragua, Carabobo y Cojedes.

Es una iniciativa de Gente de Soluciones, A.C. Consorcio, desarrollo y justicia, Fundación Universidad de Carabobo (FundaUC) y Liderazgo y visión. Financiado por la Unión Europea @ueenvenezuela

Nuestras líneas de acción son:



Investigación

Trabajaremos con investigadores, consultores y activistas en nuestros procesos de investigación y monitoreo.



Formación

Brindaremos formación a diferentes sectores de la sociedad civil en materia de potabilización y gestión del agua



Emprendimiento

Potenciaremos emprendimientos que contribuyan a la eficiente gestión comunitaria del vital líquido.



Activismo

Promoveremos la participación de la sociedad civil y actores claves en acciones de incidencia pública



Iniciativa de:



AMUZCA
Proyectos, c.a.
RIF. J-31129724-3

**Tratamiento de aguas
Industriales y procesos**

**Aplicación de Productos
Químicos (COQUILASA)**

Asesoría Técnica

Adiestramiento

CONTACTOS
+58 414 - 4116124
414 - 2342714

@amuzca

amuzca@gmail.com

AMUZCA es miembro de CAVECON

COMPARACIÓN DE TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACIÓN (TAO's) PARA LA DEGRADACIÓN DEL PESTICIDA MERTECT

AVISA



Joan Amir Arroyave Rojas*
Corporación Universitaria Lasallista
Andrés Felipe Cruz Castellanos
Corporación Universitaria Lasallista
Luís Fernando Garcés Giraldo
Corporación Universitaria Lasallista

Contacto: Tel.: +94(3000200) Fax: +94-3000200
Ext 184. e-mail: joarroyave@lasallista.edu.co

RESUMEN

En la actualidad, se encuentra en desarrollo la aplicación de las tecnologías avanzadas de oxidación (TAOs), que se basan en procesos de destrucción de los contaminantes por medio de sustancias químicas conocidas como radicales libres hidroxilos, las cuales tienen la propiedad de ser altamente oxidantes; dichos radicales reaccionan con el contaminante y lo transforman en compuestos inocuos al ambiente; para el caso específico del pesticida Mertect se han estudiado varios procesos avanzados de oxidación entre los cuales se encuentra la oxidación química, fotólisis, fotocátalisis heterogénea y homogénea, buscando degradar dicho contaminante, y de esta forma disminuir los impactos negativos que este puede generar en el medio ambiente. **Objetivo:** Realizar la comparación de tecnologías avanzadas de oxidación (TAO's) para la degradación del pesticida Mertect. **Materiales y métodos:** para la realización experimental del proyecto se planteo un diseño experimental factorial $2^1 2^2 3^3$, para el cual se empleo un fotoreactor que consistió en una lámpara de luz ultravioleta, una cuba de vidrio para el almacenamiento de la solución del pesticida a degradar y una bomba sumergible que permitía la recirculación de la solución por el sistema de tratamiento; la degradación del pesticida se determino mediante espectrofotometría ultravioleta/visible. **Resultados:** se encontró que los procesos fotoquímicos basados en la fotocátalisis heterogénea con Dióxido de Titanio - TiO_2 y la fotocátalisis homogénea con Hierro (III) obtienen porcentajes de remoción alto del pesticida Mertect superiores al 99.0 y 95.0% respectivamente, para los procesos de oxidación antes mencionado. **Conclusiones:** los procesos de oxidación avanzados son adecuados para la remoción y eliminación del pesticida Mertect.

Palabras Clave: Fotodegradación, Fotocátalisis Homogénea y Heterogénea, Aguas Residuales, Tiabendazol, Mertect, Industria Bananera.

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de la sociedad para la descontaminación de aguas contaminadas de diversos orígenes, materializada en regulaciones cada vez más estrictas, ha impulsado, en la última década, al desarrollo de nuevas tecnologías de purificación.

En la práctica, la aplicación de los métodos de tratamiento debe tener en cuenta fundamentalmente la naturaleza y las propiedades fisicoquímicas de las aguas o efluentes a tratar (Arroyave y Correa, 2001). Las aguas contaminadas por la actividad humana pueden, en general, ser procesadas eficientemente por plantas de tratamiento biológico, por adsorción con carbón activado u otros adsorbentes, o por tratamientos químicos convencionales (oxidación térmica, cloración, ozonización, permanganato de potasio, etc.). Sin embargo, en algunos casos estos procedimientos resultan inadecuados para alcanzar el grado de pureza requerido por la legislación o por el uso ulterior del efluente tratado. En estos casos y cada vez más crecientemente, se está expandiendo el uso de las llamadas Tecnologías o Procesos Avanzados de Oxidación (TAO's, PAO's) (Arroyave y Correa,

2001). La mayoría de las TAO's puede aplicarse a la remediación y destoxificación de aguas especiales (Garcés et al, 2004, 2005a), generalmente en pequeña o mediana escala. Los métodos pueden usarse solos o combinados entre ellos o con métodos convencionales, pudiendo ser aplicados también a contaminantes de aire y suelos; permiten incluso la desinfección por inactivación de bacterias y virus.

Las TAO's se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, que involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, principalmente el radical hidroxilo ($\text{HO}\bullet$). Este radical puede ser generado por medios fotoquímicos (incluida la luz solar) o por otras formas de energía, y posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica. Algunas TAO's, como la fotocátalisis heterogénea, la radiólisis y otras técnicas avanzadas, recurren además a reductores químicos que permiten realizar transformaciones en contaminantes tóxicos poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos o compuestos halogenados (Garcés et al, 2005b).

COMPARACIÓN DE TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACIÓN (TAO's) PARA LA DEGRADACIÓN DEL PESTICIDA MERTECT

El proceso de destoxificación mediante fotocátalisis, consiste en la utilización de la radiación ultravioleta la cual es muy energética; dicha radiación activa un semiconductor, como el dióxido de titanio (TiO₂) o el hierro (III) (Arroyave y Correa, 2001) para provocar una serie de reacciones de reducción y oxidación, en las que se forma el radical libre hidroxilo que es la especie oxidante primaria formada por la descomposición del peróxido de hidrógeno catalizada por la activación del TiO₂ ó el Fe³⁺. El radical libre hidroxilo es el segundo agente oxidante después del flúor (HO•, Eo= -2,8 V vs. flúor, Eo= -3,0 V) (Garcés et al, 2004), y es capaz de realizar oxidaciones no específicas de algunos compuestos orgánicos. Cuando se genera una concentración suficiente de radical libre hidroxilo y otros radicales, las reacciones de oxidación de los compuestos orgánicos pueden llegar hasta

una total mineralización.

Para el caso del presente estudio se evaluaron diferentes tecnologías avanzadas de oxidación buscando establecer las mejores combinaciones de los factores experimentales para la degradación del tiabendazol (Mertect 20 SL), el cual es un fungicida empleado ampliamente en la agroindustria bananera para el control del complejo de hongos que genera la pudrición de la corona, del cuello y de los dedos del banano y plátano, el cual se produce principalmente por la presencia de los hongos *Fusarium spp*, *Colletotrichum sp*, *Verticillium sp* (Taube y Vorkamp, 2002); por lo tanto, se encuentra dicho contaminante en los vertimientos de aguas residuales generadas en la agroindustria bananera (Bermúdez et al, 2004).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo experimental se emplearon dos de las tecnologías de oxidación avanzada (Fotocátalisis heterogénea (TiO₂) y homogénea (Fe³⁺) basada en la utilización de una lámpara de luz ultravioleta, la cual posee una cámara donde se hace pasar el afluente del agua residual, allí se realiza la irradiación del agua contaminada con los rayos de luz ultravioleta; se contaba con una cuba de vidrio que servía de reservorio para el almacenamiento de la muestra de agua; además, de una bomba sumergible para realizar la recirculación del agua residual por la lámpara UV. El sistema de bombeo se trabajo a un caudal de 0.05 L/s,

para la fotocátalisis homogénea y heterogénea se trabajó con un pH de la solución de 3,0 y 5,0; respectivamente. Se utilizó una concentración inicial de 250 mg/L del pesticida Mertect, concentración típica de las descargas de los desechos líquidos de la industria bananera. La degradación de éste se determinó mediante el empleo de la espectrofotometría UV/Visible.

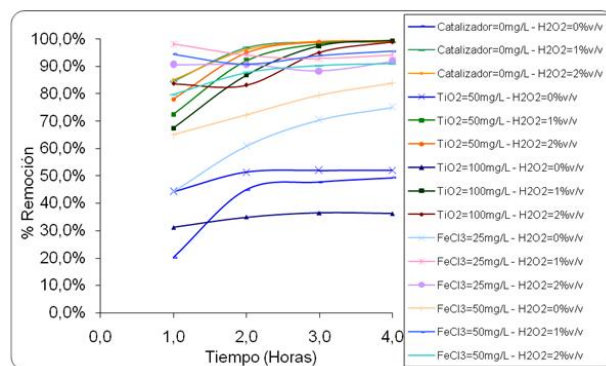
Se adicionaron las concentraciones de catalizador y agente oxidante correspondiente a la combinación experimental de acuerdo al tipo de catalizador o proceso de oxidación avanzada a realizar, los resultados obtenidos se consignan en la tabla 1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla1. Combinaciones experimentales de factores y porcentajes de remoción.

TAO's	Concentración Catalizador (mg/L)	H ₂ O ₂ (%v/v)	% Remoción
Fotólisis	0	0	49,30%
Oxidación Química	0	1	98,80%
	0	2	98,90%
Fotocátalisis Heterogénea (TiO ₂)	50	0	52,10%
	50	1	99,50%
	50	2	99,40%
	100	0	35,20%
	100	1	99,50%
	100	2	99,00%
Fotocátalisis Homogénea (Hierro (III))	25	0	75,00%
	25	1	94,20%
	25	2	93,10%
	50	0	83,90%
	50	1	95,60%
	50	2	91,00%

En la tabla 1 (Arroyave et al, 2006, 2007) y la gráfica 1 se muestran de forma comparativa los porcentajes de degradación del Mertect de acuerdo con las combinaciones que presenta el diseño experimental donde se variaron el tipo de catalizador, las concentraciones catalizador (dióxido de titanio y del hierro (III)) como del agente oxidante (peróxido de hidrógeno). De esta forma se puede identificar que el pesticida Mertect es un contaminante medianamente fotoactivo, debido a que en el proceso de fotólisis realizado, el cual corresponde a la combinación de 0 mg/L de catalizador y 0 %v/v de peróxido de hidrógeno. En esta investigación se alcanzaron remociones del 49,3% del pesticida.



Gráfica 1. Fotodegradación del Pesticida Mertect mediante Fotocátalisis

Se observó que el pesticida Mertect obtiene porcentajes de remoción altos para las combinaciones experimentales que representan oxidaciones químicas, mediante el empleo de agentes oxidantes, como es el caso de peróxido de hidrógeno en combinaciones de 0 mg/L de catalizador y para las concentraciones de 1 %v/v y 2 %v/v de peróxido de hidrógeno, para las cuales se obtienen remociones del 98,80 y 98,90% respectivamente.

En la gráfica 1, también se observa que los procesos de degradación fotoquímicos, donde se combinaron diferentes concentraciones de catalizadores y agente oxidante, obtuvieron altos porcentajes de remoción del pesticida Mertect; por lo cual se puede concluir que los procesos

COMPARACIÓN DE TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACIÓN (TAO's) PARA LA DEGRADACIÓN DEL PESTICIDA MERTECT



fotoquímicos son adecuados para la remoción de este. El mayor porcentaje para el proceso de fotocatalisis homogénea se presenta para la combinación de 50 mg/L de hierro (III) y una concentración de 1 %v/v de peróxido de hidrógeno con una remoción del 95,6%; mientras que para el proceso de la fotocatalisis heterogénea se presenta en las combinaciones experimentales de 50 mg/L de dióxido de titanio y una concentración de 1 %v/v de peróxido de hidrógeno, y 100 mg/L de dióxido de titanio y una concentración de 1 %v/v de peróxido de hidrógeno, con una remoción del 99,5%.

De esta forma se presenta que la fotocatalisis heterogénea alcanza porcentajes de remoción del pesticida Mertect más elevados que la fotocatalisis homogénea, sin embargo, a lo largo del desarrollo experimental se obtuvo mejores porcentajes de remoción para las primeras horas de experimentación para el segundo proceso, lo cual podría indicar que se podría plantear la realización de una combinación entre estos dos procesos de oxidación avanzada en la cual se comience con un procesos homogéneo como lo es la fotofenton y se culmine con un proceso heterogéneo con dióxido de titanio.

El análisis estadístico de los datos experimentales, empleando el ANOVA, encuentra que para los factores tipo de agente catalizador, el agente oxidante (peróxido de hidrógeno), las interacciones dobles que existen entre los tres factores y la interacción triple entre los factores experimentales, poseen una variación significativa en la variable respuesta, es decir, en el porcentaje de remoción del pesticida Mertect, el modelo es significativo estadísticamente debido a que el error máximo permisible o aceptado por el ANOVA para el modelo estadístico es del 5%. Los resultados obtenidos del modelo empleado, sirve para explicar la degradación del pesticida Mertect de acuerdo a los factores definidos, debido a que el Valor de p es inferior a 0.05 (Tabla 2).

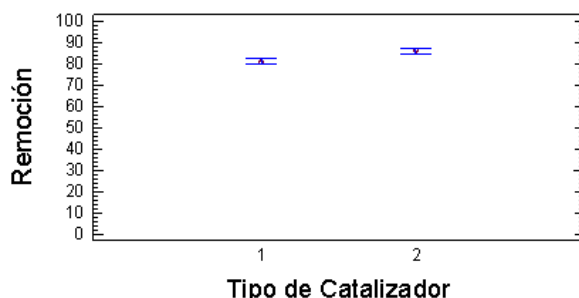
Tabla 2 Análisis Estadístico ANOVA de los Datos Experimentales

Fuente	Grados de Libertad	Suma de Cuadrados	Promedio al Cuadrado	Coefficiente F	Valor de p
A:Tipo de Catalizador	1	260,481	260,481	11,93	0,0014
B:Concentración de Catalizador	2	48,0559	24,028	1,10	0,3435
C:Agente Oxidante	2	18280,7	9140,33	418,80	0,0000
Interacciones					
AB	2	392,703	196,35	9,00	0,0007
AC	2	2470,89	1235,45	56,61	0,0000
BC	4	759,431	189,858	8,70	0,0001
ABC	4	1463,35	365,838	16,76	0,0000
Residuos	36	785,7	21,825		
Total (Corregido)	53	24461,3			

La gráfica 2 muestra el método utilizado para identificar las diferencias significativas de Fisher (LSD), en donde se tiene que para la variación del tipo de catalizador empleado en la fotodegradación del pesticida Mertect, entre el (1) dióxido de titanio y (2) el hierro (III) se muestra una diferencia estadísticamente significativa a un nivel de confianza 95,0%. De esta misma forma en la gráfica 3, se observa que para los intervalos de los niveles del agente oxidante – peróxido de hidrógeno con un nivel de confianza del 95%, las variaciones

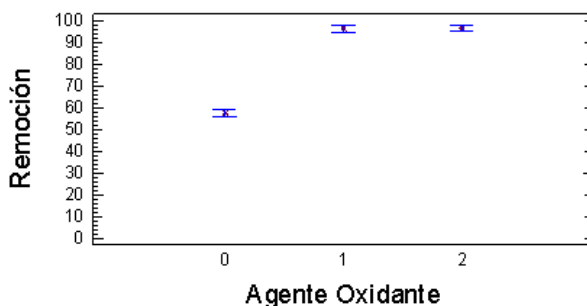
de las medias entre 0 – 1 %v/v y 0 – 2 %v/v de peróxido de hidrógeno, poseen diferencias significativas entre los niveles experimentales, mientras que para la variación entre 1 – 2 %v/v de peróxido no se presenta una variación significativa entre estos dos niveles.

Análisis Medias Intervalos LSD 95%



Gráfica 1 Análisis de Medias para Intervalos de Confianza 95% LSD para el Tipo de Catalizador. (1) Dióxido de Titanio, (2) Hierro (III).

Análisis Medias Intervalos LSD 95%



Gráfica 2 Análisis de Medias para Intervalos de Confianza 95% LSD para el Agente Oxidante (Peróxido de Hidrógeno)

DISCUSIONES

Se identifica la mediana fotoactividad del pesticida, y se evidencia que el empleo de peróxido de hidrógeno y agentes catalizadores como el dióxido de titanio y el hierro (III) favorecen las reacciones de degradación del mismo; esto último se comprueba de acuerdo al análisis estadístico del ANOVA, en donde se encuentran diferencias significativas entre los diferentes niveles de los factores y entre ellos mismos.

De acuerdo a los resultados obtenidos durante este trabajo se encontró que el pesticida Mertect se puede eliminar eficientemente por oxidación química, mediante el empleo de peróxido de hidrógeno, para el cual se alcanzaron porcentajes de remoción superiores al 98% del pesticida.

COMPARACIÓN DE TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACIÓN (TAO's) PARA LA DEGRADACIÓN DEL PESTICIDA MERTECT

Por otro lado, los procesos fotoquímicos mediante el empleo de la fotocatalisis heterogénea con dióxido de titanio (TiO_2), logro los mayores porcentajes de remoción para el pesticida Mertect para la combinaciones experimentales de 50 mg/L de dióxido de titanio y una concentración de 1 %v/v de peróxido de hidrógeno, y 100 mg/L de dióxido de titanio y una concentración de 1 %v/v de peróxido de hidrógeno, con una remoción del 99,5%. Mientras que para la fotocatalisis homogénea se alcanza porcentajes de remoción elevados, obteniéndose el mejor resultado para la combinación experimental de 50 mg/L de hierro (III) y una concentración de 1 %v/v de peróxido de hidrógeno con una remoción del 95,6% (Arroyave et al, 2006, 2007).

Se observa que la fotocatalisis heterogénea y homogénea empleando catalizadores ambientalmente inocuos, las cuales hacen parte de las tecnologías avanzadas de oxidación (TAO's), son procesos eficientes para la remoción

y degradación de pesticida Mertect; estas podrían contribuir al mejoramiento de los desequilibrios ambientales que generan este tipo de pesticidas en el ambiente. De esta forma, se pretende definir un proceso valido y eficaz para el tratamiento de los vertimientos líquidos que contengan mezclas del pesticida Mertect, el cual es ampliamente utilizado en las regiones de producción y explotación bananera, en donde se emplea para el control de las enfermedades en la corona, del cuello y de los dedos del banano y plátano. Sin lugar a dudas contribuye con el mejoramiento de la calidad de vida de la población, a la competitividad del sector de producción y exploración bananera, y a la ampliación del conocimiento tecnológico e incremento de la oferta tecnológica de nuestro país en el campo del tratamiento de aguas residuales y residuos tóxicos.

CONCLUSIONES

Se observa como los procesos avanzados de oxidación, en este caso, la reacción de fotofenton y la fotocatalisis heterogénea con dióxido de titanio, son tecnologías apropiadas para lograr la degradación de compuestos recalcitrantes y persistentes como es el caso del pesticida Mertect, y de esta forma, alcanzar la disminución de los impactos negativos que éste genera en las regiones donde se emplea como pesticida para el control de las enfermedades en la corona, del cuello y de los dedos del banano y plátano.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arroyave Rojas, J.A. y Correa Ochoa, A.A. (2001) Fotodegradación de Malatión usando colector solar, Universidad de Antioquia, Medellín, 104 pp.
- Arroyave Rojas. J.A., Cruz Castellanos A. F. y Garcés G. L. (2006) Fotodegradación del pesticida Mertect empleando fotofenton con lámpara de luz ultravioleta; Revista Lasallista de Investigación, vol 3, 2, 19 – 24.
- Arroyave Rojas. J.A., Cruz Castellanos A. F. y Garcés G. L. (2007) Fotodegradación de las aguas residuales con pesticida Mertect en la industria bananera empleando fotocatalisis con dióxido de titanio y lámpara de luz ultravioleta; Revista Lasallista de Investigación, vol 4, 1, 7 – 13.
- Bermúdez Montoya, L et al (2004) Revista de Mejores prácticas: Tratamiento para el efluente del curado de coronas; Augura, Medellín.
- Garcés Giraldo. L., Mejía Franco E. y Santa Maria Arango J. (2004) La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales; Revista Lasallista de Investigación, vol 1, 1, 83 – 92.
- Garcés Giraldo. L., Hernández Ángel L., Peñuela Mesa. G., Rodríguez Restrepo A. y Salazar Palacio J. (2005) Degradación de aguas residuales de la industria textil por medio de fotocatalisis; Revista Lasallista de Investigación, vol 2, 1, 15 – 18.
- Garcés Giraldo. L. y Peñuela Mesa. G. (2005) Cinética de degradación y mineralización del colorante naranja reactivo 84 en aguas; Revista Lasallista de Investigación, vol 2, 2, 21 – 25.
- Taube J. y Vorkamp K. (2002) Pesticide residues in biological waste; Chemosphere, 49, 1357–1365.



 @aguavenmex

 Venmex Agua y Saneamiento

 venmex2018@gmail.com

 +52 844 136 9296

PORTAFOLIO DE PRODUCTOS

- Suministro de agua purificada embotellada.
- Servicio y asesoría ambiental.
- Diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales, domésticas e industriales.
- Asesoría en compostaje de residuos orgánicos.



FACILITY MANAGER

**¡Gerenciamos
tus espacios
de trabajo!**

Nuestros Servicios de Facility Manager

Mantenimiento de Infraestructura

- Mantenimiento Áreas Verdes
- Mantenimiento Sistema Hidroneumático

- Mantenimiento de Motores Eléctricos y Portones
- Mantenimiento de Techos

Suministros

- Mantenimiento de Instalaciones Eléctricas
- Manejo y Control de Servicio de Limpieza e Higienización General

Seguimiento y Control de Contratistas

- Mantenimiento de Aires Acondicionados
- Control de Plagas
- Mantenimiento de Cerco Eléctrico y Sistema Contra Incendio
- Servicios Especiales

Nuestros servicios se desarrollan en diferentes áreas de trabajos

01
Corporativo
Torre de Oficinas

02
Hotelero

03
Comercial
Centros Comerciales

04
Industrial

05
Hospitalario

06
Residencial



@grefca

+58 241 824 3704
+58 414 418 9897

gerencia@grefca.com

C.C Beverly Center piso 2
Ofic 7, Valencia, Carabobo

EXPERIENCIAS SOBRE COMPOSTAJE DE LODOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES



Javier Grimaldo Castillo (*)

Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL). Ingeniero Sanitario por la Universidad Nacional de Ingeniería, Lima – Perú.

Sara Sarmiento Tirado

Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL)

Sofía Basilio Ascanio

Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL)

Contacto Autor Principal*: Psje Los Cedros Mz. A2 lote 18 Urb. Santa Rosa, Santiago de Surco, Lima-Perú.

Teléfono: (51-1) 248-9518. **e-mail:** jgrimaldoc@sedapal.com.pe, jgrimaldoc@yahoo.com

RESUMEN

El presente trabajo describe las experiencias sobre compostaje realizados entre diciembre 2006 y febrero 2007 en las instalaciones de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) San Antonio de Carapongo (Lima-Perú) donde fueron diseñadas e instaladas tres pilas tipo windrow, compuestas por lodos digeridos aerobios, viruta de madera y restos vegetales (material de soporte). Las pilas conformadas presentaron relaciones Carbono/Nitrógeno (C/N) de 19:1, 23:1 y 26:1, con el objetivo de evaluar este factor en la estabilización de la materia orgánica y en la reducción de los microorganismos patógenos presentes en el lodo.

El proceso de compostaje fue monitoreado durante 70 días, resultando de la investigación que la pila con relación C/N 23:1 fue la más eficiente, alcanzando temperaturas entre 40°C y 59°C (fase termofílica) por 19 días lo que contribuyó a obtener, al final del proceso, concentraciones de coliformes termotolerantes de 3.3×10^2 NMP/g PS y huevos de helmintos de 0.57 Org/4g PS. El compost producido presentó pH entre 6.3 y 6.5, humedad alrededor de 30%, relaciones C/N finales entre 9.3:1 y 11:1 y concentraciones de metales pesados inferiores a lo indicado en las normas de la US EPA.

Adicionalmente, la calidad del producto final fue evaluada mediante pruebas de germinación y crecimiento, mezclando el compost con tierra de cultivo en proporciones de 1:1, 1:3 y 1:5 y sembrando semillas de maíz. Los resultados indicaron que para las muestras de compost de las pilas 1 y 2 se lograron tasas de germinación de 80% a 100%, mejorando la fertilidad del suelo e incrementando la disponibilidad de nutrientes para las plantas.

Palabras claves: Aguas residuales, lodos, compostaje, parásitos, germinación

INTRODUCCIÓN

Perú cuenta con una población aproximada de 28 millones de habitantes y una cobertura de agua potable y alcantarillado, a nivel nacional, de 76% y 57% respectivamente; sin embargo solo el 20% de las aguas residuales generadas recibe tratamiento (MVCS, 2005). Las principales tecnologías implementadas para el tratamiento de desagües han sido tanques sépticos, lagunas de oxidación y lagunas aireadas, aunque en los últimos años se construyeron algunos sistemas de lodos activados por su alta eficiencia y flexibilidad de operación.

El tratamiento de las aguas residuales, como alternativa de solución, contribuye a mitigar la contaminación de los cuerpos receptores, generando impactos positivos. Sin embargo, dependiendo del tipo de tecnología y el grado de tratamiento, en una PTAR se producen cantidades variables de lodo que, sin un buen manejo, puede convertirse en una fuente de contaminación ambiental.

El lodo producido en una PTAR presenta características variables que dependen del origen del agua residual. En el Perú, los desagües domésticos contienen altas densidades de microorganismos patógenos y, en algunos casos,

elevadas concentraciones de metales pesados debido a las descargas industriales vertidas en el sistema de alcantarillado. Ambos elementos se precipitan y se concentran en los lodos, siendo necesario aplicar algún proceso para su tratamiento. No obstante, la mayoría de PTARs de nuestro país, por gestiones inadecuadas, carece de la infraestructura y el equipamiento necesario para el manejo de lodos; además los costos, muchas veces, solo son destinados al tratamiento de la fase líquida, dejando de lado el tratamiento de lodos que usualmente representa el 50% del costo operativo total de una PTAR (Spellman, 1997). Por otro lado, el problema se agrava al no contar con normas específicas que establezcan los parámetros y los valores límites para clasificar los lodos y definir los procesos de acondicionamiento requeridos para reducir los riesgos sanitarios antes de su reuso o disposición final.

Por lo antes mencionado, la elección del proceso para el tratamiento de lodos debe ser económico, eficiente en la eliminación de parásitos y en la estabilización de la materia orgánica, siendo el compostaje una de las alternativas más adecuadas que permite aprovechar los nutrientes contenidos en los biosólidos y obtener un producto final con un alto valor agronómico.

EXPERIENCIAS SOBRE COMPOSTAJE DE LODOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

OBJETIVOS

- * Evaluar la eficiencia del proceso de compostaje para la eliminación de microorganismos patógenos presentes en los lodos de las aguas residuales.
- * Reducir el volumen de lodos a través de la remoción de la humedad y sólidos volátiles.
- * Determinar la relación C/N óptima y la calidad sanitaria del compost que permita su uso como fertilizante en la agricultura.
- * Evaluar la calidad del compost mediante pruebas de germinación y crecimiento.

MATERIALES Y METODOS

Características del lodo

Los lodos utilizados en los experimentos provinieron de la PTAR San Antonio de Carapongo, un sistema de lodos activados por aireación prolongada que trata un caudal promedio de 15 l/s. El lodo, con características estrictamente domésticas, fue retirado de los lechos de secado después de un tiempo de residencia de 40 días.

En la tabla 1 se muestra las características físico-químicas del lodo deshidratado que presentó un pH casi neutro y un alto contenido de materia orgánica (63.4%) que fue estabilizado durante el proceso de compostaje.

Tabla 1: Características físico-químicos en el lodo deshidratado de la PTAR San Antonio

Descripción	pH	Sólidos Totales (ST)	Humedad	Sólidos Volátiles (SV)	Sólidos Fijos (SF)	Peso Específico (PE)
Muestra de lodo	7.7	26.6 %	73.4 %	63.4 %	36.6 %	1100 Kg/m ³

En la tabla 2 se muestra los resultados de los análisis microbiológicos y parasitológicos del lodo que se comparó con la Norma Americana US EPA 40 CFR Part 503 (1997) y la norma brasileira P. 4230 CETESB (1999), siendo clasificado como clase B por presentar concentraciones de coliformes termotolerantes menores a 2x10⁶ NMP/g PS y al no detectarse la presencia de Salmonella. Respecto a los parásitos, se verificó que el lodo contenía una alta densidad de quistes de protozoarios y huevos de helmintos siendo identificadas las especies de Giardia Lamblia, Entamoeba Coli y Entamoeba Histolytica (quistes de protozoarios), Ascaris Lumbricoides, Hymenolepsis Nana y Taenia Saginata (Huevos de helmintos).

Tabla 2: Análisis microbiológicos y parasitológicos del lodo deshidratado de la PTAR San Antonio

Descripción	Unidad	Muestra de lodo	Normas CETESB – US EPA	
			Clase A	Clase B
Coliformes Termotolerantes	NMP/g PS	1.3 x 10 ⁶	< 1x10 ³	< 2x10 ⁶
Salmonella	NMP/g PS	Ausencia	< 3	—
Huevos de helmintos	Org/4g PS	20.8	> 1	> 1
Quistes de protozoarios	Org/4g PS	83.6	> 1	> 1

* PS: Peso seco a 105°C por 1 hora

En cuanto a los metales pesados, en la tabla 3 se observa que el lodo presentó bajas concentraciones, cumpliendo con las normas de la US EPA para ser considerado como un biosólido de excepcional calidad para uso agrícola. Asimismo, los valores de nutrientes fueron típicos de un lodo con características domésticas, presentando una relación C/N de 19:1.

Tabla 3: Concentración de metales pesados y nutrientes en el lodo deshidratado de la PTAR San Antonio

Descripción	Metales pesados (mg/Kg)								Nutrientes (%)		
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	As	Zn	C	N	C/N
Muestra de lodo	2.3	15.3	87	0.96	6.6	44.5	31.1	284.4	36.7	1.86	19
Excepcional Calidad (US EPA)	39	1200	1500	17	420	300	41	2800	—	—	—
Limite máximo (US EPA)	85	3000	4300	57	420	840	75	7500	—	—	—

El diseño de las pilas se realizó mezclando los materiales en proporciones adecuadas para obtener relaciones C/N entre 20:1 y 30:1, valores sugeridos por la WEF (1995), para garantizar un rápido y eficiente proceso de compostaje. La relación C/N se calculo según la metodología de la Universidad de Cornell (2001) de acuerdo a la ecuación 1:

$$R = \frac{\sum Mi \times Ci \times (100 - Hi)}{\sum Mi \times Ni \times (100 - Hi)}$$

Ecuación (1)

Siendo: R=Relación C/N de la mezcla
 Mi= Masa del material i
 Ci= Porcentaje de carbono del material i
 Ni= Porcentaje de nitrógeno del material i
 Hi= Porcentaje de humedad del material i

Pila 1(C/N= 19:1): compuesta por 47.5% de lodo aerobio, 47.5% de viruta y 5% de restos vegetales.

Pila 2 (C/N=23:1): compuesta por 72.5% de lodo aerobio, 20% de viruta y 7.5% de restos vegetales

Pila 3 (C/N=26:1): compuesta por 65% de lodo aerobio, 17.5% de viruta y 17.5% de restos vegetales



Figura 1: Instalación de las pilas de compostaje



Figura 2: Pila de compostaje con relación C/N 19:1

EXPERIENCIAS SOBRE COMPOSTAJE DE LODOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Métodos analíticos

Las pilas fueron monitoreadas durante 70 días a través de la determinación de los parámetros físicos, químicos, microbiológicos y parasitológicos presentados en la tabla 5. Todos los análisis fueron realizados según los procedimientos descritos en el Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater de la American Public Health Association (1998) y llevados a cabo en el laboratorio de la PTAR Carapongo. Los análisis de metales pesados fueron realizados según la metodología descrita por la US EPA (1993).

Durante el proceso de compostaje, las muestras fueron recolectadas en tres puntos de la pila: base, medio y cima y se empleó el método del cuarteo a fin de obtener muestras representativas para realizar los análisis. Respecto a los volteos, se efectuaron en forma manual, con una frecuencia de cada 7 días en el primer mes y cada 15 días a partir del segundo mes, haciendo un total de 7.

Tabla 5: Parámetros analizados, frecuencia de muestreo y métodos utilizados en las muestras de las pilas de compostaje

Parámetros	Frecuencia	Métodos analíticos
pH	3 veces / semana	Potenciómetro
Temperatura (°C)	Diaria	Termómetro digital
Humedad (%)	3 veces / semana	Secado 105°C - 1 hora
Sólidos totales (%)	3 veces / semana	Secado 105°C - 1 hora
Sólidos volátiles (%)	3 veces / semana	Calcinación 505°C - 1 hora
Metales pesados (mg/kg)	Inicio y final del proceso	Absorción atómica/espectrofotometría
Carbono orgánico (%)	Inicio y final del proceso	Digestión y titulación
Nitrógeno orgánico (%)	Inicio y final del proceso	Digestión kjeldahl
Coliformes termotolerantes (NMP/g PS)	2 veces / mes	Tubos múltiples
Quistes de protozoarios y huevos de helmintos (org/4g PS)	1 vez / mes	Centrifugación, clarificación y conteo directo

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Parámetros físico-químicos

La figura 3 muestra el comportamiento de la temperatura en las pilas de compostaje y la tabla 6 resume los valores de temperatura alcanzadas.

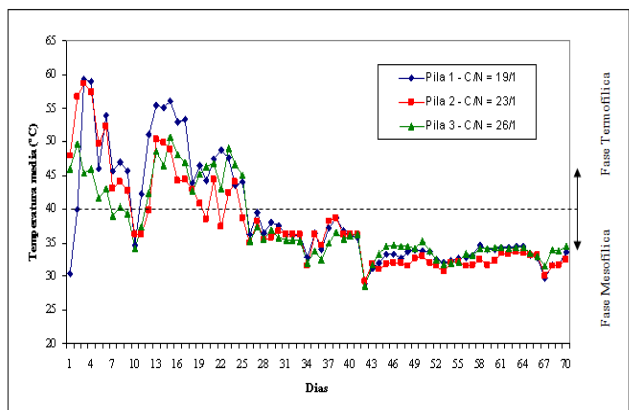


Figura 3: Variación de la temperatura en las pilas de compostaje



Tabla 6: Valores de temperatura y tiempo de permanencia en las pilas de compostaje

Pilas	Total días	Temp. máx alcanzada (°C)	N° días con temp > 55°C	N° días con temp. (50°C - 55°C)	N° días con temp. (40°C - 50°C)	N° días con temp. (28°C - 40°C)
1	70	59.3	5	4	13	48
2	70	58.6	3	2	14	51
3	70	50.6	—	1	20	49

De acuerdo con la figura 3 se observa que a partir del segundo día en las pilas 1 y 2 se alcanzaron temperaturas mayores a 40°C que se mantuvieron entre 19 y 22 días. La tabla 6 muestra que durante la fase termofílica, en ambas pilas se obtuvieron temperaturas entre 50°C y 59°C por un periodo de 5 a 9 días, tiempo suficiente para garantizar la higienización del material. En la pila 3 se observó que al contener una mayor cantidad de restos vegetales, se alcanzó una temperatura máxima de 50.6°C durante solo 1 día, lo que indica que no se logró compostar completamente los materiales por presentar un mayor grado de compactación. Al iniciarse la fase mesofílica, en las pilas se produjo el descenso gradual de la temperatura hasta llegar a valores de 32°C a 34°C después de casi 48 días. Respecto a la temperatura ambiental, durante el estudio varió entre 20°C y 32°C.

En la figura 4 se observa que durante la fase termofílica en todas las pilas se produjo una rápida elevación del pH, oscilando los valores entre 8 y 9 por la hidrólisis de proteínas y la liberación de amonio. A partir del día 21 se produjo un descenso gradual del pH llegando en el día 70 a valores de 6.23, 6.43 y 6.38 en las pilas 1, 2 y 3 respectivamente.

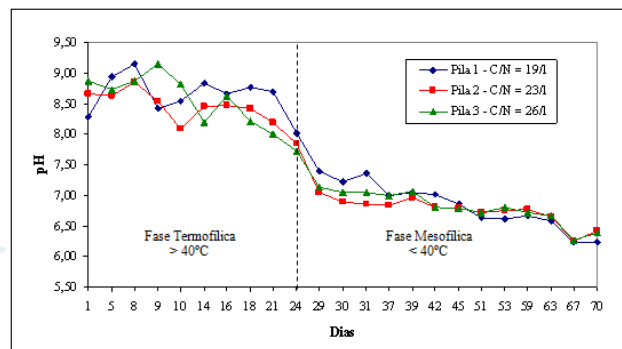


Figura 4: Variación del pH en las pilas de compostaje

Respecto a la humedad, este factor varió entre 30% y 60% durante todo el proceso. Los altos valores (>50%) coincidieron con la adición de agua y los bajos valores (<50%) se relacionaron con el incremento de la temperatura ambiental y la liberación de vapor durante los volteos. En la etapa de maduración, la humedad disminuyó hasta llegar a valores entre 30% y 36%.

EXPERIENCIAS SOBRE COMPOSTAJE DE LODOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

En relación a los sólidos volátiles, en la figura 5 se observa que en todas las pilas se alcanzó una reducción de casi 50%. Según Pereira Neto (1987), un proceso de compostaje eficiente debe presentar una reducción de 40% del valor inicial de sólidos volátiles, lo que permite reducir la atracción de vectores (moscas y mosquitos).

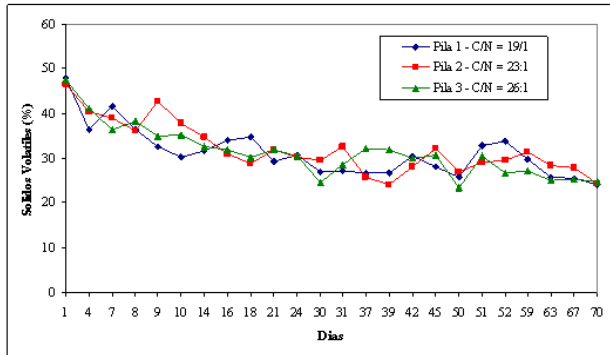


Figura 5: Variación de los sólidos volátiles en las pilas de compostaje

Análisis microbiológicos y parasitológicos

En la tabla 7 se muestra los resultados de los análisis microbiológicos y parasitológicos que fueron utilizados con el objetivo de verificar la calidad sanitaria del proceso de compostaje.

Durante la fase termofílica, la rápida degradación del sustrato, las reacciones aerobias, las condiciones de temperatura y pH contribuyeron a mantener una población de microorganismos activos. A partir del día 21, en todas las pilas se produjo la mayor reducción de coliformes termotolerantes, alcanzando remover, al final del proceso, casi 3 ciclos logarítmicos y obtener concentraciones entre 3.3×10^2 y 5.1×10^2 NMP/g PS, lo que permitió clasificar el compost, según las normas de la US EPA, como un biosólido clase A.

En cuanto a los parásitos, en la tabla 7 se observa que la pila 2 fue la más eficiente por las mayores temperaturas alcanzadas durante la fase termofílica, consiguiendo al final del proceso, concentraciones de quistes de protozoarios de 12.6 Org/4g PS y huevos de helmintos de 0.57 Org/4g PS y eficiencias de remoción de 74.7% y 95.4% respectivamente. Entre las especies que persistieron al final del proceso se identificaron la Giardia Lamblia y Entamoeba Coli (quistes de protozoarios) y huevos de Taenia saginata. Estos resultados están acorde con lo citado por Stern (1974), quien afirma que se requiere temperaturas entre 50°C y 60°C durante al menos tres días para lograr la destrucción de los géneros Entamoeba Hystolitica, Ascaris Lumbricoides, Escherichia Coli y Salmonella Typhi.



Tabla 7: Concentración de microorganismos patógenos durante el proceso de compostaje

Pilas	Coliformes termotolerantes (NMP/ g PS)			Huevos de helmintos (Org/ 4g PS)			Quistes de protozoarios (Org/ 4g PS)		
	Día 1	Día 70	% reducción	Día 1	Día 70	% reducción	Día 1	Día 70	% reducción
1	2,76x10 ⁵	5,1x10 ²	99,813 %	47,4	14,4	69,6 %	11,8	0,68	94,2 %
2	2,01x10 ⁵	3,3x10 ²	99,983 %	49,8	12,6	74,7 %	12,4	0,57	95,4 %
3	3,16x10 ⁵	3,5x10 ²	99,888 %	54,1	23,1	57,3 %	13,5	1,15	91,5 %

Metales pesados y nutrientes

En la tabla 8 se observa que el compost producido presentó un ligero incremento en la concentración de metales pesados como el cobre, zinc, arsénico y plomo como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica y el escape de agua y el dióxido de carbono a la atmósfera. Sin embargo, las concentraciones de metales pesados cumplieron con los límites de las normas de la US EPA siendo clasificado como de excepcional calidad para uso agrícola. Respecto a los nutrientes, el compost presentó relaciones C/N finales entre 9.3:1 y 11:5, con concentraciones de nitrógeno orgánico entre 1.46% y 1.54% y fósforo total entre 0.53% y 0.61%.

Tabla 8: Concentración de metales pesados y nutrientes en el compost producido

Descripción	Metales pesado (mg/Kg)							Nutrientes (%)				
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	As	Zn	C	N	P	C/N
Compost pila 1	2.0	20	145.3	0.89	6.0	152	33	535.1	16.9	1.46	0.53	11.5
Compost pila 2	2.0	23	137.7	0.88	7.0	94	56.5	443.8	14.1	1.48	0.61	9.5
Compost pila 3	2.0	25	123.8	1.02	6.0	73	19.4	385.1	14.4	1.54	0.58	9.3
Excepcional Calidad (US EPA)	39	1200	1500	17	420	300	41	2800	—	—	—	—
Límite máximo (US EPA)	85	3000	4300	57	420	840	75	7500	—	—	—	—

Calidad del compost producido

El producto final fue tamizado en una malla con abertura de 1/2" con el fin de separar el material de soporte y mejorar sus características estéticas. El compost resultó ser un material homogéneo y estable, con un peso específico de 1900 kg/m³ (Pilas 1 y 2) y 1700 Kg/m³ (pila 3), coloración marrón oscuro, de olor no agresivo y con nula atracción de vectores. En cada pila se obtuvo un volumen final de 1.2 m³, representando una reducción de casi 40% respecto al volumen inicial.

Adicionalmente, en la tabla 9 se comparó la calidad del compost producido con los parámetros establecidos en la Portuaria N° 1 (01.03.1984) del Ministerio de Agricultura de Brasil, verificando que, a excepción del porcentaje de materia orgánica, el biosólido cumple con las exigencias para ser registrado como fertilizante orgánico.

Tabla 9: Parámetros fijados por la Portuaria N° 1 y valores encontrados en el compost producido

Parámetro	Unidad	Compost Pila 1	Compost Pila 2	Compost Pila 3	Portuaria N° 1 - Brasil
Materia orgánica	%	29.2	24.3	24.9	Mínimo 40%
Humedad	%	36.8	30.4	31.9	Máximo 40%
Relación C/N		11.6 / 1	9.5 / 1	9.3 / 1	Máximo 18/1
Nitrógeno orgánico	%	1.46	1.48	1.54	Mínimo 1%
pH		6.23	6.43	6.38	Mínimo 6.0

EXPERIENCIAS SOBRE COMPOSTAJE DE LODOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES



Prueba de germinación y crecimiento

Para evaluar la calidad del compost producido se realizó una prueba de germinación siguiendo la metodología propuesta por Mathur (1993) a fin de determinar la tasa de germinación de semillas (%). Como sustrato comparativo se utilizó tierra de cultivo que fue mezclado en proporciones compost:sustrato de 1:1, 1:3 y 1:5 y en cada muestra se sembraron 5 semillas de maíz que se mantuvieron a 20°C durante 7 días.

En la tabla 10 se muestra los resultados de la prueba de germinación. Se observa que en todas las muestras de compost se logró una tasa de germinación mayor a la tierra de cultivo (> 60%) y en las muestras de compost:sustrato en las proporciones 1:3 y 1:5 del compost de las pilas 1 y 2 se alcanzó tasas entre 80% y 100%.

En la figura 6, se observa que las semillas sembradas en las muestras de compost presentaron un mejor desarrollo y crecimiento por la mayor disponibilidad de nutrientes.

Tabla 10: Tasas de germinación de semillas de maíz obtenidas en las muestras de compost

Semilla	Tierra de cultivo	Compost Pila 1			Compost Pila 2			Compost Pila 3		
		1:1	1:3	1:5	1:1	1:3	1:5	1:1	1:3	1:5
Maíz	60%	80%	100%	100%	80%	80%	100%	80%	80%	80%

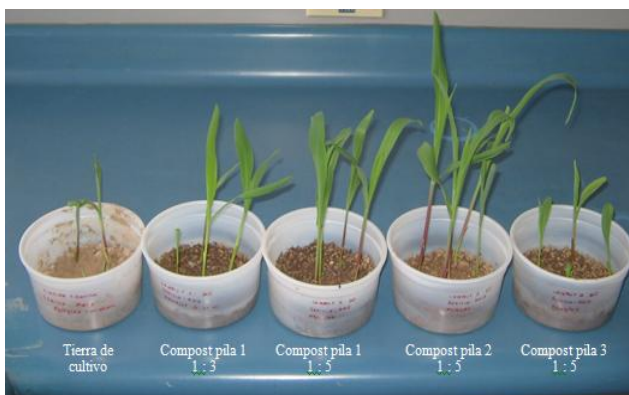


Figura 6: Germinación de las semillas de maíz en las muestras de compost

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- * El lodo deshidratado utilizado para el compostaje fue clasificado, según las normas de la US EPA, como clase B y presentó un alto contenido de microorganismos patógenos.
- * La pila 2 (C/N 23:1) fue la más eficiente, alcanzando durante la fase termofílica temperaturas mayores a 55°C por 5 días y pH entre 8 y 9 lo que contribuyó a lograr una remoción de coliformes termotolerantes de 99.983%, quistes de protozoarios de 74.7% y huevos de helmintos de 95.4%.
- * La calidad sanitaria del compost de la pila 2 presentó una concentración de coliformes termotolerantes de 3.3×10^2 NMP/g PS y huevos de helmintos de 0.57 Org/4g PS.
- * La calidad del compost producido en las pilas presentó pH entre 6.3 y 6.5, humedad alrededor de 30%, relaciones finales C/N entre 9.3:1 y 11:1, cumpliendo con los parámetros exigidos por la legislación brasilera para ser registrado como fertilizante orgánico.
- * Se alcanzó una reducción de 50% de sólidos volátiles y 40% del volumen inicial en las pilas, verificando que el compostaje permite reducir los costos de transporte y disposición de lodos en rellenos sanitarios.
- * Las concentraciones de metales pesados en el compost de las pilas fueron bajas, siendo clasificados por las normas de la US EPA como de excepcional calidad para uso en la agricultura.
- * En las muestras de compost:sustrato en proporciones 1:3 y 1:5 de las pilas 1 y 2, se alcanzó una tasa de brote de semillas de maíz entre 80% y 100%, mejorando la fertilidad de la tierra de cultivo y aumentando la disponibilidad de nutrientes para las plantas.
- * La calidad sanitaria del compost producido permite su aplicación en la recuperación de suelos degradados, en campos de cultivo de plantas ornamentales, forestales y viveros, reduciendo así el uso de fertilizantes químicos.
- * Se recomienda que el tamaño de la viruta sea inferior o igual a 5 cm y que los restos vegetales sean triturados para evitar la compactación de la pila por el peso propio de los materiales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- American Public Health Association (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Edition, APHA, New York.
- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (2002). *Biossólidos na Agricultura*. 2da Edição, ABES, São Paulo, 468 pp.
- Campos C., Guzmán C. (2004). *Indicadores de contaminación fecal en biosólidos aplicados en agricultura*. Universitas Scientiarum, Vol. 9-Nº 1, Bogotá, 59-67 pp.
- Castillo G., Mena M., Alcota C. (2002). Experiencias sobre compostaje de lodos de digestión aeróbica y anaeróbica, en memorias técnicas XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, FEMISCA, 27 al 31 de octubre, Cancún.
- Companhia de Saneamento do Paraná (1999). *Manual práctico para compostagem de biossólidos*. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), 1ra Edição, ABES, Rio de Janeiro, 84 pp.

- Costa F., Pereira J., Ovruski B. (2002). Avaliação da compostagem mesofílica e termofílica, em memorias técnicas VI Simposio Iitalo Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental, ABES, 1 a 5 de septiembre, Vitoria.
- Environmental Protection Agency (1997). 40 CFR Part 503 Standard for the use or disposal of sewage sludge. US EPA, Washington D.C., 25 pp.
- Mathur S., Owen G. (1993). Determination of compost biomaturity. *Biological Agriculture and Horticulture*, 65-85 pp
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (2005). Política del sector Saneamiento en el Perú, en *Jornada Latinoamericana de Políticas e Inversiones de Agua y Alcantarillado*, 28 septiembre, Salta, 36 pp.
- Water Environmental Federation (1996). *Operation of municipal wastewater treatment plants*. Manual of practice Nº 1, Vol III, 5th edition, WEF/ASCE, Alexandria, 386 pp.

Mihogar mimundo



APROVECHAMIENTO DE LOS ESCOMBROS GENERADOS EN ACTIVIDADES DE DEMOLICIÓN DE PLACAS DE PAVIMENTO, COMO AGREGADO GRUESO EN LA ELABORACIÓN DE CONCRETOS DE BAJA RESISTENCIA



Mario Alberto De Alba Hernández - Investigador
Ingeniero Civil, Universidad de Cartagena.

Fernando Enrique De La Barrera Porto - Investigador
Ingeniero Civil, Universidad de Cartagena.

Contacto:

Blas de Lezo, Mz 12 Lote 4 5ª Etapa, Cartagena (Bolívar).

E-mail: madh_851028@hotmail.com

Urbanización Las Palmeras, Mz 49 Lote 5, Cartagena (Bolívar). E-mail: sk8erferna@hotmail.com

RESUMEN

El presente trabajo de investigación hace parte de la Línea de Investigación Saneamiento Urbano, del grupo de investigación GIMA de la Universidad de Cartagena. Se encuentra enmarcado dentro del eje temático II: GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS de la presente Convocatoria. Registro II-DE ALBA-01

Palabras Claves: APROVECHAMIENTO, ESCOMBROS, AGREGADOS RECICLADOS(AR), CONCRETOS RECICLADOS(CR).

INTRODUCCIÓN

En la ciudad de Cartagena la producción de escombros ha incrementado significativamente en los últimos años, fenómeno atribuido al desarrollo de macroproyectos como **Transcaribe(SITM)** entre otros, así como también al resto de obras de menor envergadura que se realizan a lo largo del casco urbano. Sumado a esto, el distrito no presenta ninguna clase de control sobre la producción y el transporte de los escombros, además de no contar con un lugar con la capacidad suficiente para la disposición de los mismos, situación que acarrea consigo contaminación ambiental, disposición desordenada e insalubre en botaderos satélites e incluso desaprovechamiento del material en sí. Buscando solución a tal problemática la Universidad de Cartagena ha venido desarrollando proyectos en pro del aprovechamiento de escombros, entre estos el presente, el cual busca por

medio del reciclaje y la reutilización que el escombro sea visto como un subproducto que puede ser reincorporado a las actividades económicas de la ciudad y no como un desecho, que es como actualmente se le aprecia. El proyecto **Transcaribe** se estima generará alrededor de 195.835 m³ de escombros, por lo cual una disminución en el volumen de estos a disponer significaría un beneficio tanto económico como ambiental para la ciudad. Adicional a esto, las especificaciones de resistencia del hormigón de las placas, sugirieron un agregado con características adecuadas para su uso como agregado grueso, poseyendo características de forma y textura similares a las del agregado calizo utilizado para la elaboración del concreto convencional. De lo anterior surgió el siguiente cuestionamiento ¿Servirán los escombros producto de la demolición de placas de pavimento, como agregado grueso en la elaboración de concreto de baja resistencia?

OBJETIVOS

Objetivo General

Aprovechar los escombros generados en actividades de demolición de placas de pavimento, como agregado grueso en la elaboración de concreto de baja resistencia.

Objetivos Específicos

Diseñar la mezcla para producir concreto de baja resistencia, utilizando un agregado grueso reciclado, compuesto de material virgen y escombros, variando el porcentaje de este último.

Evaluar la viabilidad técnica del concreto elaborado con agregado reciclado, mediante la comparación de su resistencia con la resistencia del concreto convencional.

Establecer cual de las proporciones de escombros utilizadas como componente del agregado grueso en la elaboración de concreto, es la más adecuada técnicamente.

Analizar el costo/beneficio del uso de escombro como materia prima en la obtención de concreto de baja resistencia, mediante la estimación de sus costos de elaboración, y los costos y beneficios ambientales.

APROVECHAMIENTO DE LOS ESCOMBROS GENERADOS EN ACTIVIDADES DE DEMOLICIÓN DE PLACAS DE PAVIMENTO, COMO AGREGADO GRUESO EN LA ELABORACIÓN DE CONCRETOS DE BAJA RESISTENCIA

METODOLOGÍA

La metodología utilizada contempló los siguientes tipos de investigación:

Investigación Bibliográfica

La investigación bibliográfica consistió en la recolección y evaluación de información secundaria (textos, tesis y artículos de Internet) relacionada con el manejo y aprovechamiento de escombros, diseño de mezclas, especificaciones técnicas de agregados para concreto y generalidades sobre Concreto, que permitieron a los investigadores adquirir y desarrollar fundamentos sólidos para la realización del estudio.

Investigación Experimental

La investigación experimental tuvo como finalidad evaluar la viabilidad técnica del uso de escombros en la elaboración de concreto de baja resistencia. Se fundamentó en la realización de pruebas que permitieron verificar la calidad de la materia prima usada y del producto obtenido, durante su elaboración y presentación final.

Se desarrolló en las siguientes etapas:

1. Recolección, Transporte y disposición en lugar de acopio de los escombros. Los escombros utilizados en el proyecto provienen de la demolición de placas de pavimento (Proyecto SITM Transcaribe) con las siguientes características:

Espesor	Resistencia Compresión	Resistencia Flexión	Tipo de Triturado	Edad
21 cm.	34,5 MPa (5000 PSI)	4,15 MPa (600 PSI)	Calizo, con textura rugosa y forma irregular	>30 años

2. Trituración de los escombros: manual y mecánica. Obteniendo agregados con tamaños entre 38.00 mm y 4.75 mm, ratificando su denominación como agregado grueso.

3. Elaboración de Agregados Recicladados. El primer paso consistió en la elaboración de agregados gruesos reciclados productos de la combinación en peso de agregado calizo natural (procedente de CIMACO, Turbaco-Bolívar) y escombros procesado, variando el contenido de escombros presente en ellos, con el objeto de determinar la influencia que tienen los escombros en las características del agregado reciclado y por ende en las características del concreto obtenido. Los agregados reciclados propuestos fueron los siguientes:

AR1: Agregado Reciclado compuesto por 70% CIMACO y 30% Escombros.

AR2: Agregado Reciclado compuesto por 50% CIMACO y 50% Escombros.

AR3: Agregado Reciclado compuesto por 30% CIMACO y 70% Escombros.

AR4: Agregado compuesto 100% de Escombros.

4. Determinación de las propiedades de los agregados. Se determinaron las propiedades de los agregados y su coincidencia con la NTC 174 a través de la realización de los siguientes ensayos: Granulometría, Peso Unitario Seco, Resistencia al Desgaste, Resistencia a los sulfatos, densidad y absorción, humedad natural, contenido de materia orgánica.

Así mismo se hizo énfasis en la granulometría de estos, elaborando 3 tipos de agregados adicionales, manteniendo las proporciones de escombros planteadas inicialmente (30%, 50% y 70%) pero ajustándolos a las recomendadas por la NTC 174.

5. Diseños de mezclas. Se llevaron a cabo ocho diseños de mezclas para producir concreto con una resistencia entre 14 MPa (2000 PSI) y 17,5 MPa (2500 PSI), utilizando como método de dosificación de agregados el recomendado por la ACI. Debido al número de muestras analizadas (2) y limitados por la disponibilidad de material y recursos económicos, se realizó el diseño para una resistencia de 24,5 MPa añadiendo un factor de seguridad que garantizara la obtención de las resistencias establecidas. Para cada agregado reciclado corresponde un diseño de concreto reciclado.

SÁNCHEZ DE GUZMÁN, Diego. Tecnología del Concreto y Del Mortero. Quinta Edición. Bogotá, Bhandar Editores Ltda, 2001. Capítulo 11, Diseño de Mezclas.

Agregado	AR1	AR2	AR3	AR1(a) ²	AR2(a)	AR3(a)	AR4	Natural (CIMACO)
Concreto	CR1	CR2	CR3	CR1(a)	CR2(a)	CR3(a)	CR4	Convencional
% Escombros	30	50	70	30	50	70	100	0

6. Evaluación viabilidad técnica de los concretos elaborados (NTC 550, 673 y 2871). Para evaluar la factibilidad técnica del uso de escombros en la elaboración de concretos se realizó a estos, ensayos de resistencia a la compresión y a la flexión, densidad y absorción. Para efectuar dichos ensayos, por cada tipo de concreto se tomaron dos muestras conformadas por 6 cilindros cada una, que fueron ensayados de par en par a los 7, 14 y 28 días en el caso de obtención de resistencia a la compresión. En el caso de resistencia a la flexión se ensayó una pareja de vigas por muestra a los 28 días. En total se elaboraron y ensayaron 96 cilindros y 32 viguetas.

7. Evaluación viabilidad económica de los concretos elaborados

Se realizó un análisis costo/beneficio del uso de escombros en la obtención de concreto de baja resistencia, en el que se compararon los costos de producción de los concretos reciclados con los costos de producción de un concreto convencional, así mismo se realizó una cuantificación de los beneficios que la aplicación del proyecto desencadenaría tales como los ahorros en disposición en relleno y el aumento de la vida útil de la actual escombrera entre otros.



APROVECHAMIENTO DE LOS ESCOMBROS GENERADOS EN ACTIVIDADES DE DEMOLICIÓN DE PLACAS DE PAVIMENTO, COMO AGREGADO GRUESO EN LA ELABORACIÓN DE CONCRETOS DE BAJA RESISTENCIA



RESULTADOS Y COMENTARIOS

Propiedades De Los Agregados Gruesos

Los agregados reciclados se mostraron competitivos ante el agregado natural en la mayoría de propiedades analizadas, cumpliendo las especificaciones exigidas por la NTC 174 en cuanto a desgaste y resistencia a los sulfatos, las cuales tienen como límites el 50% y 18% respectivamente, acreditándolos como aptos para su uso en la elaboración de concretos. También presentaron absorciones superiores a las normalmente presentadas (0-5%), lo cual nos previno de las absorciones que presentarían los concretos elaborados con estos. En cuanto a la distribución de tamaños presentada por los agregados se puede alegar que aquel con el 100% de escombros se ajustó más a las especificaciones de la NTC 174 (Ver Figura 1), hecho atribuido a su trituración mecánica. Así mismo se puede afirmar que éste superó los límites establecidos por esta norma en cuanto a contenido de partículas inferiores al tamiz 200, el cual debe ser de 1.5% (material sin arcilla), debido al polvo generado en su trituración, trayendo como consecuencia disminución de resistencia en el concreto debida a la pérdida de la capacidad aglutinante del cemento ocasionada por el aislamiento de partículas de cemento por parte del polvo. Las características de los agregados se encuentran resumidas en la tabla 1, mostrada a continuación.

Tabla 1. Síntesis de Propiedades de Agregados Analizados

Propiedad	CIMACO	AR1	AR2	AR3	AR4	AR1(a)	AR2(a)	AR3(a)
Contenido de Escombros	0%	30%	50%	70%	100%	30%	50%	70%
Granulometría	NC	NC	NC	NC	NC	SI	SI	SI
% pasa Tamiz 200	2.0	0.8	0.7	0.7	5.0	-	-	-
PUS (gr./cm ³)	1.177	1.157	1.164	1.138	1.114	1.249	1.247	1.237
PPC (gr./cm ³)	1.382	1.333	1.317	1.299	1.237	1.373	1.342	1.331
% Absorción	3.26	5.39	5.86	7.25	7.75	5.51	6.81	7.08
Densidad Aparente (Kg/m ³)	2470	2298	2257	2201	2188	2362	2233	2219
Humedad Natural (%)	2.02	1.94	2.42	3.21	3.28	1.31	1.93	2.75
% Desgaste	34.92	35.47	36.20	36.86	37.11	-	-	-
Resistencia a los sulfatos (%)	5.78	-	-	-	11.06	-	-	-
Forma y textura	Irregular y rugosa							

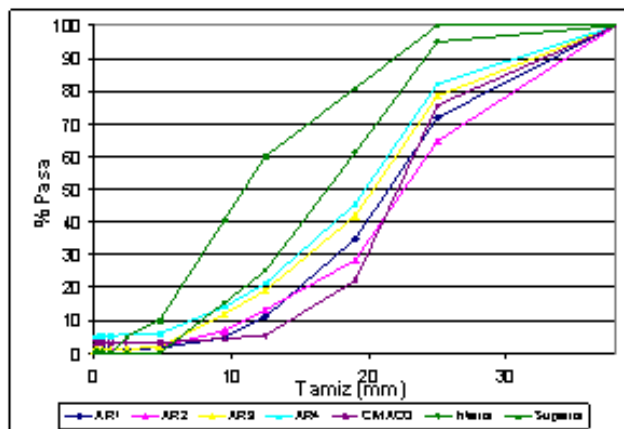


Figura 1. Granulometría de Agregados Estudiados

Propiedades de los Agregados Finos

El agregado fino utilizado para la elaboración de los concretos fue la arena procedente de INGECOST, con las siguientes características:

Tabla 2. Características Agregado Fino

Módulo de finura (%)	3,01
Pasa 200 (%)	3,22
Humedad Natural Promedio	7,70
Peso Unitario Suelto(gr./cm ³)	1,53
Peso Unitario Compacto(gr./cm ³)	1,72
Materia Orgánica	1

Las propiedades analizadas cumplen las especificaciones exigidas por la NTC 174 para su uso como Agregado.

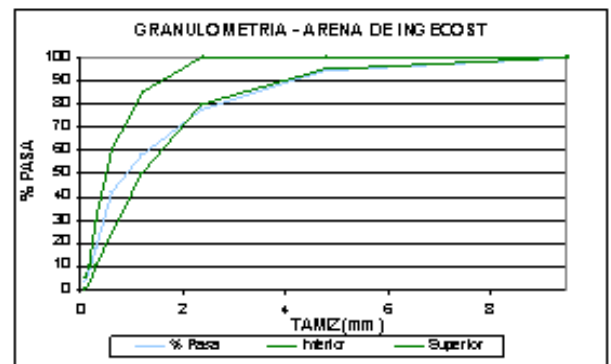


Figura 2. Granulometría Agregado Fino

Propiedades del Cemento

El cemento utilizado fue Cemento Especial Concretera Portland Tipo I (EDGE), Boyacá – HOLCIM (Colombia), con las siguientes características:

Tabla 3. Características Cemento

Finura	
Blaine (Cm ² /Seg.)	4.347,56
RM 325 (%)	1,34
Fraguado	
Tiempo Inicial (Horas)	1,97
Tiempo Final (Horas)	2,89
Consistencia Normal (%)	27,79
Peso Unitario y Densidad	
Peso Unitario (Kg./M ³)	1.021,67
Densidad Específica (Kg./M ³)	3.050,00
Fluidez (%)	109,67
Relación A/C (%)	49,97

APROVECHAMIENTO DE LOS ESCOMBROS GENERADOS EN ACTIVIDADES DE DEMOLICIÓN DE PLACAS DE PAVIMENTO, COMO AGREGADO GRUESO EN LA ELABORACIÓN DE CONCRETOS DE BAJA RESISTENCIA

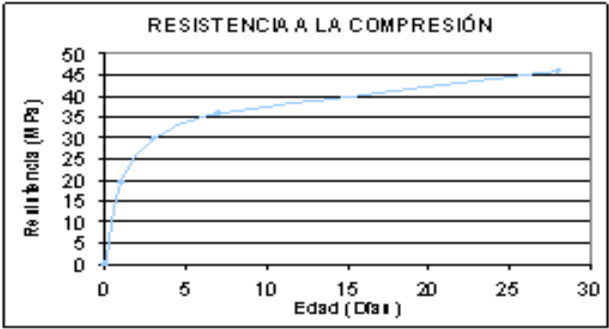


Figura 3. Resistencia a la Compresión Cemento

Diseño de Mezclas de Concreto

A continuación se muestran las consideraciones tenidas en cuenta, especificaciones de diseño y dosificaciones de los agregados obtenidas según los cálculos realizados:

Consideraciones:

- * Usos del concreto: losa de **pavimento para ciclo rutas**, losa para **puentes peatonales**, entre otras aplicaciones. Esto define el tamaño máximo del agregado.
- * **Sistema de colocación manual**. Junto con el tipo de construcción influye en la selección del asentamiento de la mezcla.
- * Forma **irregular** y textura **rugosa** de los agregados gruesos que determinan la cantidad de agua necesaria.
- * **Contenido de aire naturalmente atrapado**, consecuente con el tipo de exposición a que estará sometido el concreto, ya que en Colombia se presentan bajas probabilidades de ataques por agentes de congelación o deshielo.

Tabla 4. Especificaciones de Diseño

Asentamiento (mm)	100,00
TM (mm)	37,50
TMN (mm)	25,00
Contenido de Aire (%)	1,50
Contenido de Agua (Kg./m³)	192,00
Resistencia de Diseño (Kg./cm²)	245,00
Relación. A/C	0,53
Contenido de Cemento (Kg./m³)	362,26
Volumen de Agregados (m³)	0.674

Tabla 5. Proporciones de Agregados obtenidas por ACI

Agregado Grueso	Proporciones (%)	
	Agregado Grueso	Arena Ingecost
AR1	52.00	48.00
AR2	53.00	47.00
AR3	53.50	46.50
AR4	56.50	43.50
CIMACO	54.50	45.50
AR(a)	63.00	37.00

Las cantidades de materiales requeridas por diseño para producir un metro cúbico de concreto y la relación agua cemento afectada por las correcciones por humedad realizadas se muestran en la tabla a continuación. Es importante aclarar que la cantidad de cemento en todos los diseños fue constante y sólo se varió el contenido de agua.

Tabla 6. Cantidades de materiales por metro cúbico de concreto

Diseño	Cemento	Agua	A/C	Arena	Escombros	Grava
CR1	362,26	188,13	0,52	770,07	250,27	583,97
CR2	362,26	189,30	0,52	747,92	421,70	421,70
CR3	362,26	194,98	0,54	731,23	588,92	252,39
CR1(a)	362,26	209,60	0,58	604,40	308,73	720,38
CR2(a)	362,26	216,07	0,60	591,43	503,52	503,52
CR3(a)	362,26	210,48	0,58	589,97	703,18	301,36
CR4	362,26	202,72	0,56	684,47	889,03	0,00
Conv.	362,26	171,18	0,47	765,63	0,00	917,08

Evaluación Viabilidad Técnica de los Concretos Elaborados

La principal propiedad de un concreto es su resistencia a la compresión, pues esta influye de manera directa en las demás propiedades. Para evaluar la viabilidad técnica de los concretos reciclados se utilizó como punto de comparación el concreto convencional, el cual fue elaborado bajo las mismas condiciones que el resto de concretos.

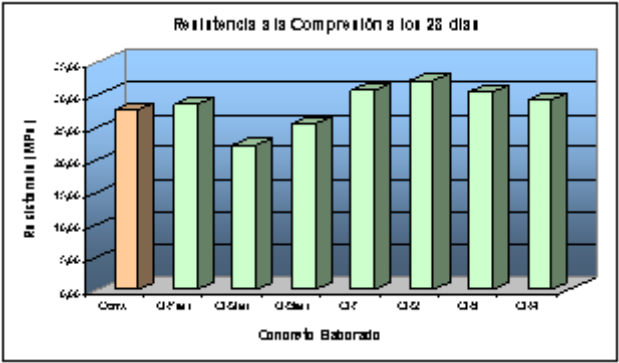


Figura 4. Resistencia a la Compresión (28 días) de los Concretos

Los resultados muestran que los concretos reciclados alcanzaron y superaron, en su mayoría la resistencia de diseño de 24.5 MPa (3500 PSI) y se mostraron competitivos en relación a las resistencias logradas por el concreto convencional. Estas oscilaron entre los 32 MPa y los 22 MPa. Las resistencias obtenidas confirman que los concretos obtenidos son concretos normales y no de baja resistencia, permitiendo valorizar a los escombros proveniente de demolición de placas de pavimento y motivar a la vez la realización de estudios más profundos donde desde el comienzo se busque obtener concretos normales y por que no de alta resistencia.

APROVECHAMIENTO DE LOS ESCOMBROS GENERADOS EN ACTIVIDADES DE DEMOLICIÓN DE PLACAS DE PAVIMENTO, COMO AGREGADO GRUESO EN LA ELABORACIÓN DE CONCRETOS DE BAJA RESISTENCIA



En síntesis en la tabla a continuación se muestran el resto de propiedades evaluadas al concreto y los valores obtenidos en cada caso:

Tabla 7. Propiedades de los Concretos elaborados

Concreto	Peso Unitario (gr/cm³)	Absorción (%)	Densidad Nominal (Kg/m³)	Resistencia Compresión (MPa)	Resistencia Flexión (MPa)	Asentamiento	
						mm	Pulg.
Convencional	2,32	8,04	2554	27,62	4,46	112,50	3,17
CR1	2,30	10,49	2535	30,66	4,87	88,33	4,50
CR2	2,34	6,10	2613	32,16	4,54	100,00	3,53
CR3	2,27	5,54	2363	30,37	4,94	116,67	4,00
CR4	2,29	6,36	2460	29,13	4,45	80,00	3,00
CR1(a)	2,31	8,92	2587	28,46	4,65	100,00	4,67
CR2(a)	2,22	6,94	2284	22,21	3,55	75,00	3,20
CR3(a)	2,28	5,75	2307	25,56	3,89	79,17	4,00

En general los resultados obtenidos revelan el potencial los concretos elaborados con agregados gruesos con contenidos de escombros, forjándolos competitivos ante los concretos convencionales en cuanto a esta propiedad del estado endurecido.

Evaluación Viabilidad Económica de los Concretos

Para poder establecer la viabilidad total del producto se hizo necesario realizar un análisis de costos en los que se compararon los costos de producción de concretos reciclados con los de un concreto convencional. Los costos de procesamiento utilizados aplican a escombros de concreto provenientes de cualquier actividad de demolición, rehabilitación y construcción de obras civiles, valores utilizados para efectos del presente proyecto pues no existe un estudio que permita valorar la cantidad de escombros proveniente de las actividades demolición de placas de pavimento. Así mismo estos no incluyen los costos de inversión en Maquinaria ni equipos, sólo corresponden a los costos desencadenados por el funcionamiento de la planta de reciclaje de escombros. El costo por tonelada de escombros fue obtenido de dividir el costo total mensual de producción entre la recuperación mensual de escombros, asumiendo una recuperación diaria de escombros de concreto de 435.07 ton/día, establecida en la tesis “Central de Valorización y Reciclaje para Cartagena de Indias D. T y C. 2005”, y que la planta de reciclaje labora mensualmente 24 días.

El costo de procesamiento de escombros para efectos del proyecto fue de \$ 128.150/tonelada, el cual puede ser disminuido hasta 16 veces si se lleva acabo la implementación de una planta de reciclaje (\$8.054,24). Así mismo el costo de procesamiento de los concretos puede ser disminuido entre 4,71 y 17,46% si se utilizan escombros en su elaboración, obteniendo el mayor ahorro cuando se utiliza el 100% de escombros.

Resultado de proyectar el costo de procesamiento establecido a partir de la Tesis “Central De Valorización Y Reciclaje De Escombros Para Cartagena De Indias D. T y C. 2005” al presente año, 2007. Utilizando una tasa de interés anual de 4.48 % según la IPC 2006.

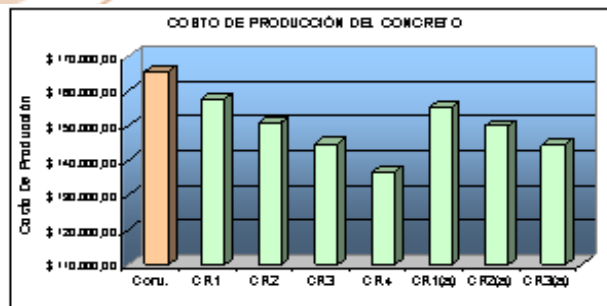


Figura 5. Costos de Producción de Escombros

Tabla 8. Ahorro en los Costos

Concreto	% Ahorro Respecto al Convencional
Convencional	0,00
CR1	4,71
CR2	8,86
CR3	12,51
CR4	17,46
CR1(a)	6,34
CR2(a)	9,45
CR3(a)	12,67

Actualmente Cartagena cuenta con 6,05 ha para disposición de escombros, al 2008 dicha capacidad será superada, lo cual generará desordenes ambientales causados por la aparición indiscriminada de botaderos satélites, problemática que aumentará al 2017 pues lo requerimientos de áreas serán mayores (7,42 ha adicionales).

Partiendo de los resultados favorables encontrados en cuanto al uso de escombros y de la composición física de los escombros en la ciudad, la cual indica que el 59.68 % son de concreto, se estima que los ahorros por disposición de escombros están alrededor de los 8 mil millones de pesos y que con su aprovechamiento se puede aumentar la vida útil de la actual escombrera hasta 5 años.

Tabla 9. Costos por Tratamiento y Disposición y los Ahorros Obtenidos por Aprovechamiento

Año	Volumen sin Aprov. (m³)	Volumen con Aprov. (m³)	Área Requerida Sin Aprov. (ha)	Área Requerida Con Aprov. (ha)	Costos Por Tratamiento Y Disposición	Ahorro En Tratamiento Y Disposición
2004	161.865,00	96.601,03	0,81	0,48	\$ 922.500.938,05	\$ 550.548.559,83
2005	407.702,00	243.316,55	2,85	1,70	\$ 2.427.671.224,99	\$ 1.448.834.187,07
2006	370.807,00	221.297,62	4,70	2,81	\$ 2.306.896.533,22	\$ 1.376.755.852,22
2007	154.081,00	91.955,54	5,47	3,27	\$ 1.001.526.500,00	\$ 597.711.015,20
2008	156.963,00	93.675,52	6,26	3,73	\$ 1.065.967.125,60	\$ 636.169.180,36
2009	149.140,00	89.006,75	7,00	4,18	\$ 1.058.214.780,65	\$ 631.542.581,09
2010	152.068,00	90.754,18	7,76	4,63	\$ 1.127.329.008,84	\$ 672.789.952,48
2011	154.697,00	92.323,17	8,54	5,09	\$ 1.198.196.106,37	\$ 715.083.436,28
2012	157.515,00	94.004,95	9,32	5,56	\$ 1.274.679.771,49	\$ 760.728.887,62
2013	160.332,00	95.686,14	10,13	6,04	\$ 1.355.603.090,51	\$ 809.023.924,41
2014	163.149,00	97.367,32	10,94	6,53	\$ 1.441.218.805,62	\$ 860.119.383,19
2015	165.967,00	99.049,11	11,77	7,03	\$ 1.531.794.168,69	\$ 914.174.759,88
2016	168.784,00	100.730,29	12,62	7,53	\$ 1.627.582.857,51	\$ 971.341.449,36
2017	171.601,00	102.411,48	13,47	8,04	\$ 1.728.879.840,68	\$ 1.031.795.488,92
TOTALES					\$ 20.068.060.754,22	\$ 11.976.618.658,12

APROVECHAMIENTO DE LOS ESCOMBROS GENERADOS EN ACTIVIDADES DE DEMOLICIÓN DE PLACAS DE PAVIMENTO, COMO AGREGADO GRUESO EN LA ELABORACIÓN DE CONCRETOS DE BAJA RESISTENCIA

Otro aspecto importante es el requerimiento de agregado grueso de la ciudad el cual presenta un promedio de 128.640 m³/año, los cuales pueden ser suplidos en su mayoría por los escombros generados en el Distrito los cuales en promedio son de 115.000 m³/año.

Resultado de Investigación Realizada en Mayo de 2007 a Empresas Productoras de Concreto de la Ciudad.

CONCLUSIONES

La utilización de los escombros en la elaboración de concretos es viable técnica y económicamente pues además de obtener excelentes resistencias de hasta 32 MPa, se pueden obtener ahorros en su producción entre los 4,71 y 17,46%. De igual forma los agregados reciclados presentan características físicas y químicas conforme a la NTC 174, que avalan su utilización como agregado grueso. Así mismo la implementación del presente proyecto generaría grandes beneficios económicos, en cuanto ahorro por disposición de escombros y aumento en la vida útil de la escombrera. Además de ser un aporte al avance tecnológico del país en materia de Gestión de Residuos Sólidos.



RECOMENDACIONES

Debido a los excelentes resultados arrojados por el proyecto, se recomienda llevar a cabo estudios que contemplen la posibilidad del uso de escombros para la elaboración de concretos de resistencias normales y altas, los cuales analicen la alternativa de usarlos como la totalidad del agregado grueso e incluya el análisis de los escombros provenientes, además de la demolición de placas de pavimento, de elementos estructurales de edificios, puentes, etc., que permitan disminuir en mayor proporción la cantidad de escombros a disponer en escombreras.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. SÁNCHEZ DE GUZMÁN, Diego. Tecnología del Concreto y Del Mortero. Quinta Edición. Bogotá, Bhandar Editores Ltda, 2001. Capítulo 11, Diseño de Mezclas
2. Agregado ajustado granulométricamente a la NTC 174.
3. Resultado de proyectar el costo de procesamiento establecido a partir de la Tesis "Central De Valorización Y Reciclaje De Escombros
4. Para Cartagena De Indias D. T y C, 2005" al presente año, 2007. Utilizando una tasa de interés anual de 4.48 % según la IPC 2006.
4. DORIA, Shirlena Y MIRANDA, Paola. Lineamientos Para La Gestión Y El Manejo De Los Escombros Generados En El Distrito De Cartagena De Indias. Cartagena, 2004., p. 92. Trabajo de grado (Ingeniero Civil). Universidad de Cartagena. Facultad de Ciencias e Ingenierías.
5. Resultado de Investigación Realizada en Mayo de 2007 a Empresas Productoras de Concreto de la Ciudad.

Espacio de empoderamiento

Afiliarse a nuestra institución es incorporarse a la comunidad ejecutiva de **mayor influencia en la región.**

Nuestros espacios son los escenarios ideales para las actividades de adiestramiento y empresariales.

Contáctenos

✉ relacionespublicasaeec@gmail.com
☎ 0241-8255504 / 9864
📱 @aeecoficial



AEEC
Asociación de Ejecutivos
del Estado Carabobo

Av 119 Teodoro Gubaira (4 Av.) # 122-145 Urb. Valles de Camoruco, Valencia Edo. Carabobo

EVALUACIÓN DEL PUNTO DE PRECLORACION EN LA REDUCCIÓN DE TRIHALOMETANOS Y CONTROL MICROBIOLÓGICO EN EL AGUA CRUDA DE RÍO CAUCA



Juan Carlos Escobar*
EMCALI EICE ESP, Ph.D
Ingeniero sanitario, Jefe
de Operación Planta
Puerto Mallarino
Ximena Portilla
Universidad del Valle

Camilo Hernán Cruz
Universidad del Valle
Patricia Torres
Universidad del Valle
Luis Germán Delgado
EMCALI EICE ESP
Héctor Mario Gutiérrez

Universidad del Valle
Luz Edith Barba
Universidad del Valle
Magally González
Universidad del Valle

Contacto Autor Principal*:
Calle 75 con Carrera 15
esquina Planta Puerto
Mallarino. Cali – Valle. E-mail:
jcescobar@emcali.com.co

RESUMEN

La contaminación microbiológica del río Cauca y los posibles riesgos a la salud asociados a la formación de subproductos de la desinfección, plantearon la necesidad de evaluar la optimización de la precloración en las plantas de tratamiento de Puerto Mallarino y Río Cauca, las cuales abastecen al 76.5% de la población de Santiago de Cali. El objetivo del estudio fue evaluar en escala de laboratorio la influencia del cambio en la secuencia de aplicación de coagulante y desinfectante en el agua cruda sobre la calidad microbiológica y la formación de trihalometanos en el agua tratada, para reducir el riesgo sanitario. Los resultados obtenidos mostraron que la eficiencia en la remoción de coliformes totales y fecales, indicadores de contaminación microbiológica, no se afecta al cambiar la secuencia de aplicación de los dos productos; sin embargo, se observó disminución en la concentración de trihalometanos al realizar la precloración posterior a la coagulación.

Palabras Clave: Riesgo microbiológico, Riesgo químico, Subproductos de desinfección, Precloración

INTRODUCCIÓN

El Río Cauca es uno de los principales ríos de Colombia y en las últimas décadas, ha venido presentando un creciente deterioro en su calidad fisicoquímica y microbiológica, asociado principalmente al gran número de vertimientos de origen natural, agropecuario, industrial y doméstico, que incidiendo de manera significativa en la calidad de sus aguas. Las plantas de Puerto Mallarino y Río Cauca captan el agua cruda de esta fuente sometiéndola a un tratamiento de potabilización en ciclo completo donde adicionalmente se efectúa el proceso de precloración para garantizar el control de riesgo microbiológico, sin embargo, a pesar de los beneficios de la cloración para la salud pública existe una preocupación con respecto al riesgo químico debido a que las investigaciones evidencian la reacción del cloro con ciertas sustancias orgánicas presentes en el agua cruda, dando como resultado la formación de Subproductos de Desinfección – SPD.

De acuerdo con diversas investigaciones el cloro y otros productos usados para la desinfección del agua como ozono, dióxido de cloro y cloraminas entre otros, producen diversos tipos de subproductos que según la OMS (2004) y la EPA (2000) presentan efectos adversos en la salud humana como lo muestra la Tabla 1.

TABLA 1: Productos empleados para la desinfección, sus subproductos y efectos en la salud¹

SPD	EFFECTO EN LA SALUD	O ₃	Cl ₂	OCF	ClO ₂	NH ₂ Cl
Ácido hipobromoso	Actualmente en estudio	X				
Ácidos haloacéticos	Probablemente carcinogénicos, toxicidad alta		X		X	X
Ácidos cloroaromáticos	Disfunciones en el sistema reproductor, daños en el sistema inmunológico.		X			
Bromatos	Efectos mutagénicos, presenta alta incidencia en tumores de riñón, carcinogenicidad probable en humanos.	X				
Cianógeno Haluros	Se metabolizan rápidamente en el cuerpo produciendo severas intoxicaciones.		X		X	X
Clorofenoles	Probablemente mutagénicos y carcinogénicos		X		X	
Formaldehídos	Carcinogénico, afecta el sistema digestivo y respiratorio	X				
Hipobromitos	Actualmente en estudio	X				
Haloalohidríns	Actualmente en estudio		X		X	X
Haloacetonas	Actualmente en estudio		X		X	X
Haloaldehídos	Actualmente en estudio		X			
Oxidrininas (Cloratos y cloritos)	Afectan los glóbulos rojos ocasionando metahemoglobina. Potencialmente cancerígenos.			X	X	
Trihalometanos	Probablemente carcinogénicos en humanos	X ⁽²⁾	X			

O₃: Ozono, Cl₂: Cloro, OCF: Hipoclorito, ClO₂: Dióxido de cloro, NH₂Cl: Cloramina

⁽¹⁾ Información tomada de la AWYWA y las guías de calidad de agua de la OMS

⁽²⁾ Específicamente bromoformo

Dentro del grupo de SPD los Trihalometanos – THM's han sido los compuestos más estudiados permitiendo establecer que su formación es afectada por factores como temperatura, pH, concentración de cloro residual, concentración y tipo de sustancias húmicas y tiempo de contacto del cloro

EVALUACIÓN DEL PUNTO DE PRECLORACIÓN EN LA REDUCCIÓN DE TRIHALOMETANOS Y CONTROL MICROBIOLÓGICO EN EL AGUA CRUDA DE RÍO CAUCA

Con base en esto, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos – EPA ha planteado algunas estrategias para reducir la formación de SPD dentro de las que se encuentra: Uso de la coagulación mejorada y el cambio en el punto de la cloración (EPA 2003). Estas prácticas operacionales han sido evaluadas a nivel de laboratorio por algunos investigadores obteniendo una reducción de la formación de THMs hasta del 25 – 28 % debido a la reducción de COT ocurrida durante la coagulación (Chang et al., 1999; Musikavong et al., 2005). Adicionalmente, en estudio preliminar realizado en la planta de Puerto Mallarino evaluando el efecto del cambio del punto de precloración sobre la calidad del agua clarificada, se encontró que la secuencia coagulación – precloración – sedimentación permitió reducir la demanda de cloro,

situación que conlleva a minimizar la producción de SPD (Caballero et al., 2005). En la misma investigación, la cloración después de la clarificación del agua presentó mejores condiciones para la reducción de Subproductos de la Desinfección y remoción de carga bacteriana, sin embargo, se evidenció la necesidad de preoxidar para evitar el crecimiento de algas en las unidades de floculación – sedimentación.

De esta forma el estudio pretende evaluar la secuencia de aplicación de coagulante y desinfectante para lograr disminuir la formación de THMs, sin comprometer la calidad microbiológica del agua y sin poner en riesgo la salud de los consumidores.

METODOLOGÍA

Con el objetivo de evaluar las condiciones que permitan llevar a cabo la precloración de manera que se controle el riesgo microbiológico y se reduzca la formación de SPD, se realizaron ensayos a nivel de laboratorio, evaluando la secuencia de aplicación del coagulante y el desinfectante. Para la realización de los ensayos se utilizaron equipos de jarras Phipps and Birds usando un volumen de muestra de 2.2 litros por cada jarra como se muestra en la Figura 1.

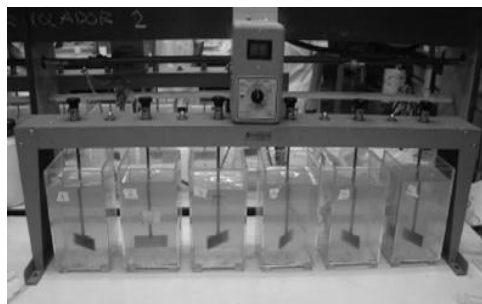


Figura 1. Montaje experimental empleado en los ensayos

El agua empleada en los ensayos fue agua del Río Cauca a la que ya le había sido adicionado carbón activado en una dosis de 1.5 mg/L. La muestra fue caracterizada en términos de las variables Turbiedad (UNT), Color aparente (UPC), pH (unidades), coliformes fecales (UFC/100cc), coliformes totales (UFC/100cc), bacterias heterotróficas (UFC/100cc) y THMs totales como la suma de cloroformo, bromodichlorometano, clorodibromometano y bromoformo ($\mu\text{g/l}$). Los análisis se realizaron según APHA et al (1998). Inicialmente fueron realizados ensayos de demanda de cloro para la construcción de las curvas de punto de quiebre manejando dosis entre 1 y 12 mgCl_2/L en cada jarra a partir de una solución concentrada de cloro de aproximadamente 1.000 mg/l . Una vez construidas estas curvas, se procedió a modificar la secuencia de aplicación de los procesos de coagulación y precloración, simulando dos condiciones de operación: i) Precloración - Coagulación, proceso que se aplica en la planta de Puerto Mallarino y ii) Coagulación - Precloración proceso que se aplica en la planta de Río Cauca.

Para las dos condiciones evaluadas se empleó sulfato de aluminio líquido grado comercial tipo B como coagulante, el cual fue obtenido de las plantas de tratamiento a una concentración entre el 48 - 50% y almacenado a una temperatura ambiente. Previo a la realización de cada ensayo fue preparado a una concentración de 2%, empleando la dosis óptima para remoción de turbiedad o de color respectivamente según diagramas realizados en estudios previos (Univalle – Emcali, 2006).

Las etapas de tratamiento fueron simuladas según las condiciones actuales de operación de Puerto Mallarino o factibles variaciones del punto de cloración en la planta. La Tabla 2 ilustra las condiciones experimentales para las dos secuencias de aplicación de coagulante y desinfectante evaluadas.

TABLA 2: Condiciones experimentales

ETAPA	TIEMPO (MIN)	TIEMPO DE CONTACTO DE CLORO (MIN)	VELOCIDAD DE ROTACIÓN (RPM)
Ensayo Precloración – coagulación			
Tiempo de Precloración	2.5	2.5	100
Mezcla rápida	1	3.5	300
Mezcla lenta	30	33.5	40
Sedimentación	15	48.5	-
Tiempo adicional	131.5	180	-
Ensayo coagulación – precloración			
Mezcla rápida	1	0	300
Tiempo de precloración	1	1	100
Mezcla lenta	30	31	40
Sedimentación	15	46	-
Tiempo adicional	134	180	-

Al finalizar la etapa de sedimentación, el sobrenadante fue trasladado a botellas de dos litros, cubiertas con papel aluminio como se aprecia en la Figura 2, evitando la foto descomposición del cloro, hasta completar un tiempo de contacto de cloro de 180 minutos (tres horas), valor similar al tiempo de retención actual en la planta de Puerto Mallarino a la salida del proceso de sedimentación. En todas las jarras se tomó una muestra del sobrenadante y se determinó turbiedad, pH, cloro libre, combinado y residual total usando el procedimiento de titulación con DPD -Método 4500 – Cl F (APHA et al, 1998).



Figura 2. Montaje para toma de muestras

Se estableció con base en la literatura y en la práctica en las plantas, una concentración deseada de cloro libre de 0.5 mg/l para lograr control microbiológico y evitar la formación de algas en todos los procesos previos a la filtración. A las tres muestras con un valor de cloro libre alrededor de éste se les midió adicionalmente THMs y coliformes totales, coliformes fecales y bacterias heterotróficas. Finalmente los resultados fueron comparados mediante la prueba estadística no paramétrica de Wilcoxon para establecer diferencias significativas entre las secuencias de tratamiento evaluadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la caracterización inicial de ambas plantas de tratamiento se presentan en la Tabla 3.

TABLA 3: Caracterización del agua cruda

VARIABLE	PRIMER ENSAYO		SEGUNDO ENSAYO		TERCER ENSAYO	
	PM	RC	PM	RC	PM	RC
pH inicial (Unidades)	6.4	6.3	6.7	6.8	6.8	6.9
Turbiedad (UNT)	42	49	24	25	43	60
Color aparente (UPC)	45	51	12	19	35	38
THMs Totales (µg/L)	<0.67	<0.67	<0.67	<0.67	<0.67	<0.67
Coliformes Totales (UFC/100cc)	100.000	130.000	60.000	70.000	35.000	30.000
Coliformes Fecales (UFC/100cc)	80.000	90.000	45.000	20.000	10.000	20.000
Bacterias Heterotróficas (UFC/100cc)	1.600.000	2.000.000	2.750.000	1.500.000	2.250.000	1.200.000

Los resultados de la caracterización inicial del agua cruda mostraron que fue representativa del periodo de verano y que las concentraciones de THMs totales se encuentran por debajo del límite de detección del método utilizado. Adicionalmente la calidad microbiológica del agua cruda indica que para su uso se requiere un tratamiento convencional con tratamientos específicos (OMS, 2004; RAS, 2000; Minsalud, 1984).

Planta Puerto Mallarino

La Tabla 4 presenta las dosis de coagulante y cloro que permitieron alcanzar valores de cloro libre iguales o superiores a 0.5 mg/l en las dos secuencias de tratamiento, adicionalmente los resultados de THM totales, coliformes fecales y totales, obtenidos bajo estas condiciones para el agua cruda proveniente de la planta Puerto Mallarino.

TABLA 4: Efecto del cambio de secuencia de los procesos en producción de THMs e indicadores microbiológicos Puerto Mallarino.

PARÁMETRO	PRIMERO		SEGUNDO		TERCERO	
	P-C	C-P	P-C	C-P	P-C	C-P
Dosis optimizada para remoción de turbiedad						
Dosis de coagulante (mg/L)	30		22		22	
Dosis de cloro (mg/L)*	5.0	5.0	4.0	4.0	3.0	3.0
THM Totales (µg/L)	5.5	2.3	36.7	28.8	29.5	23.3
Bacterias heterotróficas (UFC/100cc)	3	27	1	10	3	23
Dosis optimizada para remoción de color						
Dosis de coagulante (mg/L)	40		30		22	
Dosis de cloro (mg/L)*	5.0	5.0	5.0	4.0	3.0	4.0
THM Totales (µg/L)	1.37	4.5	25.4	20.5	25.3	26.1
Bacterias heterotróficas (UFC/100cc)	18	0	0	14	1	16

En todos los ensayos los coliformes fecales y totales presentaron un valor de cero (UFC/100cc)
* Dosis de cloro que garantiza un residual de cloro libre igual o superior a 0.5 mg/L

P - C: Precloración - Coagulación

C - P: Coagulación - Precloración

Inicialmente vale la pena destacar que la dosis de coagulante para remoción de color fue superior a la remoción de turbiedad en dos de los tres ensayos realizados, mientras que las dosis de cloro para ambos casos fue similar. Con relación a la producción de THMs se aprecia que fue mayor para la secuencia de tratamiento Precloración - Coagulación que corresponde a la condición de operación actual de la planta Puerto Mallarino. Un aspecto importante es que para ambas secuencias de tratamiento los coliformes totales y fecales presentaron un valor igual a 0 UFC/100cc.

Planta Río Cauca

La Tabla 5 muestra las dosis de coagulante y cloro que permitieron alcanzar valores de cloro libre iguales o superiores a 0.5 mg/l en las dos secuencias de tratamiento, adicionalmente los resultados de THM totales, coliformes fecales y totales, obtenidos bajo estas condiciones para el agua cruda procedente de la planta Río Cauca.

Los resultados obtenidos para la planta Río Cauca se presentan en la Tabla 5.

TABLA 5: Efecto del cambio de secuencia de los procesos en producción de THMs e indicadores microbiológicos planta Río Cauca

PARÁMETRO	PRIMERO		SEGUNDO		TERCERO	
	P-C	C-P	P-C	C-P	P-C	C-P
Dosis optimizada para remoción de turbiedad						
Dosis de coagulante (mg/L)	30		18		20	
Dosis de cloro (mg/L)*	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	3.0
THM Totales (µg/L)	7.4	3.9	23.8	27.0	29.5	23.3
Bacterias heterotróficas (UFC/100cc)	0	1	156	12	0	23
Dosis optimizada para remoción de color						
Dosis de coagulante (mg/L)	45		28		22	
Dosis de cloro (mg/L)*	4.0	4.0	5.0	5.0	4.0	4.0
THM Totales (µg/L)	12.9	11.7	26.3	22.3	26.9	23.3
Bacterias heterotróficas (UFC/100cc)	48	1	98	94	9	0

En todos los ensayos los coliformes fecales y totales presentaron un valor de cero (UFC/100cc)

* Dosis de cloro que garantiza un residual de cloro libre igual o superior a 0.5 mg/L

P - C: Precloración - Coagulación

C - P: Coagulación - Precloración

Al igual que para la planta Puerto Mallarino las dosis de coagulante para remoción de color fueron superiores a las de remoción de turbiedad, mientras que las dosis de cloro para ambos casos fue similar.

EVALUACIÓN DEL PUNTO DE PRECLORACIÓN EN LA REDUCCIÓN DE TRIHALOMETANOS Y CONTROL MICROBIOLÓGICO EN EL AGUA CRUDA DE RÍO CAUCA

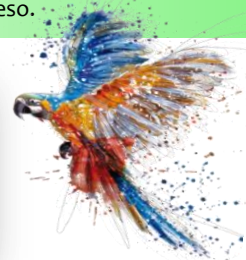
La producción de THMs fue menor para la secuencia de tratamiento Coagulación – Precloración condición que corresponde a la operación actual de la planta Río Cauca; sin embargo, se evidenció que para ambas secuencias de tratamiento los coliformes totales y fecales presentaron un valor igual a 0 UFC/100cc.

Finalmente, los resultados de la evaluación del punto de precloración para las plantas de Puerto Mallarino y Río Cauca muestran que independiente de las dosis de coagulante y desinfectante y de su secuencia de aplicación se obtuvo una remoción completa de los coliformes totales y fecales y una reducción del orden del 99.985 % de bacterias heterotróficas (mediana 9 UFC/100 cc), lo que representa una calidad microbiológica que cumple los estándares de calidad de agua tratada.

Desde el punto de vista de los THMs, se observa que los valores obtenidos en las dos secuencias evaluadas muestran diferencias significativas (prueba estadística no paramétrica de Wilcoxon), siendo menor la producción en la secuencia coagulación - precloración (mediana de 22.8 frente a 25.3 µg/l), debido probablemente a la desestabilización y aglomeración ocasionada por el coagulante, la cual disminuye la materia orgánica disponible para la formación de THMs. Las dosis de cloro no presentaron diferencias significativas y se encuentran en el rango de dosificación utilizado en las plantas de tratamiento en la etapa de precloración.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- * Los resultados de la evaluación del cambio del punto de precloración sugieren que la eficiencia en la remoción de coliformes totales y fecales y bacterias heterotróficas no está influenciada por la secuencia de aplicación del coagulante y el desinfectante.
- * La comparación de la producción de THMs bajo las secuencias de tratamiento evaluadas evidenciaron una menor producción para la secuencia Coagulación – Precloración permitiendo reducir el riesgo químico sin comprometer la calidad microbiológica del agua tratada, por lo cual se recomienda esta secuencia de tratamiento para las plantas de tratamiento de Puerto Mallarino y Río Cauca.
- * Se recomienda evaluar a nivel técnico y económico otros oxidantes que permitan la oxidación de materia orgánica antes del proceso de precloración lo que además disminuirá la dosis de cloro utilizada en este proceso.



BIBLIOGRAFÍA

- APHA-Awwa-Wef, Estándar Methods For The Examination Of Water And Wastewater, Edición 20, Port City, 1998
- Caballero Luis y Velásquez Oscar. Efecto del cambio en el punto de desinfección sobre la calidad del agua clarificada: Caso Planta Puerto Mallarino. Tesis de pregrado. Universidad del Valle. 2005.
- Colombia, Ministerio de Desarrollo Económico. Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico. Sistemas de Potabilización, Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico. BOGOTÁ D.C: RAS, 2.000. II
- Colombia. Ministerio De Salud Pública. Decreto Número 475 de 1998. Normas Técnicas de Calidad del Agua Potable. Santa Fe de Bogotá, D. C, 1998.
- Colombia. Ministerio De Salud Pública. Decreto Número 1594 de 1984. Usos del agua y residuos líquidos. Santa Fe de Bogotá, D. C., 1984.
- EPA Stage 2 Disinfectants and disinfection byproducts rule. Significant excursion guidance manual. 2003.
- EPA. U.S Environmental Protection Agency. Drinking Water Standards

- and Health Advisories. Office of Water 4304. 2000.
- EPA. Guidance Manual Disinfection Profiling and Benchmarking. 1999.
- Komulainen H, Et Al. Carcinogenicity of the drinking water mutagen 3-chloro-4- (dichloromethyl)-5- hydroxy-2(5H)-furanone in the rat [see comments]. J Natl Cancer Inst 1997;89 (12): 848-856.
- Musikavong et al., Reduction of organic matter and trihalomethane formation potential in reclaimed water from treated industrial estate wastewater by coagulation. Journal of Hazardous Materials, 2005.
- OMS. Guidelines For Drinking-Water Quality-. Tercera edición v 1. 2004.
- Stocker KJ, Statham J, Howard Wr, Proudlock RJ. Assessment of the potential in vivo genotoxicity of three trihalomethanes: chlorodibromomethane, bromodichloromethane and bromoform. Mutagenesis 1997; 12 (3): 169-173.
- Univalle – Emcali, Estudios para evaluación de riesgos sanitarios, adsorción con carbón activado y optimización de procesos de las plantas de potabilización de EMCALI EICE abastecidas por el Río Cauca. Proyecto de investigación. 2006.





Grupo AMDS, S.A. de C.V.

Construcción y Operación Integral
"Llave en mano de Plantas para Tratamiento de Aguas Residuales"

Nos especializamos en el tratamiento de aguas residuales,
con presencia en nueve países del continente americano

- La más avanzada tecnología, equipos y procesos,
para ofrecer el diseño óptimo en cada aplicación
- Contamos con los técnicos más calificados
- Capacidad Interna Total para Obras
- Alianzas estratégicas únicas con proveedores de
tecnología, equipos y servicios de ingeniería
- Maquinaria propia para construcción en sitio



Equipos para todas las etapas: Tratamiento de Aguas Residuales



**Rejilla de Limpieza
Automática:
Cable, Cadena
y Limpieza Trasera**



**Sedimentadores
Circulares**



**Filtro Prensa
de Banda**



**Espesadores
de Lodos**



Planta Paquete



Aereación



Biodiscos



**Bombas Tornillo
de Arquímedes**



**Reactores Secuenciales
de lodos Activados
"AMDS-SBR Reactor"**

PRESENCIA INTERNACIONAL
Instalaciones de Equipo



Capacidad interna total para obras:
Civiles, Mecánicas, Eléctricas y Operación de Plantas de Tratamiento

Planeta No. 2686 Col. Jardines del Bosque
C.P. 44520 Guadalajara, Jalisco, México.
Tels. +52(33) 3647-0201 / 8995-1014
Fax: +52(33) 3647-0121
E-mail: info@amds.com



ALEMANIA



HOLANDA

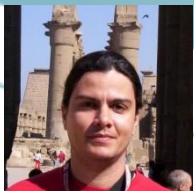


FINLANDIA

ALIANZAS ESTRATÉGICAS
EXCLUSIVAS

www.amds.com

DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO ECOLÓGICO POR LA PRESENCIA DE MICRO-CONTAMINANTES EN RÍOS MEDIANTE TÉCNICAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL



William Andrés Ocampo Duque*

Escuela de Ingeniería Química y de Procesos. Universitat Rovira i Virgili, España
Facultad de Ingeniería. Pontificia Universidad Javeriana- Seccional Cali, Colombia

Marta Schuhmacher

Escuela de Ingeniería Química y de Procesos. Universitat Rovira i Virgili, España

Contacto Autor Principal*: Avenida de los Países Catalanes, 26 43007 Tarragona, España
Tel: (34) 977 55 85 53, Fax: (34) 977 55 96 21, e-mail: willocam@puj.edu.co

RESUMEN

En este trabajo se presenta el desarrollo de un modelo metodológico para evaluar el impacto sobre los organismos acuáticos causado por la presencia de sustancias peligrosas en los ríos. El modelo incorpora un sistema para cuantificar los probables peligros hacia los ecosistemas debido a la presencia de sustancias tóxicas en sedimentos y agua de río. Este modelo está basado en un mapa auto-organizativo, que es una clase especial de red neuronal no-supervisada. La importancia o peligrosidad de las sustancias se determina mediante un índice de peligrosidad ecológica que se obtiene por clasificación de las propiedades de persistencia, bio-acumulación y toxicidad ecológica. Estas propiedades también se conocen como propiedades PBT de una sustancia. Se ha propuesto un sistema de inferencia difuso para manejar adecuadamente la alta imprecisión e incertidumbre inherente en los modelos de evaluación de riesgo ecológico tipo “screening”. Este sistema de inferencia difuso recibe la información proveniente de los mapas auto-organizativos y de las bases de datos que contienen valores de las concentraciones de sustancias tóxicas realizadas en campo, y produce un indicador llamado potencial de riesgo ecológico difuso, el cual cuantifica el efecto posible sobre los ecosistemas acuáticos locales generado por una sustancia tóxica. La agregación de potenciales de riesgo ecológico difuso permite conocer sobre cuáles sustancias se deben establecer controles ambientales para mejorar la calidad química del agua y garantizar un buen estado ecológico. Este modelo se ha aplicado a un caso de estudio en España en el que se han evaluado los potenciales de riesgo ecológico difuso debidos a la contaminación química de la cuenca del río Ebro Español. Se ha determinado la variabilidad geográfica y temporal de los potenciales y se han determinado las sustancias críticas que requieren controles urgentes. Se espera que este modelo sea de utilidad en la toma de decisiones acerca de la evaluación de la contaminación química de las aguas en Europa, como lo promulga la Directiva Marco de Aguas.

Palabras clave: Mapas auto-organizativos (SOM), sistemas de inferencia difusos, riesgo ecológico, río Ebro.

INTRODUCCIÓN

La contaminación en ríos por presencia de sustancias químicas puede afectar significativamente los ecosistemas acuáticos. Algunos contaminantes permanecen en el medio ambiente por muchos años, tienen la capacidad de migrar a través de la cadena trófica, y pueden ser en general peligrosos para los organismos acuáticos (Webster et al., 2004). Debido al considerable número de sustancias químicas vertidas a las aguas de los ríos por la actividad agrícola, industrial y doméstica, existe actualmente una necesidad de desarrollar herramientas para la gestión del riesgo ecológico (Sergeant, 2000). El desarrollo de tales metodologías presenta dos dificultades: por un lado, se necesitan herramientas capaces de manejar la subjetividad presente en la integración de criterios de análisis ambiental de diversa naturaleza. Por otro lado, la estimación del riesgo ambiental involucra grandes niveles de variabilidad e incertidumbre, tanto metodológica como inherente.

Afortunadamente, en los años recientes, los progresos en el campo de la inteligencia artificial han permitido el desarrollo de modelos capaces de afrontar dichas dificultades. Así, las redes neuronales artificiales no-supervisadas, permiten fácilmente el reconocimiento de patrones no lineales, lo que las ha convertido en una herramienta ambiental apropiada para el análisis estadístico multi-variable (Nadal et al., 2006). Adicionalmente, los sistemas basados en lógica difusa han emergido como poderosos modelos capaces de tolerar las incertidumbres y las subjetividades de los modelos de gestión de las aguas, gracias a su habilidad para computar con palabras (Ocampo-Duque et al., 2006; Karmakar and Mujumdar, 2007; Ocampo-Duque et al., 2007). La habilidad de la lógica difusa para modelar el conocimiento humano experto la convierte en una herramienta poderosa que debe aprovecharse en el proceso complejo de la toma de decisiones medioambientales.

DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO ECOLÓGICO POR LA PRESENCIA DE MICRO-CONTAMINANTES EN RÍOS MEDIANTE TÉCNICAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

En este trabajo se ha propuesto un sistema de inferencia difuso para manejar adecuadamente la alta imprecisión e incertidumbre inherente en los modelos de evaluación de riesgo ecológico tipo “screening”. Este sistema de inferencia difuso recibe la información proveniente de un mapa auto-organizativo, un tipo especial de red neuronal utilizado para encontrar patrones clasificatorios de la peligrosidad de las sustancias tóxicas presentes en los ríos, y de las bases de datos que contienen valores de las concentraciones de sustancias tóxicas realizadas en campo. El sistema de inferencia produce un indicador llamado potencial de riesgo ecológico difuso, el cual cuantifica el efecto posible sobre los ecosistemas acuáticos locales generado por una sustancia tóxica. La agregación de potenciales de riesgo ecológico difuso permite conocer sobre cuáles sustancias se deben establecer controles ambientales para mejorar la calidad química del agua y garantizar un buen estado ecológico. Con este trabajo, se propone la integración de los beneficios de los mapas auto-organizativos y los sistemas de inferencia difusos. Un esquema del proceso se muestra en la Figura 1.

Los objetivos del presente trabajo fueron:

1. Elaborar una herramienta clasificatoria que permita la discriminación de la peligrosidad de las sustancias químicas comúnmente encontradas en aguas y sedimentos de ríos.
2. Diseñar una metodología para la evaluación del riesgo ecológico que considere la variación temporal y espacial en los niveles de concentración de sustancias químicas consideradas como prioritarias por las agencias de protección ambiental y que tenga en cuenta la imprecisión e incertidumbre inherentes.

La evaluación de riesgo ecológico tipo “screening” cuantifica el potencial de riesgo ecológico (ERP) como una función de dos factores: la toxicidad ecológica (EcoTox) y la exposición ecológica (EcoExp):

$$\text{ERP} = \text{EcoTox} * \text{EcoExp} \quad (1)$$

Idealmente, el factor EcoTox debería ser una medida integrada de todos los efectos adversos sobre la salud de los ecosistemas acuáticos asociados con exposiciones agudas y crónicas hacia una sustancia química. Sin embargo, una consulta a las bases de datos que reportan actualmente valores de toxicidad, tales como la base de datos ECOTOX de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), permite vislumbrar que la disponibilidad de datos eco-toxicológicos confiables es limitada, especialmente en el caso de ensayos crónicos (o de larga duración). Además, el comportamiento de las sustancias químicas en campo es significativamente más variable que el comportamiento de ellas en experimentos controlados de laboratorio y de los cuales se derivan los indicadores de toxicidad. También hay que considerar que la respuesta de los organismos vivos hacia diferentes dosis de contaminantes es muy diversa. Hay organismos muy resistentes a la contaminación y los hay muy sensibles. El propósito en la evaluación de riesgo ecológico es proteger a estos últimos.

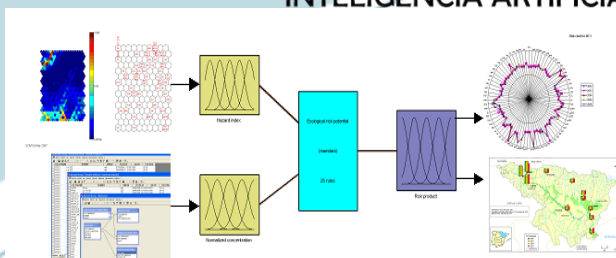


Figura 1. Sistema para la evaluación del riesgo ecológico basado en herramientas de inteligencia artificial.

En la actualidad, se acepta que la persistencia y el potencial de bio-acumulación de las sustancias químicas deben integrarse con los indicadores de toxicidad, para tener una mejor visión de la peligrosidad de una sustancia. Este tendencia se conoce como el modelo PBT, P de persistencia, B de bioacumulación y T de toxicidad. En este trabajo, información PBT de sustancias tóxicas se utiliza para elaborar un mapa auto-organizativo de peligrosidad de las sustancias. Se ha seleccionado un número significativo de sustancias reconocidas como tóxicas y peligrosas que se encuentran presentes en sedimentos y aguas de ríos, y que por tanto su presencia a elevadas concentraciones supone un peligro para los ecosistemas acuáticos. Para la elaboración del mapa se sigue una metodología recientemente reportada (Nadal et al., 2006). A partir de este mapa, se calcula el índice de peligrosidad ecológica EHI. Este índice puede tomar valores de 0 a 10, siendo 10 un valor para una sustancia muy peligrosa para los ecosistemas acuáticos y 0 una sustancia que no reviste ningún peligro, de acuerdo con los parámetros considerados.

El factor EcoExp puede sustituirse convenientemente por concentraciones ambientales medidas en los diversos compartimientos de interés, a saber: agua y sedimentos, para facilitar el proceso de evaluación. Para normalizar este factor se pueden utilizar indicadores de referencia (benchmarks) o estándares de calidad ambiental establecidos por las agencias internacionales, como la EPA Americana o la Agencia Europea de protección ambiental (EC, 2006). Así se facilita la evaluación del potencial de riesgo ecológico dentro del sistema de inferencia difuso, también se pueden hacer mejor las comparaciones del impacto relativo producido por cada sustancia. De acuerdo con estas consideraciones, el potencial de riesgo ecológico (ERP) queda mejor expresado mediante:

$$\text{ERP} = \text{EHI} * \text{NoC} \quad (2)$$

donde EHI es el índice de peligrosidad ecológica obtenido mediante la técnica de clustering aplicando el mapa auto-organizativo y NoC es la concentración del contaminante normalizada con un benchmark. Para manejar la imprecisión e incertidumbre de esta aproximación, los valores de los EHI y los NoC se computan dentro de un sistema de inferencia difuso, para producir los ERP.

METODOLOGÍA

Sistemas de Inferencia difusos

La teoría de conjuntos difusos se desarrolló para modelar sistemas complejos en entornos imprecisos e inciertos. La lógica difusa usa conjuntos con límites imprecisos, y puede ser utilizada para el mapeo de entradas y salidas en un modelo. La Figura 2 muestra un mapa de entrada y salidas para el siguiente problema clasificatorio: ¿Dados un número suficiente de indicadores de la calidad del agua, cuál es la condición real de la contaminación? Tanto los indicadores de la calidad del agua, como la definición del grado de contaminación son definiciones difusas o borrosas, pues no hay una clara identidad acerca de sus límites.

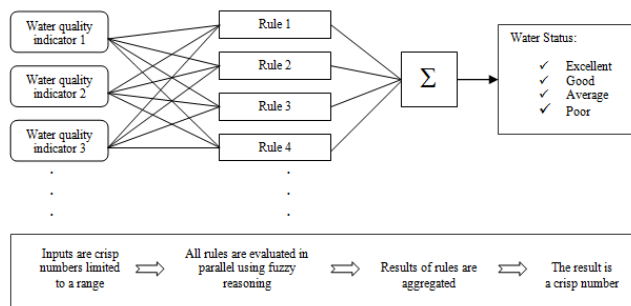


Figura 2. Sistema de inferencia difuso para evaluar la calidad de las aguas.

La inferencia difusa es el proceso mediante el cual se formula un mapa en el que se interconectan las entradas para producir una salida lógica del modelo difuso. Este mapa proporciona la base para tomar decisiones y discernir patrones. Este proceso de inferencia involucra tres importantes conceptos: las funciones de pertenencia, las operaciones dentro de la lógica difusa y las reglas de inferencia. Una función de pertenencia es una curva que define cómo se le debe asignar un valor entre 0 y 1 a cada punto del espacio de las variables de entrada. Este espacio de entrada comúnmente se llama el universo de discurso. El eje “y” se llama el valor de pertenencia, y se representa mediante m . Si X es el universo de discurso y sus elementos son denotados como x , entonces el conjunto difuso A se puede definir como el conjunto de pares ordenados

$$A = \{x, \mu_A(x) \mid x \in X\} \quad (3)$$

Las operaciones estándar que involucran conjuntos difusos son: unión (OR), intersección (AND) y complemento aditivo (NOT). Ellas controlan la esencia de la lógica difusa. Si se definen dos conjuntos difusos A y B en el universo X , para un elemento cualquiera x que pertenezca a X , se definen las siguientes operaciones lógicas:

(Intersección, AND)	$\mu_{A \cap B}(x) = \min(\mu_A(x), \mu_B(x))$	(4)
(Unión, OR)	$\mu_{A \cup B}(x) = \max(\mu_A(x), \mu_B(x))$	(5)
(Complemento aditivo, NOT)	$\mu_{\bar{A}}(x) = 1 - \mu_A(x)$	(6)

El tercer concepto es la regla de inferencia. Una regla del tipo if-then (si... entonces...) tiene la forma: “Si x es A entonces z es C ”, donde A y C son valores lingüísticos definidos mediante conjuntos difusos en los universos de discurso X y Z , respectivamente. La parte “Si...” se llama antecedente, mientras que la parte “entonces...” se llama consecuente. Tanto el antecedente como el consecuente de una regla podrían tener múltiples partes.

Un sistema de inferencia difuso puede dividirse en tres partes: fuzzificación, evaluación de reglas de inferencia, y defuzzificación. El proceso de fuzzificación involucra la definición de entradas y salidas al modelo, así como sus respectivas funciones de pertenencia que transforman los valores numéricos en grados de pertenencia hacia diferentes conjuntos difusos, los cuales a su vez describen propiedades de las variables (como alto, bajo, muy alto, etc.).

Para manejar la imprecisión e incertidumbre de la aproximación para producir los ERP definida en la ecuación 2, los valores de los EHI y los NoC se computan dentro de un sistema de inferencia difuso. Los ERP son los valores resultantes de dicho sistema de inferencia. Por tanto la operación de multiplicación de la ecuación 2, se convierte en un conjunto de operaciones definidas mediante un conjunto de reglas del tipo:

$$\text{IF EHI is "set (i, 1)" AND NoC is "set (i, 2)" THEN ERP is "set (i, 3)"} \quad (7)$$

en las que el set (i, j) toma valores presentados en la Tabla 1. Por ejemplo, la Regla 4 sería

$$\text{IF EHI is "low" AND NoC is "very high" THEN ERP is "high"} \quad (8)$$

lo que en lenguaje de expertos quedaría de la forma: “si una sustancia tiene una peligrosidad baja pero se encuentra en una concentración muy alta (cercana al valor de referencia), entonces el potencial de riesgo ecológico para esa sustancia es alto”.

La lista de conjuntos difusos mostrada en la Tabla 1 ha sido diseñada por un panel de expertos y considera 5 categorías (bajo, moderado, alto, muy alto y extremo) para cada indicador (dosis, peligrosidad y riesgo), con un total de 25 reglas. Para la fuzzificación de los parámetros ERP, EHI y NoC, se han considerado funciones de pertenencia del tipo Gaussiano que se representan mediante la siguiente ecuación:

$$\mu(x, \sigma, c) = \exp\left\{\frac{-(x - c)^2}{2\sigma^2}\right\} \quad (9)$$




Los parámetros para todos los conjuntos difusos se muestran en la Tabla 2.

DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO ECOLÓGICO POR LA PRESENCIA DE MICRO-CONTAMINANTES EN RÍOS MEDIANTE TÉCNICAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

Tabla 1. Matriz de reglas de la máquina de inferencia del sistema de inferencia difuso que opera mediante la ecuación 7.

Regla I	EHI j=1	NoC j=2	ERP j=3
1	Low	Low	Low
2	Low	Moderate	Low
3	Low	High	Moderate
4	Low	Very-high	High
5	Low	Extreme	Very-high
6	Moderate	Low	Low
7	Moderate	Moderate	Moderate
8	Moderate	High	Moderate
9	Moderate	Very-high	High
10	Moderate	Extreme	Very-high
11	High	Low	Low
12	High	Moderate	Moderate
13	High	High	High
14	High	Very-high	Very-high
15	High	Extreme	Extreme
16	Very-high	Low	Moderate
17	Very-high	Moderate	High
18	Very-high	High	Very-high
19	Very-high	Very-high	Very-high
20	Very-high	Extreme	Extreme
21	Extreme	Low	Moderate
22	Extreme	Moderate	High
23	Extreme	High	Very-high
24	Extreme	Very-high	Extreme
25	Extreme	Extreme	Extreme

Tabla 2. Parámetros de las funciones de pertenencia usadas en el presente estudio.

	EHI		NoC		ERP	
Fuzzy set		c		c		c
Low	1.0	1.0	0.38	0.000	17.0	0.0
Moderate	1.0	3.0	0.38	0.675	17.0	30.0
High	1.0	5.0	0.38	1.350	17.0	60.0
Very High	1.0	7.0	0.38	2.025	17.0	90.0
Extreme	1.0	9.0	0.38	2.700	17.0	120.0
Range	0 - 10		0 - 2.7		0 - 120	

Los rangos para distribuir los conjuntos difusos se definieron como sigue: Para el EHI, el rango ha sido 0-10 ya que este es el rango mínimo y máximo que puede tomar una sustancia como producto del mapeo PBT en la red neuronal. Así, se han distribuido uniformemente los cinco conjuntos difusos (cualificadores) dentro de este rango. Para las NoC, el rango mínimo-máximo se ha ajustado para incluir el 96 % de los datos de campo. Así que un valor máximo de 2.7 (esto es valores en el campo 2.7 veces superiores al benchmarks establecido) ha resultado apropiado para ambos compartimientos (sedimentos y agua). Los cinco cualificadores para NoC se han distribuido uniformemente en el rango 0-2.7. El ERP máximo se ha fijado de tal manera que se produzca de la multiplicación entre el máximo EHI obtenido (en este caso 9.01 para DDTs, como se verá más adelante) y el máximo NoC (es decir, 2.7). El ERP máximo se ha ajustado en 100. Por simplicidad, las sustancias con NoC>2.7 reciben una ERP=100.

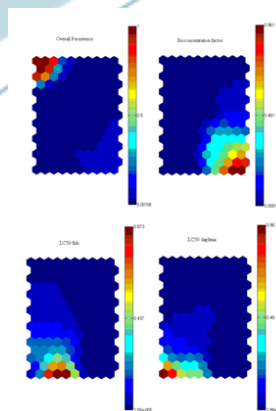


Figura 3. Planos de componentes (c-planes) obtenidos mediante la aplicación del algoritmo de mapa auto-organizativo a las propiedades PBT de los contaminantes en estudio.

Mapas Autoorganizativos

Los mapas auto-organizativos son una clase particular de redes neuronales artificiales no supervisadas inspirados en la capacidad de auto-organización que posee el cerebro humano. Su uso se está difundiendo debido a su capacidad para manipular y clasificar datos multidimensionales. El algoritmo básicamente lleva a cabo un mapeo no lineal de los datos de entrada hacia una grilla de dos dimensiones en la cual se preservan las relaciones topológicas fundamentales de los datos. Recientemente, se ha extendido su uso al reconocimiento de patrones en problemas de calidad de las aguas (Astel et al., ; Lu and Lo, 2002).

Los datos PBT para construir el mapa auto-organizativo se obtuvieron a partir de diversas fuentes. Para persistencia se utilizó la vida media del contaminante en agua y en sedimentos, para bio-acumulación se utilizó el factor de bioconcentración (BCF) y para toxicidad se utilizaron LC50s para daphnia magna (representando invertebrados sensibles) y para peces sensibles a la polución. Las vidas medias para determinar la persistencia global se obtuvieron de (Howard et al., 1991; Linders et al., 1994; Mackay et al., 2000; Tomlin, 2002; Huijbregts et al., 2005) En ausencia de datos experimentales se utilizaron estimaciones a partir del modelo EPI Suite™ (USEPA, 2005) y de (Aronson et al., 2006). Los datos de factores de bio-concentration en peces se tomaron de (Linders et al., 1994; Meylan et al., 1999; Huijbregts et al., 2000). las LC50s se obtuvieron de (Linders et al., 1994; DEPA, 2004; Payet, 2004).

La aplicación del algoritmo de mapa auto-organizativo a los datos PBT se muestra en la Figura 3. Los planos del mapa se asemejan a un panal de abejas con 150 hexágonos. Las fases de aprendizaje y ajuste se han ajustado a 10000 iteraciones. Las sustancias son agrupadas de acuerdo a las similitudes en sus propiedades PBT dentro del mapa. De acuerdo a la posición en cada plano mostrado en la Figura se extrae un factor de peso normalizado entre 0 y 1 para cada variable. Así se obtienen los scores S_j requeridos para calcular los EHI, mediante:

(10)

Pág. 35 / AVISA

DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO ECOLÓGICO POR LA PRESENCIA DE MICRO-CONTAMINANTES EN RÍOS MEDIANTE TÉCNICAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

Tabla 3. Índices de peligrosidad ecológica obtenidos mediante el algoritmo de mapa auto-organizativo para algunas de las sustancias en estudio

Substance	S_{per}	S_{acc}	$S_{\text{step-fish}}$	$S_{\text{step-daphnia}}$	EHI
DDT	7.129E-01	9.565E-01	9.999E-01	1.000E+00	9.01
PpDDD	6.327E-01	4.171E-01	9.998E-01	9.999E-01	7.15
Endrin	8.952E-01	1.499E-01	9.993E-01	9.998E-01	7.13
Hexachlorobenzene	8.952E-01	1.499E-01	9.993E-01	9.998E-01	7.13
Mercury	9.997E-01	8.155E-03	9.975E-01	9.987E-01	7.02
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	2.563E-01	3.765E-01	9.999E-01	9.999E-01	5.90
Isodrin	3.596E-02	2.251E-01	9.993E-01	9.998E-01	4.78
Pentachlorobenzene	1.817E-01	8.131E-02	9.855E-01	9.899E-01	4.74
Dieldrin	1.471E-01	8.943E-02	9.969E-01	9.978E-01	4.70
Heptachlor epoxide	4.264E-02	8.102E-02	9.975E-01	9.984E-01	4.36
Heptachlor	1.200E-02	9.894E-02	9.923E-01	9.984E-01	4.31
Methoxychlor	4.126E-02	3.182E-02	9.956E-01	9.989E-01	4.21
Aldrin	2.338E-02	4.370E-02	9.980E-01	9.992E-01	4.20
Chlorpyrifos	1.608E-02	2.184E-02	9.965E-01	9.992E-01	4.10
Chlorfenvinphos	1.731E-02	1.090E-02	9.923E-01	9.978E-01	4.06
Parathion-methyl	1.987E-02	5.218E-03	9.615E-01	9.908E-01	3.98
Hexachlorocyclohexane	1.853E-02	6.795E-03	9.729E-01	9.731E-01	3.97
Endosulfan	2.069E-02	6.201E-03	9.734E-01	9.538E-01	3.94
Diuron	2.096E-02	1.516E-03	8.946E-01	9.789E-01	3.81
Naphthalene	8.567E-03	2.994E-03	9.100E-01	9.034E-01	3.66
Atrazine	2.124E-02	1.354E-03	8.271E-01	9.527E-01	3.63
3,4-Dichloroaniline	1.722E-01	1.927E-03	5.521E-01	9.454E-01	3.52
Prometon	1.143E-02	7.193E-04	8.147E-01	9.220E-01	3.51
Ametryn	6.699E-03	9.667E-04	8.445E-01	8.797E-01	3.47
Molinate	1.526E-02	6.074E-04	6.691E-01	7.661E-01	2.92
Isoproturon	1.677E-03	7.036E-04	9.482E-01	3.972E-02	1.98
Dichloromethane	3.264E-03	8.285E-04	1.265E-01	5.282E-01	1.32
Simazine	5.391E-02	1.585E-04	1.158E-01	2.085E-01	0.81

Se ha desarrollado una herramienta metodológica para la evaluación del posible impacto ecológico generado por la presencia de sustancias químicas prioritarias en cuencas hidrográficas. La herramienta está soportada en técnicas avanzadas de inteligencia artificial como los mapas auto-organizativos y los sistemas de inferencia difusos, y permite el análisis de impactos globales y tendencias, así como la determinación de las áreas de las cuencas que presentan riesgos potenciales para la salud de los ecosistemas. La herramienta puede servir para implementar planes de acción tendientes a cumplir los objetivos de calidad propuestos por las agencias de protección ambiental, y puede ser de utilidad para la implementación de la Directiva Marco del Agua.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con el apoyo del Programa AlBan, programa de becas de alto nivel de la Unión Europea para América Latina, beca n° Eo4Do28890CO. Asimismo, agradecemos a la Confederación Hidrográfica del Ebro por el suministro de la información, en especial a Susana Cortés.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aronson, D., Boethling, R., Howard, P., Stiteler, W., 2006. Estimating biodegradation half-lives for use in chemical screening. *Chemosphere* 63, 1953-1960.

Astel, A., Tsakovski, S., Barbieri, P., Simeonov, V., Comparison of self-organizing maps classification approach with cluster and principal components analysis for large environmental data sets. *Water Research In Press, Corrected Proof*.

CHE, 2006. Informe de la red de control de sustancias peligrosas: Agua, sedimentos y Biota - Año 2005. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio del Medio Ambiente.

DEPA, 2004. Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR) and Pesticides. Danish Environmental Protection Agency (DEPA), Copenhagen.

EC, 2006. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC, COM(2006) 397 final. European Commission, Brussels.

Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan, W.M., Michalenko, E.M., 1991. Handbook of Environmental Degradation Rates. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI, USA.

Huijbregts, M.A.J., Struijs, J., Goedkoop, M., Heijungs, R., Jan Hendriks, A., van de Meent, D., 2005. Human population intake fractions and environmental fate factors of toxic pollutants in life cycle impact assessment. *Chemosphere* 61, 1495-1504.

Huijbregts, M.A.J., Thissen, U., Guinee, J.B., Jager, T., Kalf, D., van de Meent, D., Ragas, A.M.J., Wegener Sleeswijk, A., Reijnders, L., 2000. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere* 41, 541-573.

Karmakar, S., Mujumdar, P.P., 2007. A two-phase grey fuzzy optimization approach for water quality management of a river system. *Advances in Water Resources* 30, 1218-1235.

Linders, J.B.H.J., Jansma, J.W., Mensink, B.J.W.G., Otermann, K., 1994. Pesticides: Benefaction or Pandora's Box? A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides (Report No. 679101014). National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, the Netherlands.

Lu, R.-S., Lo, S.-L., 2002. Diagnosing reservoir water quality using self-organizing maps and fuzzy theory. *Water Research* 36, 2265-2274.

Mackay, D., Shiu, W.Y., Ma, K.C., 2000. Physical-Chemical Properties and Environmental Fate Handbook on CD-ROM. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Meylan, W.M., Howard, P.H., Boethling, R.S., Aronson, D., Printup, H., Gouchie, S., 1999. Improved method for estimating bioconcentration/bioaccumulation factor from octanol/water partition coefficient. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 664-672.

Nadal, M., Kumar, V., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2006. Definition and GIS-based characterization of an integral risk index applied to a chemical/petrochemical area. *Chemosphere* 64, 1526-1535.

Ocampo-Duque, W., Ferre-Huguet, N., Domingo, J.L., Schuhmacher, M., 2006. Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study. *Environment International* 32, 733-742.

Ocampo-Duque, W., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2007. A neural-fuzzy approach to classify the ecological status in surface waters. *Environmental Pollution* 148, 634-641.

Payet, J., 2004. Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA). EPFL (Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne), Lausanne, Switzerland.

Sergeant, A., 2000. Management objectives for ecological risk assessment-developments at US EPA. *Environmental Science & Policy* 3, 295-298.

Tomlin, C.D.S., 2002. The e-Pesticide Manual, Version 2.2. The British Crop Protection Council, Surrey, UK.

USEPA, 2005. Estimation Program Interface (EPI) Suite (EPI Suite™) v3.12. Office of Pollution Prevention and Toxics: Available at: <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuite.htm>. Consulted 25/04/2007.

Webster, E., Cowan-Ellsberry, C.E., McCarty, L., 2004. Putting science into persistence, bioaccumulation, and toxicity evaluations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 2473-2482.

Holanda Venezuela, C.A.
Connecting **Chemistry**
Rif.: J-00065481-6

50
Años
Comprometidos Contigo!
TENEMOS LA MATERIA PRIMA QUE NECESITAS...

Zona Industrial Carabobo, 8va. Transversal, Parcela 15-A y 15-B,
Valencia, Venezuela.

Telefono: (0241)2007200

@holandavenezuela @holandavenezuela

Holanda Venezuela, C.A.
Connecting **Chemistry**
Rif.: J-00065481-6

50
Años
Comprometidos Contigo!
TENEMOS LA MATERIA PRIMA QUE NECESITAS...

Zona Industrial Carabobo, 8va. Transversal, Parcela 15-A y 15-B,
Valencia, Venezuela.

Telefono: (0241)2007200

@holandavenezuela @holandavenezuela



CERAMICA CARABOBO
RIF: J-00006343-5
La piel de tu hogar...



EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES EN UN SISTEMA BIOACTIVADO RDS CON EL FIN DE EVALUAR LA EFECTIVIDAD DEL SISTEMA



Auxilia Mallia*, Rafael Dautant*, Giovanni Mallia*, Maria Mota*, Héctor Bastardo**

Universidad de Carabobo, Centro de Investigaciones Ambientales de la Universidad de Carabobo, CIAUC.
Valencia, Estado Carabobo. Venezuela.

**Universidad central de Venezuela

RESUMEN

La investigación se desarrolló planteando como objetivo principal evaluar la relación existente entre las variables orgánicas y el proceso de nitrificación, en un sistema conformado por reactores bioactivado RDS con remoción de nutrientes a escala piloto, con el fin de evaluar la eficiencia del arreglo.

Como fuente de alimentación se usó un efluente sintético compuesto por azúcar, urea y tripolifosfato en distintas concentraciones. El estudio se fundamentó en la obtención de los parámetros característicos (DBO, DQO y NTK) del efluente en cada una de las etapas que conforman el tratamiento, durante un período de 9 semanas de estudio, en las cuales se manejó un caudal de 120 L/día; así mismo, se establecieron concentraciones de la DBO de entrada promedios de 1000, 1500 y 2000 mg/L.

Los porcentajes de remoción alcanzados en DBO, DQO y nitrógeno, como valor promedio, fueron de 99, 98 y 94% respectivamente.

Palabras Claves: Cargas Orgánicas, Nitrógeno total Kjeldahl, Sistemas Bioactivados RDS.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, uno de los problemas que más preocupa a la humanidad es la gran cantidad de contaminantes que se desechan, entre otros, en los cuerpos de agua, debido al fuerte proceso de urbanización y al avance de las comunidades a nivel mundial; por lo que el tratamiento de esta agua residuales es de vital importancia para la solución a esta problemática.

Hoy en día, existen muchos tratamientos de aguas residuales dirigidos a la remoción de materia orgánica y nutrientes, entre los que se encuentran los tratamientos biológicos, que constituyen una excelente alternativa por ser altamente eficientes. Permiten tratar efluentes residuales de alta carga orgánica, ya sean de origen doméstico o industriales (López, 1981). Por esta razón, se plantea la evaluación de un nuevo biotratamiento destinado a la eliminación de las cargas contaminantes (nutrientes) de los vertidos líquidos, para su posterior aprovechamiento y reutilización.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sistema bioactivado RDS utilizado en la investigación está constituido por un reactor de biomasa suspendida y un reactor de biopelícula móvil, acoplados entre sí, sin sedimentación intermedia como se encuentran en los sistemas biológicos convencionales. Estos a su vez se encuentran conectados a una zona anaerobia y una zona anóxica al inicio del proceso; así como también, a un sedimentador secundario al final de proceso, como se muestra en la figura 1 y 2.

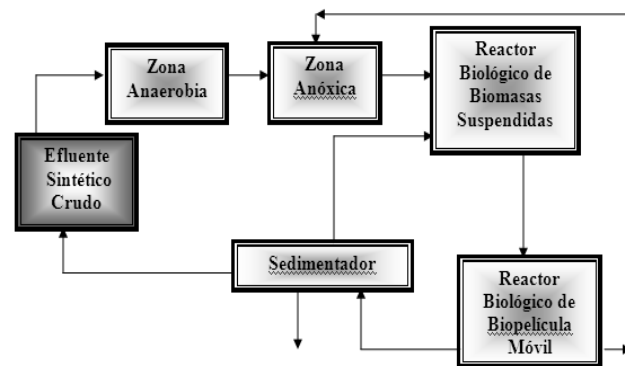


Figura 1. Diagrama de bloque ilustrativo de las operaciones en un tratamiento de tipo bioactivado RDS con remoción de nutrientes.

EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES EN UN SISTEMA BIOACTIVADO RDS CON EL FIN DE EVALUAR LA EFECTIVIDAD DEL SISTEMA

Operación y Funcionamiento del Sistema Bioactivado RDS.

1. Efluente a tratar: Con el fin de evaluar más fácilmente la eficiencia del sistema, el agua residual sintética a tratar se prepara a base de azúcar, urea y tripolifosfato de sodio, diluidos en agua del acueducto en distintas concentraciones. Se usa un líquido residual sintético para poder tener control de los parámetros característicos del agua a la entrada del sistema, como lo son DBO, nitrógeno y fósforo. En cuanto a las concentraciones establecidas para la preparación del efluente, se tiene que la mismas se fijaron a partir de estudios previos y siempre teniendo en cuenta las relaciones mínimas de asimilación para el correcto funcionamiento del sistema. Tomando como variable de control la DBO, se fijan las condiciones a la entrada del sistema, las concentraciones fijadas se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Composición del Efluente Sintético para cada una de las condiciones de evaluación establecidas

Condición DBO (mg/L)	Azúcar (g)	Urea (g)	Tripolifosfato (g)
1000	240	35	30
1500	365	45	35
2000	510	55	40

2. Aclimatación: Para llevar a cabo el arranque de este sistema de tratamiento se procedió a cargar las distintas unidades que conforman el sistema con 150 L. de lodos ricos en microorganismos, traídos de una empresa de productos lácteos, los cuales fueron distribuidos equitativamente entre los mismos; posteriormente, se completó el volumen restante de cada tanque con agua del acueducto.

Luego, una vez arrancado el proceso de tratamiento, se procedió a cargar el tanque de alimentación del sistema con un efluente crudo al caudal 120 L/día, y máxima carga orgánica de entrada (aproximadamente 2000 mg/L); con esta condición se garantiza una mejor aclimatación de las bacterias encargadas de la remoción, gracias a la existencia de mayor cantidad de nutrientes disponibles para el crecimiento de las colonias microbianas. Así mismo, hay que resaltar que los microorganismos fueron aclimatados por espacio de un mes hasta estabilizarse el sistema, comprobándose al medir la DBO y DQO (APHA, 1995) a la entrada y a la salida del tratamiento biológico.

3. Operación del sistema bioactivado para la eliminación de nitrógeno: Para evaluar la eficiencia del proceso en cuanto a la remoción de nutrientes y materia orgánica dentro del sistema bioactivado, se establecieron tres condiciones en la entrada para estudio del mismo. Durante la primera fase del experimento con una DBO de 1000 mg/L, se procedió a cargar el sistema durante tres semanas consecutivas; fijando durante las mismas dos días de aclimatación a la carga y tres días de muestreo por semana.

Finalmente, se repitió el procedimiento para la segunda y tercera fase del experimento correspondiente a las condiciones de la DBO de 1500 y 2000 mg/L respectivamente, para un total de nueve semanas de muestreo a distintas condiciones de evaluación; teniendo en cuenta la purga de lodos a la salida del sistema (sedimentador), aproximadamente cada 15 días, en los días destinados al mantenimiento del sistema. Adicionalmente, para mantener los niveles adecuados dentro de cada unidad de tratamiento se realizaban cargas de mantenimiento mientras se esperaba al día 21 para realizar el cambio de una condición a otra y 2 días para la estabilización del sistema.



Figura 2. Sistema de reactores biológicos que conforman el sistema de tratamiento tipo bioactivado RDS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

Se evidencia, como va disminuyendo dicho parámetro en las etapas posteriores que conforman el sistema bio-activado RDS, hasta alcanzar en la descarga del tratamiento concentraciones menores a 10 mg/L en cada una de las condiciones a las que se somete el sistema, lo que da como resultado un porcentaje de remoción aproximado del 99,66% y por ende, demuestra cuán eficiente es el sistema bioactivado RDS para la eliminación de la materia orgánica, tabla 2.

Tabla 2 Comportamiento de la Concentración Promedio de la DBO (mg/L) en las distintas etapas del sistema Bioactivado RDS.

Efluente Crudo	Salida biomasa Suspendida	Salida Sedimentador	Remoción (%)
1000	23	5	99,50
1500	15	4	99,73
2000	34	5	99,75

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

En cuanto a la demanda química de oxígeno se encontró que la misma a la entrada del sistema varía entre 1484 y 4216 mg/L. Mientras que a la descarga del tratamiento los valores obtenidos variaron entre 7 y 55 mg/L, lo que se traduce en una eficiencia de remoción de materia orgánica entre el 96 y 99%, corroborando así el hecho de que los sistemas bioactivados RDS son altamente eficientes para la eliminación de materia orgánica. En la figura siguiente, tabla 3, se evidencia claramente el comportamiento de la DQO durante todo el tiempo de estudio del tratamiento biológico del tipo bioactivado RDS, para cada una de las condiciones establecidas en la alimentación del proceso como lo fueron la DBO y el caudal.

Tabla 3 Comportamiento de la Concentración Promedio de la DQO (mg/L) en el sistema Bioactivado RDS.

Efluente Crudo	Salida Sedimentador	Remoción (%)
1484	55	96,30
2464	16	99,35
4216	7	99,83

NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL (NTK)

En la tabla 4, se muestran las concentraciones de NTK presentes en el efluente tanto de entrada como de salida del sistema, se puede evidenciar que en el crudo la concentración oscila entre 94 y 132 mg/L. Esta concentración es superior a la encontrada en aguas residuales crudas (50 mg/L; Metcalf, 1995), con lo que se demuestra que el efluente sintético preparado para evaluar el sistema cumple con todas las características de un efluente industrial real altamente contaminante.

Así mismo, se observa que las concentraciones de nitrógeno total Kjeldhal en las etapas intermedias del sistema van disminuyendo hasta alcanzar valores muy bajos a la salida del sedimentador; lo que indica que el sistema amortiguó muy bien los cambios de carga de nitrógeno efectuadas en el crudo.

Tabla 4 Comportamiento de la Concentración Promedio del NTK(mg/L) en las distintas etapas del sistema Bioactivado RDS.

Efluente Crudo	Anóxico	Salida biomasa Suspendida	Salida Sedimentador	Remoción (%)
94	34	29	8	91,50
128	22	20	9	92,97
132	16	13	7	94,70

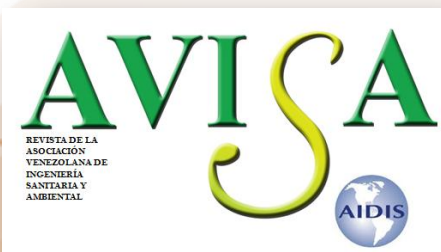
CONCLUSIONES

Así mismo, se puede decir que el sistema no solo es eficiente porque se alcanzan porcentajes de remoción promedio para la DBO, DQO y Nitrógeno de un 99%, 97% y 93% respectivamente, sino que además también es efectivo porque se alcanza valores en el efluente de salida del sistema global combinado, por debajo de lo establecido en la norma venezolana de descarga a cuerpos de agua más estricta del país: Decreto 3219, correspondiente a la Clasificación y Control de la Calidad de las Aguas que son descargadas al Lago de Valencia.

Finalmente, los resultados mostrados reflejan claramente que la nueva alternativa planteada para la recuperación de las aguas residuales, tratamiento tipo bioactivado RDS, proporciona unas características de calidad de agua muy satisfactorias lo que convierte a esta tecnología en una herramienta apta y altamente viable a escala real para la generación de aguas reutilizables en nuestro país, lo que corrobora el hecho de que el sistema bioactivado RDS es una alternativa excelente para la remoción de materia orgánica y nitrógeno presente en las aguas residuales aún con altas cargas contaminantes.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition. American Public Health Association, Washington, D.C.
- López, M. (1981) Tratamiento biológico de aguas residuales en prospectiva de la biotecnología en México. CONACYT. 1981. México. Páginas Consultadas. 259-284.
- Metcalf Y Eddy, INC. (1995). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización, 3ª ed. McGraw-Hill, New York.
- Normas para la clasificación y el control de la calidad de las aguas de la cuenca del lago de Valencia. (Decreto No 3219). (1999, Enero 13).
- Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela, 5305. (Extraordinario). Febrero 01, 1999.
- Norma venezolana: aguas naturales, industriales y residuales. Guía para las técnicas de muestreo. COVENIN. (2709-2002). (1ª Revisión)



BIOREACTORES CON MEMBRANAS (BRM): EVALUACIÓN DE LA TECNOLOGÍA PARA EL TRATAMIENTO Y REUSO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

MEMBRANES BIOREACTOR: AN ASSESSMENT OF TECHNOLOGY FOR TREATMENT AND REUSE OF URBAN WASTEWATER



*Germán Cuevas Rodríguez Doctor en Ingeniería Ambiental por la Universidad de Cantabria, España. Maestría en Ingeniería Ambiental, DEPI-UNAM, México e Ingeniero Bioquímico por el Instituto Tecnológico de Culiacán, México. Diplomado en Propiedad Intelectual, Universidad de Guanajuato. Las áreas de interés son el tratamiento biológico y reuso de aguas residuales, así como gestión integral de residuos sólidos.

Julio Alberto Ávila Arias Universidad de Guanajuato Marco A. Silva Robles Universidad de Guanajuato Bernal Martínez Arodí Universidad de Guanajuato Elcia Margaret Souza Brito Universidad de Guanajuato Sergio Antonio Silva Muñoz Universidad de Guanajuato

Contacto: Departamento de Ingeniería Civil, División Ingenierías, Campus Guanajuato de la Universidad de Guanajuato, Av. Juárez # 77, C. P. 36000, Guanajuato, Gto. german28@quijote.ugto.mx.

RESUMEN

Los RBM (Reactores Biológicos con Membranas) es una tecnología que su aplicación se ha extendido para el tratamiento y reuso de aguas residuales urbanas e industriales, debido a que los efluentes que se obtienen después del tratamiento son de muy alta calidad. Esta tecnología es una modificación del proceso de lodos activados convencional, en la que se combinan los procesos biológicos y membranas de filtración (micro y ultrafiltración) en una sola unidad de tratamiento. Algunas de las ventajas que presenta este sistema son la alta calidad del efluente, la baja producción de lodos, el desarrollo de plantas más compactas. Sin embargo, un RBM también presenta desventajas como el bioensuciamiento y alto costo de las membranas, requerimiento de energía entre otros. Sin embargo su aplicación como sistema de tratamiento es una alternativa para el tratamiento de aguas residuales en lugares donde los espacios son pequeños y donde se requieren efluentes con alta calidad para su reutilización. El objetivo de esta investigación fue evaluar dos RBM con biopelículas a nivel laboratorio para el tratamiento de aguas residuales urbanas. Los resultados muestran que es posible alcanzar altos porcentajes de eliminación de materia orgánica (DQO), fósforo, nitrógeno y microorganismos patógenos. Esto permite alcanzar un efluente con calidad que pudiera ser reutilizado en algunas actividades que requieran este recurso. Se concluyó que los RBM son una buena opción como sistema para el tratamiento de aguas de las aguas residuales urbanas donde se requieran efluentes de alta calidad.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, el diseño y construcción de reactores biológicos para tratamiento de aguas residuales, está orientado al desarrollo de sistemas compactos, modulares y que proporcionen un efluente con calidad para ser reutilizado. En los últimos años la tecnología ha dado un gran avance, ya que actualmente se ofrecen en el mercado los reactores biológicos con membranas (RBM) o mejor conocido MBR por sus siglas en inglés (Membrane Biological Rector). Esta tecnología combina los tratamientos biológicos con los procesos de separación con membranas. Una de las principales ventajas de este tipo de sistemas es que no es necesario la implementación de un sedimentador para llevar a cabo la separación de la biomasa, operación necesaria en los sistemas convencionales, ya que en los RBM los sólidos en suspensión y microorganismos responsables de la biodegradación son separados del agua tratada mediante una unidad de filtración equipada con membranas porosas. Las principales ventajas que presentan los RBMs sobre los procesos convencionales utilizados para el tratamiento de aguas residuales son: la capacidad para retener toda la biomasa en el sistema, lo que permite

acumular altas concentraciones de la misma dentro del sistema. Estas altas concentraciones de biomasa hacen que el proceso pueda ser más compacto y tratar una mayor carga orgánica. Adicionalmente, las membranas aportan ventajas importantes como son: degradación de compuestos orgánicos recalcitrantes, mejora en la eficiencia de desinfección, altas tasas de nitrificación, reducción del espacio de construcción ya que la clarificación, filtración y desinfección del efluente se da en una sola unidad, baja producción de lodos (Cicek, et al., 1998b; Cote et al., 1997; Ghyoot, et al., 2000; Gander et al., 2000; Rosenberger, et al. 2002).

Actualmente se pueden encontrar en el mercado RBM con módulos con membranas colocadas en la parte exterior de biorreactor y RBM con módulos sumergidos dentro del biorreactor. Con ambas configuraciones se obtienen caudales de buena calidad, ya que logra eliminar eficientemente DQO, DBO, SST, Coliformes y macronutrientes (N y P); sin embargo, las eficiencias de eliminación de cada uno de los parámetros está en función de varios factores como son: la concentración y tipo de biomasa en el reactor, la relación de transformación específica de los microorganismos, la forma de operación

BIOREACTORES CON MEMBRANAS (BRM): EVALUACIÓN DE LA TECNOLOGÍA PARA EL TRATAMIENTO Y REUSO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

del sistema (mezcla y retrolavado de las membranas), el tipo de membranas y la configuración del módulo, la hidrodinámica manejada en el sistema, el tiempo de retención hidráulico, entre otros.

Por otro lado, existen algunos aspectos importantes en los cuales se han enfocado mucho las recientes investigaciones como son el taponamiento de los poros de las membranas, disminuir los costos de operación y mantenimiento del sistema, incrementar el tiempo de vida útil de las membranas y por último, bajar su precio. Estos dos últimos ya empiezan a solucionar debido a que ya se están fabricando membranas de bajo costo y larga duración (Ávila, et al. 2009). Sin embargo, el ensuciamiento de los poros de las membranas (fenómeno se presenta cuando se depositan materiales coloidales, biomasa, materia orgánica e inorgánica, en la superficie y en el interior de los poros de la membrana) sigue siendo el mayor obstáculo en la aplicación de los biorreactores con membrana, debido a que genera una disminución del caudal permeado y un incremento en la resistencia de las membranas. Esto ocasiona una disminución en la productividad de los RBM debido a que los costos de operación y mantenimiento se incrementan por

causa de los frecuentes lavados que hay que aplicar a las membranas y el reemplazo continuo de las mismas.

Tratando de encontrar algunas propuestas para disminuir estos problemas de taponamiento en los RBM, algunas compañías dedicadas al tratamiento de aguas residuales han desarrollado diferentes procesos donde incluyen a los RBMs como la parte principal de la planta de tratamiento (Kubota, Zenon, etc.). Entre estas tecnologías tenemos RBM convencionales con biomasa en suspensión, RBM híbridos donde se combinan procesos de biomasa en suspensión con procesos con biopelículas, entre otros. Se ha visto que este tipo de sistemas funciona y pueden ser una opción viable para el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo existen aun varios retos por resolver, como cuál es la mejor tecnologías de RBM que nos permitiría ser aplicado más en nuestra región, con el objeto de disminuir el problema de taponamiento y obtener mejor calidad del agua.

Tomando en consideración esos aspectos, en esta investigación se planteó como objetivo evaluar el funcionamiento a nivel laboratorio de dos RBM con biopelículas alimentados con aguas residuales urbanas.

METODOLOGÍA

Esta investigación se llevó a cabo en dos etapas; en la primera etapa se evaluó el funcionamiento de un RBM discontinuo (Batch) con biopelículas y en la segunda etapa se evaluó el funcionamiento un RBM con biopelículas funcionando de manera continua.

Unidades experimentales:

RBM discontinuo

El RBM utilizado en esta etapa experimental estuvo constituido de biorreactor aerobio con volumen de 29 L. La membrana fue de microfiltración, montada en un marco de acrílico con una superficie total de 200 cm² y colocada en una base de PVC. El medio de soporte móvil estuvo constituido de 5000 cubos de polipropileno de con un área superficial de cada uno de 6 cm². En esquema del biorreactor con los medios de soporte y las membranas se puede observar en la figura 1.

El sistema se operó de manera discontinua con ciclos de 8 horas. Cada ciclo estuvo constituido de las siguientes fases: llenado, reacción anaerobia, reacción aerobia, filtración. Durante la etapa anaerobia el sistema se mezcló por medio de un agitador mecánico. En la etapa aerobia el aire se suministró a través de un difusor de burbuja fina. La succión de permeado al final de cada ciclo se filtró a través de una bomba peristáltica. Un retrolavado con agua filtrada se realizó a las membranas diariamente. Esto con la finalidad de llevar a cabo un mejor funcionamiento de las membranas. La alimentación se llevó a cabo con aguas residuales crudas generadas por la población de Silao, ubicada en el estado mexicano de Guanajuato. Las características del agua son típicas de las aguas residuales domésticas.

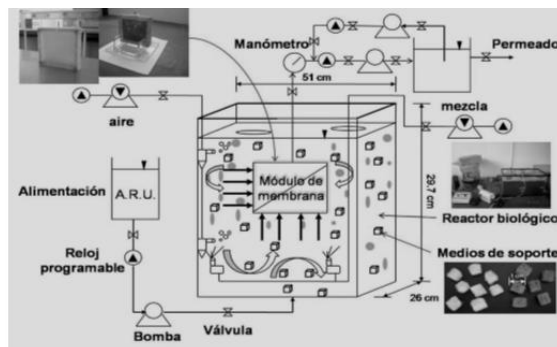


Figura 1. Sistema con un RBM con biopelícula operado de manera discontinua

Tabla 1. Condiciones de operación manejadas en el RBM discontinuo

Parámetro	unidad	Valor
Carga orgánica	Kg DQO /Kg ⁻¹ SST*d	0.1
TRC	d	54
Área de filtración	m ²	0.02
Caudal de aire	m ³ /h	0.6
TRH	h	24
Llenado	h	0.6
Tiempo de reacción anaerobio	h	10.5
Tiempo de reacción aerobio	h	11.4
Tiempo de filtrado	h	2.5

RBM continuo:

El RBM utilizado en esta etapa experimental estuvo constituido de biorreactor aerobio con volumen de 29 L el cual está equipado con una membrana sumergida de geometría plana, medio de soporte móvil (figura 2). La membrana fue de microfiltración, montada en un marco de acrílico con una superficie total de 200 cm² y colocada en una base de PVC.

El medio de soporte móvil estuvo constituido de 5000 unidades de medio Kaldnes® fabricado en polietileno de alta densidad, diámetro de 10 mm y grosor de 7 mm en forma de cilindro, con una superficie protegida de 500 m²/m³ y superficie total de 800 m²/m³. El aire se suministra al reactor por medio de un compresor de 1.5 hp y se distribuye utilizando un difusor de burbuja fina instalado al fondo del reactor y debajo de la membrana. Para asegurar la eliminación de nutrientes se utilizó una recirculación interna desde el reactor aerobio al reactor anóxico para favorecer la desnitrificación de los efluentes nitrificados. La fuerza impulsora para el proceso de filtración en la membrana fue generada por una bomba peristáltica operando en continuo. El reactor se operó por 118 días alimentando agua residual. En la tabla 2 se muestran las condiciones de operación manejadas en el sistema.

Tabla 2. Condiciones de operación manejadas en el RBM continuo.

Parámetro	unidad	Valor
Carga orgánica	Kg DQO /Kg ⁻¹ SST *d	0.11
TRC	d	118
TRH	h	63
Área de filtración	m ²	0.02
Caudal permeado	L/m ² *h	35.5
Caudal de aire	m ³ /h	0.6

Determinaciones analíticas

En ambas etapas se realizaron las determinaciones analíticas fueron realizadas con base en los métodos normalizados para el análisis de aguas potable y aguas residuales [APHA, AWWA, WPCF, 1998] y los métodos de Hach [Hach, 1997]. Los parámetros analizados fueron DQOS y DQOT, P-PO4-3, N-NO3-, N-NO2-, N-NH4+, SST y SSV, pH, Temperatura y Oxígeno Disuelto.

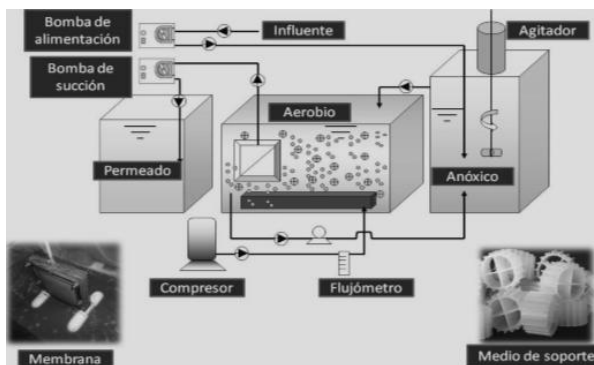


Figura 2. Sistema con un RBM con biopelícula operado en continuo.

RESULTADOS:

Los principales resultados obtenidos en las evaluaciones del funcionamiento de los RBM, se muestran por separado para cada una de las experimentaciones. RBM con biopelículas operado de forma discontinua.

Eliminación de DQO

En la tabla se puede presenta de manera concentrada las concentraciones de DQO soluble y total detectadas en el influente y efluente de RBM. Se pudo observar que durante la experimentación existió una alta variabilidad en la concentración de DQO soluble en el agua residual cruda. La concentración de DQOS media detectada en influente durante este tiempo fue de 584 mg/L. Como ya se comentó anteriormente, estos cambios son comunes cuando se trabaja con aguas residuales reales, en las cuales las concentraciones de la materia orgánica cambian de acuerdo a las descargas a la alcantarilla, valores un poco más grandes fueron detectados para la DQOT (838 mg/L). Respecto a la calidad del efluente se puede observar que la DQOS en el permeado fue de 79 mg/L equivalente a un 86% de eliminación, mientras que para la DQOT esta concentración fue de 94 mg/L con un porcentaje de eliminación del 89% (ver tabla 3). Como se puede observar, la introducción de medios de soporte y membranas si mejora la eliminación de DQO con respecto de un sistema convencional. Esto posiblemente se deba a que la introducción del medio de soporte y el módulo de membranas permiten mantener una mayor concentración biomasa en el reactor, favoreciendo la eliminación la materia orgánica. Sin embargo hay que señalar, que estas concentraciones de DQOS encontradas todavía son altos comparados a los que se obtienen en otros procesos, por lo que es necesario seguir investigando para mejorar los porcentajes de eliminación.

Tabla 3. Concentraciones de DQO detectadas en el MBR discontinuo.

Parámetro	Días de operación	DQO Influyente (mg/L)				DQO Efluente (mg/L)				% Rem
		Máx	Min	Med	σ	Máx	Min	Med	σ	
DQO soluble	54	735	458	584	±89	99	67	79	±9.6	86
DQO total	54	1032	675	838	±123	129	73	94	±16	89

Nitrificación

Durante la etapa experimental llevada a cabo en el RBM discontinuo se pudo observar que durante las etapas de llenado y al final de la fase anaerobia existió prácticamente una desnitrificación total de los nitratos presentes dentro del rector (tanto los presentes en el agua cruda, 1.65 mg/L, como los del agua remanente dentro del reactor). Sin embargo, se puede observar un incremento de la concentración en el efluente; detectándose una concentración media de N-NO3- de 3.1 mg/L (Tabla 4). Como se puede ver la introducción de la membrana filtrante permiten retener a la biomasa mayor tiempo dentro del biorreactor, lo cual permite una mayor concentración de bacterias nitrificantes en el sistema y por lo tanto el fenómeno de la nitrificación estuvo presente durante toda la experimentación. Con esto es posible concluir que la introducción de un módulo de filtración dentro del reactor incrementa la tasa de nitrificación.

BIOREACTORES CON MEMBRANAS (BRM): EVALUACIÓN DE LA TECNOLOGÍA PARA EL TRATAMIENTO Y REUSO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

Tabla 4. Concentración y porcentajes de remoción del N-NO₃⁻ en el MBR discontinuo.

Parámetro	Días de operación	N-NO ₃ ⁻ Influyente (mg/L)				N-NO ₃ ⁻ Efluente (mg/L)			
		Máx	Min	Med	σ	Máx	Min	Med	σ
N-NO ₃ ⁻	54	3.2	1	1.65	±0.5	6.5	1.7	3.1	±1.2

Eliminación de fósforo

Durante este tiempo que se operó el RBM de manera discontinua se pudo detectar una concentración media en el influente de 29.1 mg/L mientras que en el permeado, al final del ciclo de tratamiento, la concentración media detectada en el permeado fue de 0.96 mg/L, lo cual equivale a un 96.7% de eliminación. Se puede observar que durante este periodo experimental, la concentración en el efluente se mantuvo más estable que un proceso convencional. Esto quizás se debió a que al introducir el módulo de membranas, la biomasa queda retenida dentro del biorreactor, lo cual favorece la eliminación de este nutriente. Por lo cual, se puede concluir que el diseño de los biorreactores discontinuos donde se combina biomasa en suspensión, medios de soporte móviles para la fijación de biopelículas y membranas de filtración favorecen la eliminación del fósforo presente en las aguas residuales.

Tabla 5. Concentración y porcentajes de remoción del P-PO₄³⁻ en el MBR.

Parámetro	Días de operación	P-PO ₄ ³⁻ Influyente (mg/L)				P-PO ₄ ³⁻ Efluente (mg/L)				% Rem
		Máx	Min	Med	σ	Máx	Min	Med	σ	
P-PO ₄ ³⁻	54	39.3	21.5	29.1	±4.9	2.2	0	0.96	±0.7	96.7

RBM con biopelículas operado de manera continua.

Eliminación de DQOT

Uno de los parámetros más importante en la evaluación de un sistema biológico es la DQO. Durante toda la experimentación y sin importar la carga orgánica aplicada al sistema, la concentración de DQOT medida en el efluente fue siempre menor que 35 mg/L. En la figura 3 se observa que la concentración promedio en la alimentación fue de 1123 mg/L de DQOT, mientras que en el permeado la concentración promedio detectada fue de solo 22 mg/L. El porcentaje de eliminación fue de 98.1 % mayor al alcanzado por sistemas convencionales de lodos activados y muy cercano al alcanzado por Kraume and Bracklow (2005) y a sistemas comerciales (Kubota y Zenon, Adham and DeCarolis, 2004). Es importante mencionar que la membrana de filtración utilizada en la experimentación fue de bajo costo comparada con una membrana comercial y se logró obtener eficiencias de eliminación cercanos a los alcanzados por estos últimos.

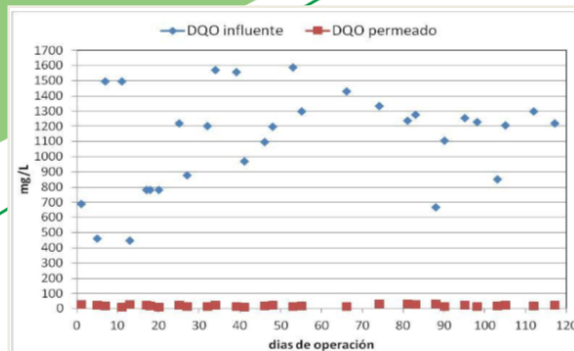


Figura 3. Comportamiento de la DQO en el RBM continuo. Eliminación de Nitrógeno Total

La medición de la remoción de nitrógeno fue uno de los parámetros claves en la evaluación del sistema durante toda la experimentación. En la figura 4 se muestra la concentración detectada de nitrógeno total en influente y efluente junto con el porcentaje de eliminación alcanzado. Como se muestra en esta figura, la concentración promedio en el influente fue de 71 mgNt/L, mientras que en permeado, la concentración promedio fue de 7 mgNt/L con lo que se alcanzó una eficiencia de remoción del 90.1%, muy cercana a la reportada por otros autores como MUNLV (2003).

Nitrificación

El nitrógeno en el influente se detectó forma de nitrógeno amoniacal con una concentración promedio de 40 mgNH₄/L. En el permeado la concentración promedio fue 2 mg NH₄/L. Esto significa que una fracción del amonio fue nitrificado, el cual fue llevado por la diversidad de biomasa en presente en el sistema, la cual fue favorecida por los grandes tiempos de retención celular (> 100 d) manejados en el sistema, así como por las altas concentraciones de oxígeno disuelto manejadas en el medio (2 - 3.5 mg/L), evitando ser este último parámetro, un factor limitante en el proceso. En la tabla 6 se presentan las concentraciones de nitratos .

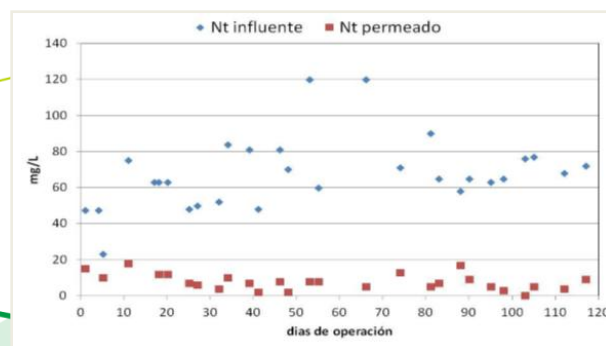


Figura 4. Comportamiento de Nitrógeno Total en el RBM continuo.

BIOREACTORES CON MEMBRANAS (BRM): EVALUACIÓN DE LA TECNOLOGÍA PARA EL TRATAMIENTO Y REUSO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

AVISA

Desnitrificación

Los nitratos son un indicador del proceso de nitrificación. Si el proceso de desnitrificación se lleva a cabo, los nitratos son llevados hasta nitrógeno gaseoso (N_2). La concentración de nitratos promedio que se detectaron durante toda la experimentación en el permeado fue de $1.2 \text{ mgNO}_3/\text{L}$. Como podemos observar esta concentración es baja comparada con la concentración de nitrógeno amoniacal detectada en el influente y permeado del sistema. Esto demuestra que mucho de los nitratos generados en la etapa aerobia, fueron desnitrificados en el tanque anóxico colocado al inicio del sistema y donde se recirculaba el efluente nitrificado.

Eliminación de Fósforo

Las concentraciones promedio detectadas durante la experimentación fueron de 29 mg/L en el agua residual cruda y 10.4 mg/L en el permeado, lo cual representa un porcentaje de remoción del 63.8 %. Este porcentaje es inferior al alcanzado en RBM convencionales. Seguramente la configuración del reactor y las condiciones de operación manejadas en el sistema, no favorecieron la eliminación de este macronutriente (P). Esto nos lleva a concluir que para poder llevar a cabo la eliminación de fósforo en un RBM continuo es necesario incluir un reactor anaerobio al inicio del proceso donde se recircule el licor mezcla del RBM, con la finalidad de lograr una prefermentación de la materia orgánica y una excreción del fósforo por medio de los acumuladores de fósforo. De esta manera, los porcentajes de eliminación de nutrientes serían favorecidos en una planta para tratamiento de aguas residuales con RBM que operan de manera continua.

BIBLIOGRAFÍA

Adham., S and DeCarolis, J. (2004). Optimization of various MBR systems for water reclamation- Phase III Final technical report. The City of San Diego Water Department. USA. April 2002 to April 2004. APHA. (1998). Standar methods for the examination of water and wastewater. Clescrier, L. American Public Health Association, USA. Cicek, N., H. Winnen, M.T. Suidan, B.E. Wrenn, V. Urbain and J. Manem. (1998b) Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds. Water Research 32(5): 1553-1563. Cote, P., H. Buisson, C. Pound and G. Arakaki (1997). Immersed membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater. Desalination 113 (2-3): 189-196. Gander, M.A., Jefferson, B. and Judd, S.J. (2000) Membrane bioreactors for use in small wastewater treatment plants; membrane materials and effluent quality. Wat. Sci. Technol. 41(1): 205-211. Ghyyot, W., and Verstraete, W. (2000) Reduced sludge production in two stage membrane assisted bioreactor. Wat. Res. 34: 205-215. HACH. (2005). DR5000 Spectrophotometer PROCEDURES MANUAL. 2ª ed. Hach Company. U.S.A. Kraume, M., Bracklow, U., Vocks, M., and Drews, A. (2005). Nutrient removal in MBRs for municipal wastewater treatment. Wat. Sci. Tech. 51 (2005), 391-402 Julio Alberto Ávila Árias, Irma Paola Delgado Luna, Arodi Bernal Martínez y Germán Cuevas Rodríguez. 2009. Development and evaluation of a discontinuous reactor of moving bed and submerged membranes for the wastewater treatment. Proceeding of MBR-network workshop, IWA. Berlín, Alemania. MUNLV. (2003). Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) Waste Water Treatment with Membrane Technology. Rosenberger, S., U. Kruger, R. Witzig, W. Manz, U. Szewzyk and M. Kraume. (2002) Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water. Water Research 36(2): 413-420.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en esta investigación, muestran que los reactores biológicos con membranas (RBM) son una tecnología con la que es posible llevar a cabo de manera eficiente el tratamiento de las aguas residuales. La combinación de procesos de biomasa en suspensión y biopelículas soportadas sobre medios móviles en los RBM, incrementan los porcentajes de eliminación de nitrógeno, ya sea operando al sistema de manera continua o discontinua. Por lo que se concluye que los RBM son una tecnología que puede ser implementada cuando se piensa en el tratamiento y reuso de las aguas residuales tratadas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos al CONCYTEG por el apoyo económico para la realización del proyecto. Convenio No. 09-16-K662-089 y al CONACYT por el apoyo financiero para los estudiantes



COQUILASA



Urb. Complejo
Los Jarales, manzana
C-4, Av. La Plaza,
parcela N° 13,
San Diego
Edo. Carabobo.

0241 8720789
0424 4418606

coquilasa@yahoo.com
coquiloamso@gmail.com
www.coquilasa.com
instagram @coquilasa



Corporación Química
LAS AMÉRICAS, S.A.

Servicio y Productos Químicos
para Tratamientos de Agua y Procesos

PRODUCTOS Y SERVICIOS

- Inhibidores de corrosión e incrustación
- Dispersantes
- Secuestrantes de oxígeno
- Microbicidas y bio-penetrantes
- Ayudantes de filtración
- Antiespumantes
- Coagulantes y Floculantes
- Polímeros
- Resinas de intercambio iónico
- Carbones y arcillas activados
- Bombas y equipos de dosificación
- Reactivos para análisis
- Adiestramiento, asesoría técnica y análisis in situ
- Productos de limpieza y mantenimiento industrial (PILYM)

22 años al servicio de la industria,
cuidando el planeta.!!

NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM BAIXA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO

Nitrification and denitrification simultaneous in activated sludge systems with low oxygen concentration



Rodrigo de Freitas Bueno (1) Bacharel em Biologia. Especialista em Engenharia de Controle da Poluição Ambiental e Mestre em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública da USP, doutorando em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP/USP).

Roque Passos Piveli Engenheiro Civil pela EESC. Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP/USP).

Pedro Alem Sobrinho Engenheiro Civil e Sanitarista pela USP. Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP/USP).

Contacto Autor Principal(1): Rua Belo Jardim, 118 – Jd. Mutinga – São Paulo – SP - Postal: 05159-200 - Brasil - Tel: (5511) 3902.7374 - email: robueno@usp.br

RESUMO

A otimização em estações de tratamento por meio do processo de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) torna-se mais atrativa em comparação com o método tradicional para a remoção de nitrogênio, tais estações podem ser adaptadas para estas novas condições, de forma a se obter o benefício técnico da desnitrificação e o ganho econômico relativo à redução no consumo de energia elétrica para aeração. Este estudo teve como objetivo a avaliação das condições de remoção de nitrogênio via NDS em um sistema de lodo ativado por aeração prolongada alimentada em fluxo contínuo com diferentes idades do lodo 40, 30 e 20 dias, em escala piloto, tratando esgoto sanitário. Os resultados demonstraram que é possível obter altas eficiências no processo de NDS quando a concentração de oxigênio dissolvido está na faixa de 0,3–0,8mg/L. O processo de tratamento permaneceu estável durante todo o período de observação, sempre resultando em alta eficiência na remoção de DQO. A concentração de SST no efluente manteve-se sempre baixa, demonstrando que a baixa concentração de OD no tanque de aeração e as demais condições operacionais da NDS não causaram danos significativos na floculação biológica. Os valores da constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas *Nitrosomonas* (μ_m) e de meia saturação de Monod (K_n) obtidos nesse estudo resultaram muito próximas aos encontrados na literatura, indicando que é possível com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as demais condições operacionais do processo de NDS obter velocidade de nitrificação similar aos sistemas de lodos ativados convencionais.

Palavras-chave: Nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), lodo ativado, aeração prolongada, baixa concentração de oxigênio, nitrificação e desnitrificação aeróbia.

INTRODUÇÃO

Muitos estudos têm mostrado que a nitrificação e desnitrificação pode ocorrer simultaneamente em um reator sob condições aeróbias com pouco oxigênio dissolvido, conhecido como processo de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). Collovognarelli e Bertanza (1999) relataram que o processo de NDS poderia remover demanda química de oxigênio (DQO) e de nitrogênio com eficiência elevada, com menor consumo de energia para aeração chegando a uma economia de 30-35% em comparação com um processo de pré-desnitrificação convencional. A NDS foi aplicada a uma ampla gama de processos de tratamento biológico de águas residuais, tais como sistemas de biofilme aeróbio; em processos de remoção biológica de fósforo reforçada; em sistemas de reatores de leito fluidizado e em sistemas de reator em bateladas sequenciais (SBR) (MUINCH et al, 1996; ZENG et al, 2003). A remoção de nitrogênio obtida através da NDS é semelhante ao do processo convencional de nitrificação e desnitrificação, sem a necessidade de um tanque anóxico, juntamente com uma

diminuição nos custos operacionais devido à baixa concentração de oxigênio dissolvido (COLLIVIGNARELLI e BERTANZA, 1999). No entanto, até recentemente no país, a remoção de nitrogênio via NDS não tem sido implantada em estações de tratamento de águas residuais à escala real, por falta de conhecimento do fenômeno. Um maior entendimento dos fatores intervenientes de controle da NDS é necessário antes da otimização de plantas de pequeno, médio ou grande porte, podendo ser bem sucedido. Há uma série de mecanismos dominante para a nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), tais como a teoria do microambiente, a nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia. Com base na teoria de microambiente o conceito de nitrificação e desnitrificação autotrófica anóxica pode ocorrer simultaneamente e naturalmente no lodo ativado. É causado pela transferência limitada de oxigênio dissolvido dentro do floco do lodo ativado (POCHANA e KELLER, 1999). Flocos maiores que 0,15mm foram relatados como suficientes para permitir a desnitrificação em processos de lodo ativado convencional (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998).

NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM BAIXA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO

A concentração de oxigênio dissolvido tem sido reconhecida como um dos fatores-chave na NDS. Muinch et al. (1996) calculou que NDS poderia ocorrer em uma concentração de 0,5 mgO₂/L de oxigênio dissolvido. Peng Zhang e Zhou Qi, (2007) relataram que a velocidade de nitrificação aumentou para 95% de nitrificação completa com a concentração de OD na faixa de 0,3 a 0,8 mgO₂/L. Este estudo teve como objetivo a avaliação das condições de remoção de nitrogênio via NDS em um sistema de lodo ativado por aeração prolongada alimentada em fluxo contínuo com diferentes idades do lodo 40, 30 e 20 dias, em escala piloto, tratando esgoto sanitário de forma a se procurar contribuir para a identificação das condições necessárias para o desenvolvimento de um processo estável e eficiente em países de clima tropical.

MATERIAIS E MÉTODOS

Operação e configuração da planta piloto Uma planta em escala piloto, alimentado com esgoto sanitário com fluxo constante sob condições de lodo ativado por aeração prolongada foi instalado no Centro Tecnológico de Hidráulica - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP) - São Paulo - Brasil. A Figura 1 mostra o arranjo experimental utilizado neste estudo. A aeração é feita por ar difuso para garantir a mistura completa do lodo. Para evitar a sedimentação, misturadores foram instalados no tanque de aeração. Uma válvula solenóide controlada por um medidor de oxigênio dissolvido (OD) foi utilizada para manter a concentração de OD na faixa de 0,3-0,8 mgO₂/L. O volume líquido do tanque de aeração é 183L. A concentração de OD, pH, temperatura e potencial de oxirredução (ORP), foram medidos e monitorados durante todo o estudo on-line, por meio de sensores instalados no tanque de aeração. Os dados foram registrados em um computador, por um data logger. O reator foi mantido em temperatura ambiente e o pH do lodo foi controlado na faixa de 6,5 a 7,5.

Características do esgoto sanitário O esgoto que alimenta o sistema vem do conjunto residencial (CRUSP) e do restaurante central da Universidade de São Paulo – USP. É bombeado para a entrada do tratamento preliminar, composto por uma grade mecanizada (stepscream) e uma caixa de areia, de onde é bombeado para o tanque de aeração. A Tabela 1 mostra as suas principais características. **Fase de aclimação** No start up do sistema, o tanque de aeração foi preenchido com lodo ativado, com concentração de sólidos de 3,5 g/L. A concentração inicial de oxigênio dissolvido foi mantida na faixa de 0,3-0,8 mgO₂/L no tanque de aeração. O tempo de retenção de sólidos (TRS) foi mantido por 40 dias. Após 80 dias de operação observou-se que o sistema estava em condições estáveis, com IVL de 100 mL/g, taxa de remoção de DQO e de nitrogênio foi de 90%, considerando o término da Fase de aclimação.

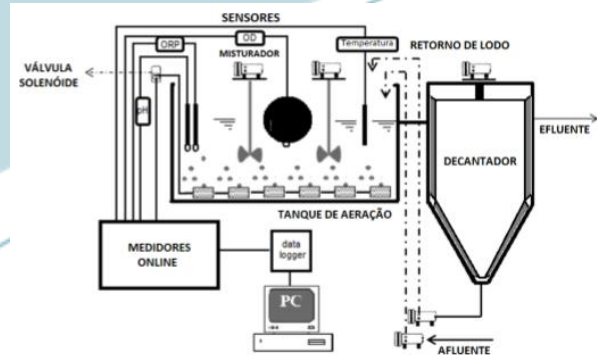


Figura 1: Visão esquemática da unidade piloto com sensores de medição online

Condições de operação e ensaios laboratoriais

O sistema de lodo ativado por aeração prolongada com fluxo contínuo foi operado em três Fases, com variações na taxa de A/M e TRS, como mostra a Tabela 1. A concentração de 0,3-0,8 mgO₂/L foi definida de modo que não ocorra nenhum déficit ou excesso de demanda por oxigênio, apesar da variação da carga orgânica. Os métodos analíticos utilizados foram descritos no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21th Edition (APHA, 2005). As concentrações de amônia, nitrito, nitrato e fósforo, foram quantificados em um cromatógrafo de íons (Dionex-100, ASR2mm-CSR2mm) e Flow Injection Analysis (FIA). As determinações laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento Prof. Lucas Nogueira Garcez - Escola Politécnica da USP.

Tabela 1: Resumo das condições de operação e características do esgoto sanitário afluyente

PARÂMETROS	FASE I	FASE II	FASE III
Dias de operação	80	80	80
Volume do reator (L)	183	183	183
TRS (dias)	40	30	20
A/M (gDBO/gSSV.d)	0,050	0,075	0,100
Faixa de OD (mgO ₂ /L)	0,3-0,8	0,3-0,8	0,3-0,8
N (amostras)	19	17	23
AFLUENTE			
DQO _{total} (mg/L)	511±87	537±62	587±172
DQO _{solúvel} (mg/L)	238±59	280±48	282±123
DBO _{total} (mg/L)	245±42	269±32	384±122
DBO _{solúvel} (mg/L)	114±28	139±24	168±8
SST (mg/L)	107±53	111±91	94±34
NH ₄ -N (mgN/L)	61±9	64±5	52±6
PO ₄ -P (mgP/L)	6±0,7	8±1,1	6±1,0
NTK (mgN/L)	77±12	75±9	61±8
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ /L)	217±23	232±15	203±23
NO ₃ -N (mgN/L)	<0,5	<0,5	<0,5

Constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas nitrossomonas (μm) e constante de meia saturação (kn) por meio da respirometria

Para a determinação das taxas de consumo de oxigênio (TCO), usou-se um respirômetro modelo Beluga do tipo aberto acoplado a um aerador e um agitador para medições de forma semi-contínua, ligados a um computador e controlado através do software S4.oC. A aeração foi estabelecida na faixa de 0,3 a 0,8 mgO₂/L, reproduzindo as mesmas condições de operação da planta piloto.

NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM BAIXA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO

AVISA

Foi possível manter essa baixa concentração de OD sem erros de leitura, pois o respirômetro foi configurado para ligar a aeração quando a concentração de OD era menor que o limite de referência inferior ($0,3 \text{ mgO}_2/\text{L}$), aumentando a concentração de OD. Quando esta chegava ao valor de referência superior ($0,8 \text{ mgO}_2/\text{L}$), a aeração era interrompida e observava-se a diminuição da concentração de OD devido à respiração. Ao atingir novamente o valor de referência inferior, a aeração era ligada novamente e iniciava-se outro ciclo. Desta maneira determinava-se a TCO semi-continuamente. Com o uso da respirometria foi possível determinar a constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas Nitrossomonas (μm) e o valor da constante de meia saturação (K_n), utilizando como substrato nos testes respirométricos uma concentração de 10 mgN/L de cloreto de amônio. Os conceitos e equações para as estimativas das constantes foram baseadas nas equações de Monod e na teoria de lodo ativado descrita por Van Haandel e Marais, (1999).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Características do lodo ativado

As concentrações médias de sólidos em suspensão do licor misto, durante as Fases I, II e III foram 3541 ± 341 , de 3434 ± 190 e de 3007 ± 464 . Os valores médios de IVL foram de $189 \pm 41 \text{ mL/g}$ (Fase I), de $210 \pm 9 \text{ mL/g}$ (Fase II) e de $170 \pm 9 \text{ mL/g}$ (Fase III), apesar dos valores do IVL um pouco acima dos encontrados na literatura, não houve problemas na sedimentação do lodo. Através de análises microscópicas, o flocos do lodo biológico apresentou-se com boa estrutura e formação, com tamanhos superior a $0,15 \text{ mm}$, tamanho que permite a ocorrência de zonas anóxicas dentro do flocos (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998). Em relação à microbiologia, observamos durante todo período de estudo uma rica comunidade biológica ativa, característica do processo de lodo ativado. Incluindo: Protozoários, amebas, ciliados e bactérias filamentosas, essas últimas em pequeno número durante todo período de estudo. Assim, para baixas concentrações de OD e para as condições de operação estabelecidas para o desenvolvimento da NDS não houve problemas de lodo filamentosos, espuma superficial e sedimentabilidade do lodo.

Remoção de material orgânico

A Figura 2 mostra os resultados experimentais das concentrações afluente e efluente da DQO total. Os valores médios foram de 511 ± 87 e 46 ± 26 , de 537 ± 62 e 35 ± 30 e de 587 ± 172 e 29 ± 27 (mg/L) nas Fases I, II e III, respectivamente. As concentrações de DQO no efluente final após o tratamento foram consideravelmente baixas. Em todo o período do estudo houve alta eficiência na remoção da DQO, sendo superiores a 90% na Fase I, de 95% na Fase II e de 93% na Fase III (Figura 3). Os resultados experimentais demonstram que a baixa concentração de OD e as condições operacionais estabelecidas não afetaram a remoção de material orgânico.

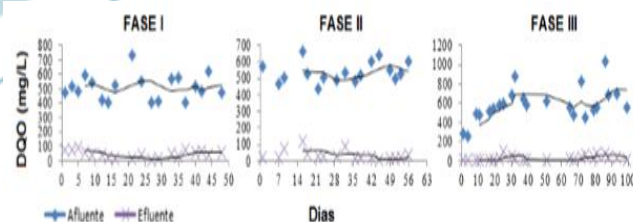


Figura 2: Série temporal com médias móveis de 4 termos: Análise da DQO total do afluente e efluente

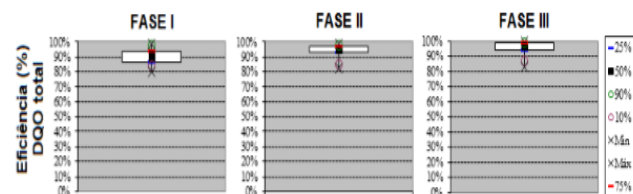


Figura 3: Box e Whiskers: Eficiência na remoção da DQO total nas Fases I, II e III.

Resultados da série nitrogenada no efluente final Os valores médios das concentrações de NTK, de NH_3 e de NO_3 , no efluente final foram de $5,9 \pm 2,9$, $2,9 \pm 2,5$ e $0,8 \pm 0,7 \text{ mgN/L}$ (Fase I), de $4,3 \pm 2,1$, $2,2 \pm 1,4$ e de $6,5 \pm 1,4 \text{ mgN/L}$ (Fase II) e de $4,6 \pm 2,5$, $1,8 \pm 1,6$ e $7,2 \pm 3,9 \text{ mgN/L}$ (Fase III), respectivamente. As concentrações de nitrogênio no efluente final após o tratamento foram consideravelmente baixas, em todas as fases do estudo, como podemos observar na Figura 4. Os resultados experimentais demonstram que a influência da baixa concentração de OD ($0,3$ - $0,8 \text{ mgO}_2/\text{L}$) no licor misto e as condições operacionais estabelecidas não foi limitante no desenvolvimento da nitrificação, ao contrário, essa faixa de OD garantiu uma nitrificação eficiente e estabilidade no processo de NDS. As concentrações de nitrito e nitrato no afluente e do nitrito no efluente final foram menores que $0,5 \text{ mgN/L}$, que, para todos os efeitos, foi desconsiderada. As médias das concentrações de nitrato (NO_3) no efluente final, foram consideravelmente baixas na Fase I ($0,8 \text{ mgN/L}$) onde o sistema foi operado sob condições de tempo de retenção de sólidos elevado (40 dias) e relação (A/M) estimada em $0,050 \text{ gDBO/gSSV/d}$, quando o TRS é reduzido para 30 dias e 20 dias, Fase II e III, há um aumento na concentração do nitrato no efluente final, no entanto a concentração média foi menor que 10 mgN/L em ambas as Fases. Quando realizamos o balanço de massa do material nitrogenado nas Fases I, II e III, podemos concluir que: (1) A nitrificação ocorreu com elevada eficiência no tanque de aeração em uma faixa estreita de oxigênio dissolvido ($0,3$ - $0,8 \text{ mgO}_2/\text{L}$); (2) Foi possível obter condições anóxicas no interior dos flocos e a ocorrência da desnitrificação na presença de baixas concentrações de oxigênio dissolvido (3) Ocorreu no tanque de aeração o desenvolvimento da nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS).

NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM BAIXA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO

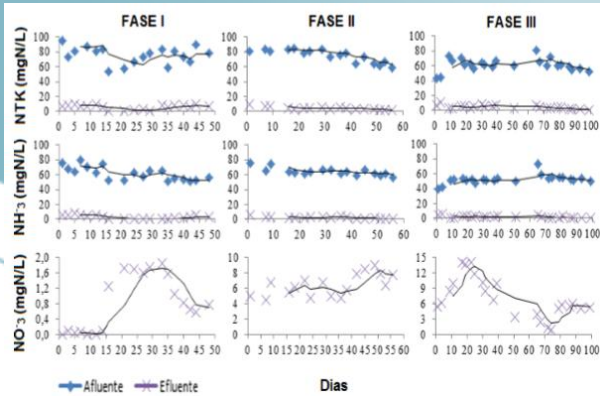


Figura 4: Série temporal com médias móveis de 4 termos: Concentração de NTK, NH_3 e NO_3 no afluentes e efluente final após tratamento nas Fases I, II e III.

Variação da alcalinidade devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação

A concentração média de alcalinidade no efluente final foi de 35 ± 20 , de 50 ± 12 e de 91 ± 20 mgCaCO_3/L nas Fases I, II e III. Considerando que 1,0 mgNH_4 demanda 3,57 mg/L de alcalinidade em CaCO_3 para os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Quando as variações de nitrito e nitrato são negligenciadas, podemos observar que o balanço de alcalinidade no sistema é compatível. Este resultado confirma que todo o processo bioquímico envolvido aconteceu. Dependendo da concentração de amônia e da alcalinidade no afluente, torna-se necessário a introdução de alcalinizante artificial, para não ocorrer limitações no processo de NDS.

Variáveis de controle (monitoramento online)

Oxigênio dissolvido, ORP, Temperatura e pH no licor misto. Os valores médios das concentrações de OD, ORP, temperatura e pH obtido através do monitoramento online do licor misto são apresentados na Figura 5, esses valores correspondem à média das medições realizada e registrada a cada 10 segundos diariamente durante cada Fase do estudo. O controle do oxigênio foi um fator “chave” para o desenvolvimento da NDS. Com o uso da aeração por ar difuso, e mediante ao sistema automatizado de controle de OD, a faixa estabelecida de 0,3 a 0,8 mgO_2/L foi atendida praticamente durante todas as Fases do estudo. A remoção biológica de nitrogênio nessas condições foi obtida com ótimo desempenho e estabilidade, e os níveis de OD foram ajustados para atender as variações de carga sem comprometer o desenvolvimento da NDS. Os valores obtidos de ORP oscilaram entre 60 a 160 mV durante todas as Fases do estudo. Valores semelhantes foram descritos por (HONG W. ZHAO, et al, 1998 e D. THAURÉ, et al., 2008), quando operaram sistemas promovendo a NDS. A temperatura média ficou praticamente acima de 20°C , que teve papel fundamental no desenvolvimento da nitrificação no sistema. Os valores médios de pH ficaram próximos a neutralidade 6,8 – 7,0, faixa que garantiu o desenvolvimento estável do processo de NDS.

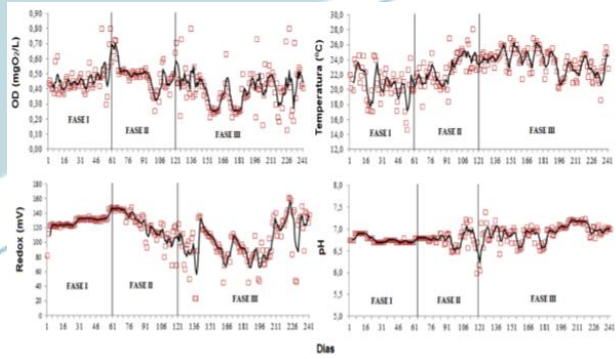


Figura 5: Série temporal com médias móveis de 4 termos: Monitoramento online da concentração de OD, ORP, temperatura e pH no licor misto durante as Fases I, II e III.

Constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas nitrossomonas (μ_m) e de meia saturação de monod (K_n)

Com auxílio da respirometria determinou-se os valores da constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas Nitrossomonas (μ_m) e de meia saturação de Monod (K_n) que são apresentados na Tabela 2 e 4. Quando se comparam os dados obtidos nesse estudo com os valores encontrados na literatura (Tabela 3) e (Tabela 5), observa-se que as constantes resultaram muito próximas, indicando que é possível com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as demais condições operacionais do processo de NDS obter velocidade de nitrificação similar aos sistemas de lodos ativados convencionais.

Tabela 2: Valores médios das constantes de crescimento específico máximo de Nitrossomona

Constantes de crescimento específico máximo de Nitrossomonas (μ_m)			
μ_m (d^{-1})	Fase I	Fase II	Fase III
média	0,20	0,29	0,54
máximo	0,28	0,46	1,45
mínimo	0,11	0,16	0,20
Desvio Padrão	0,05	0,10	0,29
Coef. de variação (%)	25,3	32,8	52,8
Amplitude total	0,2	0,3	1,3

Tabela 3: Valores de referência das constantes de crescimento específico máximo de Nitrossomonas

Constantes de crescimento específico máximo de Nitrossomonas (μ_m)			
μ_m (d^{-1})	T ($^\circ\text{C}$)	μ_m (d^{-1})	Referências
0,33	15	0,66	BARNARD (1991)
0,47	15	0,45	KAYSER (1991)
0,45	15	0,73	ECKENFELDER (1992)
0,53	25	0,26	SUTTON et al. (1979)
0,40 - 0,50	14	0,80 - 1,00	GUJER (1977)
0,33 - 0,65	20	0,33 - 0,65	EKAMA & MARAIS (1976)
1,08 - 1,44	23	0,75 - 1,02	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,57	16	0,76	GUJER & JENKINS (1975)
0,34 - 0,40	12	0,86 - 1,01	GUJER & JENKINS (1975)
0,50	20	0,50	LAWRENCE & BROWN (1973)
0,94	29	0,33	LUKELMA (1973)
0,33	20	0,33	DOWNING et al. (1964)
-	-	0,20 - 0,90	METCALF E EDDY (2003)

Fonte: adaptada (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999 e METCALF E EDDY, 2003).

NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM BAIXA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO

AVISA

Tabela 4: Valores das constantes de meia saturação para o crescimento de Nitrossomonas

Constante de meia saturação de amônia para o crescimento de <i>Nitrossomonas</i> (K_{a})			
K_{aT} (d^{-1})	Fase I	Fase II	Fase III
média	0,34	0,39	0,42
máximo	0,47	0,52	1,20
mínimo	0,18	0,28	0,11
Desvio Padrão	0,11	0,11	0,30
Coef. de variação (%)	32,1	28,2	71,0
Amplitude total	0,3	0,2	1,1

Tabela 5: Valores de referência das constantes de meia saturação para o crescimento de Nitrossomonas

Constante de meia saturação de amônia para o crescimento de <i>Nitrossomonas</i> (K_{a})			
K_{aT} (d^{-1})	T ($^{\circ}\text{C}$)	K_{a0} (d^{-1})	Referência
0,0	23	0,04	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,2	15	0,1	DOWNING et al. (1964)
0,2	20	0,2	DOWNING et al. (1964)
0,2	10	0,6	GÜJER (1979)
0,5	14	1,0	EKAMA & MARAIS (1976)
1,0	20	1,0	EKAMA & MARAIS (1976)
1,0	20	1,0	LIJELMA (1973)
-	-	0,5 - 1,0	METCALF E EDDY (2003)

Fonte: adaptada (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999) e (METCALF E EDDY, 2003).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - WATER ENVIRONMENT FEDERATION, Washington, DC, USA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th edition, 2005.

COLLOVOGNARELLI, C.; BERTANZA, G. Simultaneous Nitrification-Denitrification Processes in Activated Sludge Plants: Performance and Applicability. Water Sci Technol, 40 (4-5), 187-194, 1999.

HONG W. ZHAO; DONALD S. MAVINIC; WILLIAM K. OLDHAM; FREDERIC A. KOCH. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a TWO-STAGE intermittent aeration process treating domestic sewage. Water Research, v.33 No4, p. 961-970, 1998.

METCALF e EDDY, Inc. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw Hill, 4th edition, p.1819, 2003.

MUINCH, E.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous Nitrification and Denitrification in Bench-Scale Sequencing Batch Reactors. Water Res.,30 (2). 277-284, 1996.

POCHANA K, KELLER J, LANT P. Model development for simultaneous nitrification and denitrification. Water Sci Technol, vol. 39(1): 235-243, 1999.

THAURÉ D, LEMOINE C, DANIEL O, MOATAMRI N, CHABROL J. Optimisation of aeration for activated sludge treatment with simultaneous nitrification denitrification. Water Sci Technol, vol.58(3), 639-645, 2008.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações. Campina Grande: epgraf, 472 p., 1999.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M. e JETTEN, M. S. M. Microbiological Conversions in Nitrogen Removal. Water Science and technology, v.38, n.1, p1-7, 1998.

ZENG, R. J.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, Y. J. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor. Biotechnol. Bioeng., 84 (2), 170-178, 2003.

ZHANG P, ZHOU QI. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. Front. Environmental Sciences Eng. China, 2007, 2(1): 1-4

ZHAO H W, MAVINIC D S, OLDHAM W K, KOCH F A. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. Water Res, v.33(4): 961-970, 1999.

CONCLUSÕES

Os resultados demonstraram que é possível obter altas eficiências no processo de NDS com TRS de 40, 30 e 20 dias, e baixas concentrações de OD no tanque de aeração. A operação do sistema mostrou que é possível manter uma baixa concentração de OD no tanque de aeração em uma faixa relativamente estreita. Valores ainda mais baixos de TRS deverão ser testados para remoção de fósforo em paralelo a NDS.

O processo de tratamento permaneceu estável durante todo o período de observação, ou seja, nas Fases I, II e III. Sempre resultando em alta eficiência na remoção de DQO. A concentração de SST no efluente manteve-se sempre baixa, demonstrando que a baixa concentração de OD no tanque de aeração e as demais condições operacionais da NDS não causaram danos significativos na floculação biológica.

Os valores da constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas Nitrossomonas (μm) e de meia saturação de Monod (K_n) obtidos nesse estudo resultaram muito próximas aos encontrados na literatura, indicando que é possível com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as demais condições operacionais do processo de NDS obter velocidade de nitrificação similar aos sistemas de lodos ativados convencionais.

Novos estudos devem ser conduzidos a fim de trazer um melhor entendimento desse fenômeno, pois no Brasil, muitas estações de tratamento de esgoto foram construídas ou estão sendo projetadas para operarem sob as condições da variante do processo de lodo ativado conhecida por aeração prolongada, reconhecidamente eficiente na remoção de matéria orgânica e na nitrificação do esgoto. Tais estações podem ser adaptadas para estas novas condições, de forma a se obter o benefício técnico da desnitrificação e o ganho econômico relativo à redução no consumo de energia elétrica para aeração.



Fundación Ambiental de Venezuela
AVE Kathy Phelps
24 Aniversario (1996-2020)

AVISA

REVISTA DE LA
ASOCIACIÓN
VENEZOLANA DE
INGENIERÍA SANITARIA Y
AMBIENTAL



ASOCIACIÓN
INTERAMERICANA
DE INGENIERÍA
SANITARIA Y AMBIENTAL



AEEC
Asociación de Ejecutivos
del Estado Carabobo

Funvive
Fundación Vida Verde



ORGANIZADORES, AUSPICIANTES Y PATROCINANTES



ASOCIACIÓN
INTERAMERICANA
DE INGENIERÍA
SANITARIA Y AMBIENTAL

Funvive
Fundación Vida Verde

