

Tecnologías para el tratamiento del agua

Tecnologías para el tratamiento del agua

Primer Seminario Nacional de Control
de la Contaminación Ambiental

Juan Pablo Rodríguez Miranda
César Augusto García Ubaque
Compiladores



Este manuscrito de compilación corresponde a los esfuerzos de los autores (profesores, investigadores y estudiantes) involucrados con el tema de tratamiento del agua, que con su dedicación y constancia, exponen y muestran resultados pertinentes y adecuados para la remoción de la contaminación en el agua.

Dedicatoria

Siempre a Dios, que es Omnipotente y Omnisciente, y que le entrega la sabiduría y la inteligencia a los seres humanos.



UD
Editorial



© Universidad Distrital Francisco José de Caldas
© Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico
© Juan Pablo Rodríguez Miranda, César Augusto García Ubaque
(Compiladores)
Primera edición, diciembre de 2016
ISBN: 978-958-8972-76-3

Dirección Sección de Publicaciones
Rubén Eliécer Carvajalino C.
Coordinación editorial
Miguel Fernando Niño Roa
Corrección de estilo
María Isabel Sánchez
Diagramación
Martha Liliana Leal

Editorial UD
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Carrera 24 No. 34-37
Teléfono: 3239300 ext. 6202
Correo electrónico: publicaciones@udistrital.edu.co

Rodríguez Miranda, Juan Pablo
Tecnologías para el tratamiento de aguas / Juan Pablo
Rodríguez Miranda, César Augusto García Ubaque. -- Bogotá :
Universidad Distrital Francisco José de Caldas, 2016.
252 páginas ; 24 cm. -- (Colección tierra y vida)
ISBN 978-958-8972-76-3
1. Tratamiento de aguas residuales - Libros electrónicos
2. Purificación de aguas residuales - Libros electrónicos 3.
Plantas de tratamiento de aguas residuales - Libros electrónicos 4. Procesos de potabilización del agua - Libros electrónicos
I. García Ubaque, César Augusto, autor II. Tít. III. Serie.
LE628.16 cd 21 ed.
A1557011

CEP-Banco de la República-Biblioteca Luis Ángel Arango

Todos los derechos reservados.
Esta obra no puede ser reproducida sin el permiso previo escrito de la
Sección de Publicaciones de la Universidad Distrital.
Hecho en Colombia

Contenido

Presentación	19
Evaluación y ensayo de trazadores para dos sedimentadores Sedhelcon en el tratamiento de aguas residuales	25
<i>Ángel Camilo Pascal Suárez Juan Pablo Rodríguez Miranda</i>	
Remoción de hierro y manganeso mediante el uso de zeolita en el proceso de filtración de aguas subterráneas en el departamento del Meta	43
<i>Luis Enrique Baquero Zambrano, José Luis Ramos Pardo, Edwin David Reyes Robayo, Flaminio Rueda Camberos</i>	
Análisis crítico sobre la normatividad de las aguas en Colombia	71
<i>Johanna Carolina Bain Loayza, Juan Pablo Rodríguez Miranda</i>	
Formulación de una metodología para el diseño de un sistema de reúso de agua residual en jardinería en Yopal, Casanare	77
<i>Wilmer Leonardo Velásquez Vargas, Diana Marcela Africano Guevara</i>	
Efectos de las crecidas en el transporte de material particulado y carbono orgánico. Caso del río Oka (País Vasco, España)	87
<i>Luis Hernando Montoya Armenta, María Estilita Ruiz Romera, Borja Muñoz Leoz</i>	
Índices de calidad en cuerpos de agua superficiales	105
<i>Jorge Antonio Serna Mosquera, Juan Pablo Rodríguez Miranda</i>	

Evaluación de la actividad degradadora de un microorganismo en el insecticida clorpirifus	117
<i>Vony Lizeth Maldonado Prada, Laura Julieth Amado Ariza, Lina Juliana Ricardo Benavides</i>	
Tratamientos biológico y fisicoquímico en serie de lixiviados procedentes del relleno sanitario Los Corazones	123
<i>Clarivel Parra Ditta, Julio Vega Suárez, Felinger Pérez Jiménez</i>	
Modelación hidrodinámica y de la calidad del agua para la evaluación ambiental de los vertimientos generados a la ciénaga Mesolandia, Atlántico-Colombia	135
<i>Juan Miguel Hernández, RangelFranklin Manuel Torres Bejarano, Daniel Eduard, Martínez Ricardo</i>	
Análisis de las precipitaciones en la cuenca del rio de Bogotá utilizando el método de regresión lineal múltiple	151
<i>Juan Manuel Sánchez Céspedes, Juan Pablo Rodríguez Miranda, César Augusto García Ubaque</i>	
Comportamiento de un polímero natural (quitosano) durante el post-tratamiento de aguas asociadas a la producción de aceite de palma	161
<i>Alcides Antonio Torregroza Mozo, Yim James Rodríguez Díaz, Jaime Luis Ariza Restrepo, Eva Sandrith Baquero Ramírez, Luis Hernando Montoya Armenta</i>	
Reducción de la concentración de anilina por medio del método Electro-Fenton controlado por Labview	171
<i>Yulieth Verónica Lozano Quiroga, Jhon Erik Navarrete Gómez, César Augusto Quiñones Segura, Paola Andrea Sepúlveda Grisales</i>	
Aplicación de herramientas de modelación hidrológica y socioeconómica para el diseño del esquema de pago por servicios ecosistémicos en la cuenca alta del río Bogotá, sector Sisga-Tibitoc	191
<i>Carol Andrea Martínez Figueroa, María Alejandra Moreno Giraldo, Juan José Vargas Osorio, Darwin Mena Rentería</i>	
Tratamiento de aguas residuales industriales con tecnología fisicoquímica y biológica de última generación: casos de estudio	203
<i>Luis Antonio Rubio-Loza</i>	
Preparación de materiales fotovoltaicos orgánicos y estudio de propiedades de transporte eléctrico usando espectroscopia de impedancia	221
<i>Andrés Felipe Loaiza Carreño</i>	

Manejo adecuado de escombros en la ciudad de Villavicencio (Meta, Colombia) considerando los aspectos económico y ambiental	229
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------

Mateo Agudelo Varela, Juan Pablo Rodríguez Miranda

Uso de la biomasa de la planta <i>Eichhornia crassipes</i> como material para la remoción de cromo VI en soluciones acuosas	247
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------

Daniel Ricardo Buitrago Santana, Carlos Andrés Peña Guzmán

Presentación

El *Primer Seminario Nacional de Control de la Contaminación Ambiental: “Tecnologías para el tratamiento del agua”* realizado el 5 y 6 de mayo de 2016 en la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, fue organizado por los grupos de investigación Aquaformat de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, GIIRA de la Facultad de Ingeniería, GIICUD de la Facultad Tecnológica, Física del Medio Ambiente y Energía Solar de la Facultad de Ciencias y Educación, y el Semillero de Investigación Obatalá de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, como una alianza y labor de cooperación (*colaboración*) entre grupos de investigación, aportando así a la integración, cohesión, trabajo conjunto, desempeño y fomento de la investigación mediante la estrategia de la divulgación y circulación del conocimiento especializado.

Este primer seminario tuvo como objetivo promover la investigación, desarrollo tecnológico, creación y difusión del conocimiento académico, científico y tecnológico, en torno al control de la contaminación ambiental. Durante la jornada se presentará y socializarán los productos resultados de los proyectos de investigación, trabajos de grado (pregrado y posgrado) y experiencias de los grupos frente a las tecnologías para el tratamiento del agua,

El seminario es un espacio académico y científico especial para la apropiación social y circulación del conocimiento o productos de resultados de actividades de investigación, desarrollo científico y tecnológico en esta área del conocimiento, el cual busca potencializar las capacidades y fortalezas de los grupos y semilleros de investigación, evidenciando los logros, actividades y resultados de investigación en cuanto a la capacidad científica, tecnológica y creadora, mediante la circulación del

conocimiento especializado y aportando a los índices de cohesión y cooperación entre grupos de investigación.

El evento garantizó la participación de no solo de expertos sino de diferentes actores como el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), la Empresa de Acueducto de Bogotá (EAAB), la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ACODAL), empresas del sector de agua potable y saneamiento básico como: Clean Water Technology, Inc., TecnoPIPE, Coway S.A., Purifil Internacional entre otros; igualmente se contó con la participación de ponentes en la modalidad oral, de la más alta calidad académica, procedentes de universidades como la Fundación Universitaria de San Gil (UNISANGIL), Universidad de la Costa, Universidad Popular del Cesar, Universidad Autónoma de Colombia, Universidad Cooperativa de Colombia (sede Villavicencio), Universidad Santo Tomás, entre otras.

Se contó con la participación 130 asistentes de instituciones como la Universidad Autónoma de Colombia (3.8%), Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca (5.4%), Universidad Cooperativa de Colombia, Sede Villavicencio y Bogotá (16.2%), Universidad de la Costa (1.5%), Universidad Manuela Beltrán (1.5%), Universidad Popular del Cesar (1.5%), Universidad Santo Tomás (7.7%), UniSanGil (1.5%) y Universidad Distrital Francisco José de Caldas (60.9%).

Además, como aporte a los índices de cohesión y cooperación entre grupos de investigación entre diferentes Universidades, en el marco de este *Primer Seminario Nacional de Control de la Contaminación Ambiental: “Tecnologías para el tratamiento del agua”*, se creará la Red Académica y de investigación en Control de la Contaminación Ambiental (RAICCA), que tendrá como propósito principal, el promover la cooperación académica e investigativa de carácter interinstitucional y será un espacio significativo para la creación de la red de conocimiento, la cual le aporta a la construcción del conocimiento, desarrollo tecnológico desde el saber y conocimiento del control de la contaminación ambiental.

Los organizadores del seminario agradecen al Centro de Investigación y Desarrollo Científico (CIDC), a la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ACODAL) y a la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, que financiaron la realización del evento, con el apoyo incondicional y especial de los proyectos curriculares del Doctorado en Ingeniería y Tecnología en Saneamiento Ambiental, así

como el Comité de Investigación de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, la Red de Investigaciones de Tecnología Avanzada (RITA), la Emisora LAUD 90.4 FM Estéreo y el Equipo de Comunicaciones de la Rectoría de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA

Director Grupo de Investigación AQUAFORMAT

Organizador *Primer Seminario Nacional de Control de la Contaminación Ambiental: Tecnologías para el tratamiento del agua*

Buenas prácticas ambientales para el uso eficiente del agua

1. Recuerde cerrar la llave mientras se enjabona las manos o cepilla los dientes. Así contribuye a reducir el consumo de 5 a 10 litros/minuto de agua.
2. No utilice el sanitario como cesto de basura, esto genera el taponamiento y la obstrucción de las tuberías.
3. No cerrar bien la llave, genera un goteo que consume aproximadamente 30 litros de agua al día. Por lo anterior no olvide verificar que las llaves que utilice en sus actividades queden bien cerradas.
4. No vierta sustancias químicas al sanitario, recuerde que esto puede generar una afectación en el vertimiento y un posible incumplimiento normativo.
5. Cuando se esté duchando, cierre el grifo mientras se enjabona, así garantiza una reducción en el consumo de 150 litros de agua por ducha.
6. Si evidencia algún tipo de fuga y/o pérdida de agua, repórtelo de inmediato para realizar la intervención pertinente.
7. Si tiene jardines en su casa, recuerde realizar el riego de estos en horarios antes de las 7:00 am y después de las 5:00 pm, para evitar la evaporación de grandes cantidades de agua.
8. Ahorrar energía es ahorrar agua. Por ello, apague la luz cuando termine sus actividades y desconecte los equipos eléctricos y electrónicos que no estén en funcionamiento.
9. Hagamos un uso responsable de los recursos naturales. Siempre que esté a nuestro alcance, adquiramos electrodomésticos diseñados en el ahorro energético y un consumo moderado del agua.

10. Lavar el carro en la casa supone un consumo de 250 litros de agua, por esta razón evite lavar su carro o garaje consumiendo el agua ‘a chorros’. Dosifíquela y utilice balde, trapos o traperos.

MAYRA ALEJANDRA ALDANA PÉREZ
Equipo SGA-PIGA
Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Evaluación y ensayo de trazadores para dos sedimentadores *Sedhelcon* en el tratamiento de aguas residuales

ÁNGEL CAMILO PASCAL SUÁREZ¹
JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA ²

Introducción

La sedimentación en las aguas residuales es una operación considerada en dos fases (líquido y sólido), tanto en las etapas primaria, intermedia y secundaria, como complemento óptimo en procesos biológicos de tratamiento aeróbico (Simate, 2015; Romero, 2004; Nocón, 2016). Para el diseño de un sistema de tratamiento en general existen diversas limitaciones tales como el poder prever el comportamiento del agua dentro de estas. En la actualidad, para poder determinar y analizar el comportamiento de la masa del agua en un sistema de tratamiento y en general en cada uno de los procesos unitarios que la conforman, se recurre a diferentes modelos matemáticos tales como el modelo de Wolf Resnick, índice de dispersión de Morris (IDM) y el análisis de la curva de tendencia. De esta forma se puede realizar una caracterización del comportamiento del agua en cada uno de los componentes que configuran el sistema de tratamiento, así como poder identificar el porcentaje de zonas muertas, zonas de corto circuito, tipos de flujo, entre otros. Adicional a lo anterior, también se presenta la correlación de la velocidad de sedimentación con la temperatura del agua presente en el tanque sedimentador.

1 Tecnólogo en saneamiento ambiental. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá-Colombia. Correo electrónico: camilo.pascal@gmail.com.

2 Profesor asociado, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá-Colombia. Correo electrónico: jprodriguez@udistrital.edu.co.

De acuerdo a lo mencionado anteriormente, el poder determinar y conocer los diferentes aspectos dinámicos por los métodos de trazadores, los tanques de sedimentación y, en especial, en los tanques *Sedhelcon* y poder relacionar con el tiempo de retención, tipo de flujo, espacios muertos, cortocircuitos entre otros (Giacoman, 2003), son aspectos fundamentales para el comportamiento hidráulico y de efectividad en la remoción de partículas.

Metodología

Los sedimentadores están constituidos por un sedimentador primario *Sedhelcon* (con forma de pirámide truncada y canales perimetrales con el fin de efectuar un flujo helicoidal y facilitar la sedimentación de las partículas al interior de este) y un sedimentador secundario, también denominado *Sedhelcon*, cada uno diseñado para operar con caudales de 0,2 L/min (Rodríguez, 2013).

Figura 1. Sedimentador *Sedhelcon*. Fuente: autores



Se realizó un estudio cuantitativo a partir de los datos de operación de los sedimentadores antes descritos y se realizó un análisis en términos de los datos de resultantes. Para realizar el análisis de los dos sedimentadores *Sedhelcon*, la metodología aplicada se dividió en fases:

- **Fase I.** Prueba de trazadores aplicada a los dos sedimentadores *Sedhelcon*.
- **Fase II.** Análisis e interpretación de los datos obtenidos en la fase I por los modelos matemáticos Wolf Resnick, IDM y curva de tendencia.

- **Fase III.** Análisis, interpretación y graficas resultantes de los resultados de los modelos matemáticos Wolf Resnick, IDM y curva de tendencia.

Así mismo, se realizó con los datos obtenidos de los diferentes modelos matemáticos la determinación de la ecuación de velocidad de sedimentación (ambos sedimentadores, primario y secundario) mediante el método de regresión lineal de mínimos cuadrados y compararlo con los criterios establecidos por la literatura especializada.

Tabla 1. Criterios de diseño de sedimentadores

Tanque de sedimentación	Tasa de sedimentación (m ³ /m ² día)	Autor
Primario	32-48 (caudal medio) 80-120 (caudal pico)	Ras, 2000.
Primario	32-49 (caudal medio) 80-122 (caudal pico)	Wef, 1998.
Primario	33-49 (caudal medio) 81-122 (caudal pico)	Melcalf, 1991.
Primario	33-49 (caudal medio) 81-122 (caudal pico)	Melcalf, 1991.
Primario	30-45 (caudal medio)	Critetenden, 2005.
Secundario	16-32 (caudal medio) 40-48 (caudal pico)	Ras, 2000.
Secundario	16-29 (caudal medio) 40-65 (caudal pico)	Wef, 1998.
Secundario	8-33 (caudal medio) 24-49 (caudal pico)	Melcalf, 1991.

Fuente: autores.

Resultados

Prueba de trazadores

Las limitantes de los diseños de sistemas de tratamiento presentan el supuesto que el flujo en los reactores y/o sedimentadores es de dos tipos: en pistón y en mezcla completa. En realidad, el flujo en los reactores no se ajusta exactamente a estas situaciones ideales (Giacoman, 2003). En muchas ocasiones, el comportamiento de los flujos es parecido al de los sistemas idealizados, por tanto, se puede suponer que el reactor se comporta como la suma de estos reactores, sin que se esté incurriendo en errores grandes. Igualmente, se puede presentar el caso en el que se den canalizaciones del flujo por recirculación del fluido, o por formación de zonas muertas, lo cual genera reducción de la eficiencia del sistema. Para poder visualizar el funcionamiento de

una unidad desde el punto de vista hidráulico, es conveniente utilizar una sustancia trazadora (sal, colorantes, ácidos o una sustancia radioactiva), que puede ser aplicada en la entrada del sedimentador y, simultáneamente, se registran las concentraciones del trazador a la salida del mismo (Vargas, 2006). La cantidad de trazador a utilizar P que se necesita para añadir al sedimentador, en este caso a los dos sedimentadores, está dado por la siguiente ecuación (1): (Vargas, 2006)

$$P = \frac{V * K * C_o}{I * 10^3} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

P=masa del trazador por añadir al sedimentador.

V=volumen útil del sedimentador (m³).

K=constante de corrección.

Co=concentración del trazador (mg/L o g/m³)

I=grado de pureza del trazador.

Como sustancia trazadora se decidió utilizar el cloruro de sodio (NaCl), debido a su fácil adquisición, así como su detección por medio de la conductividad en el agua. Así mismo, sabiendo que los sólidos disueltos totales tienen una relación directa con la conductividad (por estar relacionados con las sales que pueda poseer el agua), se decidió utilizar una concentración de trazador el cual fuera apreciable de determinar y en la cual los sólidos disueltos del agua residual no interfieran, por lo cual se utilizó una concentración igual a 2000 mg/L. La constante K se determinó en virtud de la masa molecular del trazador, ecuación (2):

$$K = \frac{\text{masa de NaCl}}{\text{masa de Cl}} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Por lo tanto:

$$K = \frac{23 \frac{g}{mol} + 35,5 \frac{g}{mol}}{35,5 \frac{g}{mol}} = 1.65$$

Esta constante se utiliza para determinar la cantidad de trazadora P a utilizar para el sedimentador primario:

$$P = \frac{0,26 * 1,65 * 2000}{0,99 * 10^3} = 0,89 \text{ kg} = 866g.$$

El volumen de agua a utilizar para poder diluir la cantidad de trazador se determinó:

$$V_1 * C_1 = V_2 * C_2 \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde:

V1=volumen del sedimentador.

C1=concentración (valor promedio) del parámetro TDS.

V2=valor a determinar.

C2=concentración de trazador.

Despejando V2 de la ecuación y reemplazando:

$$V_2 = \frac{0,26m^3 * \frac{1000L}{m^3} * 173mg/L}{2000 \text{ mg/L}} = \mathbf{22,50 \text{ L.}}$$

Para un sedimentador primario con un volumen de 0.26 m³ se deben de diluir 866 gr de trazador con 22.50 L. de agua. Tal como se procedió con el sedimentador primario se procede con el secundario. Cantidad de trazador P:

$$P = \frac{0,40 * 1,65 * 2000}{0,99 * 10^3} = 1,33 \text{ kg} = 1333g.$$

Volumen de agua para diluir el trazador:

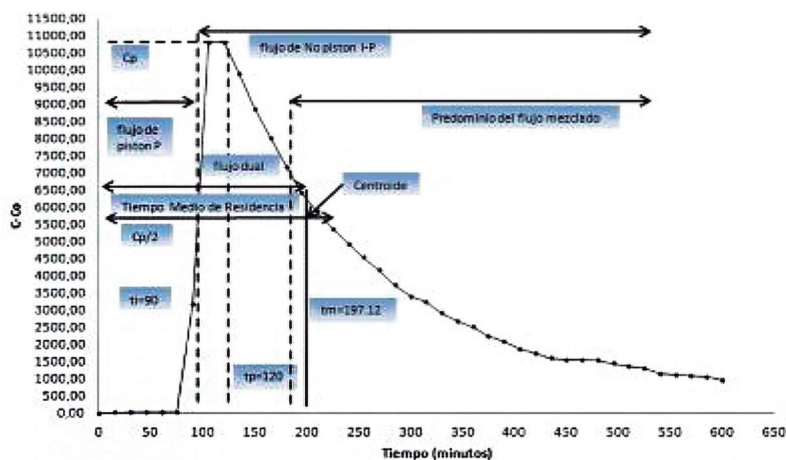
$$V_2 = \frac{0,40m^3 * \frac{1000L}{m^3} * \frac{180mg}{L}}{2000 \frac{mg}{L}} = \mathbf{36 \text{ L.}}$$

Por lo tanto, para el sedimentador secundario de volumen 0.40 m³ se debe de diluir 1333 gr del trazador con 36 L de agua. Con los datos obtenidos se procedió a aplicar el trazador en cada uno de los sedimentadores en un punto en el que este se pudiese mezclar de forma instantánea y proceder a la toma de datos de conductividad, generando así una curva de tendencia del comportamiento del agua en cada uno de los sedimentadores.

Curva de tendencia sedimentador primario

Con los datos obtenidos del método de trazadores se procedió a determinar la conductividad en el efluente de cada uno de los sedimentadores y se graficaron los datos obtenidos de las concentraciones vs. El tiempo entre cada toma de datos de la conductividad se obtiene las siguientes graficas de curva de tendencia:

Figura 2. Curva de tendencia sedimentador primario



De la figura de la curva del sedimentador primario podemos decir:

$t_i = 90$ minutos.

$t_p = 120$ minutos.

$t_m = 197,12$ minutos.

$t_o = 1300$ minutos.

$t_f = 600$ minutos.

Donde:

t_i : tiempo en que aparece el trazador en el efluente.

t_p : presentación de la máxima concentración.

t_m : tiempo del paso del 50 % de trazador.

t_o : tiempo teórico de retención.

t_f : tiempo en que pasa la totalidad del trazador.

Analizando los criterios anteriormente obtenidos, según (Vargas, 2006), se obtiene:

Tabla 2. Criterios de evaluación sedimentador primario. Fuente: autores.

Criterio	Consecuencia
$t_i/t_o \therefore 90/1300 = 0,07$	Predominio flujo mezclado.
$t_m/t_o \therefore 197,12/1300 = 0,15$	Existencia de cortocircuitos hidráulicos.
$\frac{t_p}{t_o} \therefore \frac{120}{1300} = 0,092$	Predominio del flujo mezclado.
$e = \frac{(600 - 120) - (120 - 90)}{1300} = 0,3$	Existencia del flujo mezclado.

Curva de tendencia sedimentador secundario

Con los datos obtenidos de trazadores en el sedimentador secundario se procedió a realizar y analizar la curva de tendencia en la siguiente gráfica:

Figura 3. Curva de tendencia sedimentador secundario



De la gráfica de la curva del sedimentador secundario podemos deducir:

$t_i = 135$ minutos.

$t_p = 165$ minutos.

$t_m = 301.21$ minutos.

$t_o = 2000$ minutos.

$t_f = 570$ minutos.

Analizando los criterios anteriormente obtenidos, según Canepa de Vargas, se obtiene:

Tabla 3. Criterios de evaluación sedimentador secundario.

Criterio	Consecuencia
$t_i/t_o \therefore 135/2000 = 0,067$	Predominio flujo mezclado.
$\frac{t_m}{t_o} \frac{301,21}{2000} = 0,15$	Existencia de cortocircuitos hidráulicos.
$t_p/t_o \therefore 165/2000 = 0,0825$	Predominio del flujo mezclado.
$e = \frac{(570 - 165) - (165 - 135)}{2000} = 0,19$	Existencia del flujo mezclado.

Índice de dispersión de Morris (IDM) (sedimentador primario)

Físicamente esta curva representa un aumento de la concentración de trazador en la corriente de salida del reactor (MOLINA, 2010). Al acumular los datos sobre la cantidad de trazador que pasa, expresado en porcentajes y dibujados en papel que tenga escala de probabilidades en las abscisas y escala logarítmica en las ordenadas para diferentes tiempos, se obtiene aproximadamente una línea recta (Vargas, 2006). El segmento comprendido entre el 10 % y el 90 % es el más regular y por eso Morris sugirió que la relación entre uno y otro se tomara como índice de dispersión (Vargas, 2006). Así:

$$\text{Índice de Morris} = \frac{\text{tiempo en que pasa el 90 \%}}{\text{tiempo en que pasa el 10 \%}} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Si todo el flujo fuera de pistón, la curva que se presenta sería una línea horizontal y el índice de Morrill sería 1, pues todo el trazador saldría en un tiempo ($t=t_o$) y nada saldría antes (Carrión, 1992).

Figura 4. Índice de Morrill sedimentador primario

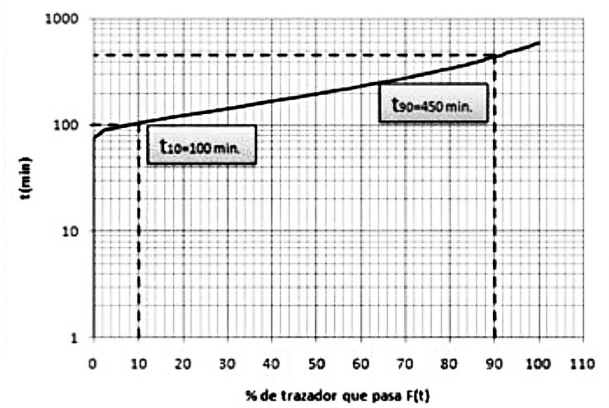


Tabla 4. Índice de desempeño sedimentador primario

$$I_M = \frac{t_{90}}{t_{10}} = \frac{450}{100} = 4,5$$

Índice	Término	Valor sed. 1
Índice de dispersión de Morrill (IDM)	$lm = t_9/t_{10}$	$lm = 450/100 = 4,5$
Eficiencia volumétrica	$(1/IDM) \cdot 100$	$(1/4,5) \cdot 100 = 22,2 \%$
Índice de corto circuito	t_i/t_o	$90/1300 = 0,069$
Índice de tiempo de retención modal	t_p/t_o	$120/1300 = 0,092$

Figura 5. Índice de Morrill sedimentador secundario

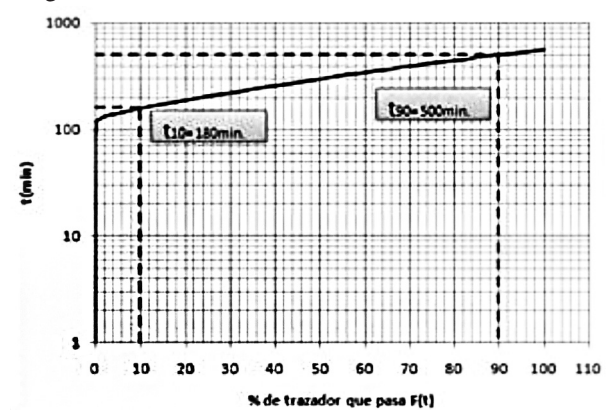


Tabla 5. Índice de desempeño sedimentador secundario.

$$I_M = \frac{t_{90}}{t_{10}} = \frac{500}{180} = 2,8$$

Índice	Término	Valor sed. 1
Índice de dispersión de Morrill (IDM)	$lm = t_9/t_{10}$	$lm = 500/180 = 2,77$
Eficiencia volumétrica	$(1/IDM)*100$	$(1/2,77)*100 = 36,10 \%$
Índice de corto circuito	ti/to	$135/2000 = 0,0675$
Índice de tiempo de retención modal	tp/to	$165/2000 = 0,825$

A medida que hay más proporción de flujo mezclado aumenta el ángulo que la curva hace con la horizontal, pues hay una distribución más amplia del tiempo de retención (CARRION, 1992). El estudio de la totalidad de la curva puede suministrar información más completa de la curva de tendencia (Carrión, 1992).

Modelo matemático Wolf-Resnick (sedimentador primario)

Una de las formas para determinar las características hidráulicas de un sedimentador es el método Wolf-Resnick. Este consiste en ajustar una línea tangente por la parte recta de la curva, la pendiente de esta recta es la $\tan \alpha$ y su intersección con el valor de 1.0 en las ordenadas permite calcular el valor de θ (Vargas, 2006). En las figuras 6 y 7 se observan las rectas tangentes de los dos sedimentadores.

Figura 6. Curva tangente del sedimentador primario

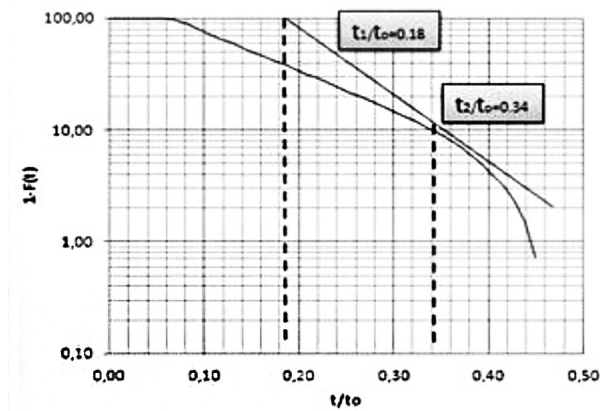
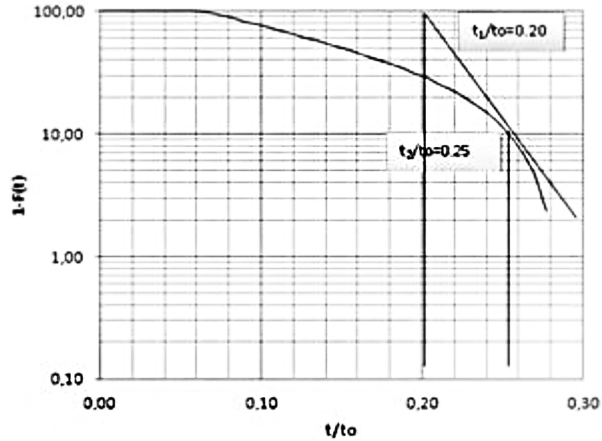


Figura 7. Curva tangente del sedimentador secundario
Método Wolf-resnick, sedimentador secundario



Tangente de inclinación y tipo de flujos, según Canepa de Vargas (2005)

$$\frac{1}{\frac{t_2}{t_0} - \frac{t_1}{t_0}} \quad \text{Ecuación (5)}$$

Remplazando valores en la ecuación (5) tenemos:

$$\frac{1}{0,34-0,18} = \frac{1}{0,16} = 6,25$$

Determinación del flujo predominante, según Canepa de Vargas (2005)

Flujo pistón

$$P = \frac{(t_1/t_0) * (tg \propto inclinacion)}{\log e + \left(\frac{t_1}{t_0}\right) * tg \propto inclinacion} \quad \text{Ecuación (6)}$$

Remplazando valores en la ecuación (6) tenemos:

$$P = \frac{0,18 * 6,25}{0,435 + 0,18 * 6,25} = \frac{1,125}{1,56} = 0,72 = 72 \%$$

Flujo mezclado

$$(1 - p) \quad \text{Ecuación (7)}$$

Remplazando valores en la ecuación (7) tenemos:

$$(1 - 0,72) = 0,28 = \mathbf{28 \%}$$

Porcentaje de zonas muertas, según Canepa de Vargas (2005)

$$m = 1 - \frac{\frac{t_1}{t_0}}{\text{flujo predominante}} \quad \text{Ecuación (8)}$$

Remplazando valores en la ecuación (8) tenemos:

$$m = 1 - \frac{0,18}{0,72} = 0,75 = \mathbf{75}$$

Desarrollando estos mismos cálculos por el método Wolf (ecuaciones 5, 6, 7, 8) del sedimentador primario, estas se aplicaron para el sedimentador secundario para el modelo matemático Wolf y Resnick (Chatzakis, 2006).

$$I_M = \frac{t_{90}}{t_{10}} = \frac{500}{180} = 2,8$$

Tabla 6. Índice de desempeño sedimentador secundario

Índice	Término	Valor sed. 1
Índice de dispersión de Morrill (IDM)	$lm = t_{90}/t_{10}$	$lm = 5000/180 = 2,77$
Eficiencia volumétrica	$(1/\text{IDM}) * 100$	$(1/2,77) * 100 = 36,10 \%$
Índice de corto circuito	ti/t_o	$135/2000 = 0,0675$
Índice de tiempo de retención modal	tp/t_o	$165/2000 = 0,0825$

Tangente de inclinación

$$\frac{1}{\frac{t_2}{t_0} - \frac{t_1}{t_0}} = \frac{1}{0,25 - 0,20} = \frac{1}{0,05} = \mathbf{0,95}$$

Determinación del flujo predominante

Flujo pistón

$$P = \frac{\left(\frac{t_1}{t_0}\right) * (tg \alpha inclinacion)}{\log e + \left(\frac{t_1}{t_0}\right) * tg \alpha inclinacion}$$

$$P = \frac{0,20 * 0,95}{0,435 + 0,20 * 0,95} = \frac{0,19}{0,625} = 0,304 = \mathbf{30,4 \%}$$

Flujo mezclado

$$(1 - p) = (1 - 0,304) = 0,696 = \mathbf{69,6 \%}$$

Porcentaje de zonas muertas

$$m = 1 - \frac{\frac{t_1}{t_0}}{\text{flujo predominante}} = 1 - \frac{0,20}{0,696} = 0,29 = \mathbf{29 \%}$$

En la tabla 7 se expresa de forma resumida los resultados del modelo matemático Wolf Resnick.

Tabla 7. Tipos de flujo y zonas muertas de los sedimentadores

Unidad	Flujo pistón	Flujo mezclado	Zonas muertas
Sedimentador primario	72 %	28 %	75 %
Sedimentador secundario	30,40 %	69,60 %	29 %

Ecuaciones de velocidad de sedimentación de las partículas

Se determinó la ecuación de velocidad de sedimentación de las partículas para los sedimentadores primario y secundario bajo el método de mínimos cuadrados debido a la tendencia de los datos, así como sus coeficientes de correlación o de Pearson. El coeficiente de correlación o de Pearson (r) determina el grado de relación existente entre dos variables. Cuando el coeficiente de correlación es igual a 1,0 se establece que hay una correlación perfecta, dado que los valores observados son exactamente iguales a los estimados (figuras 4 y 5); en otras palabras, los puntos en una figura (nube de puntos) se confunden con los de la recta (Martínez, 2000).

Figura 8. Influencia de la temperatura sobre la velocidad de sedimentación, sedimentador primario

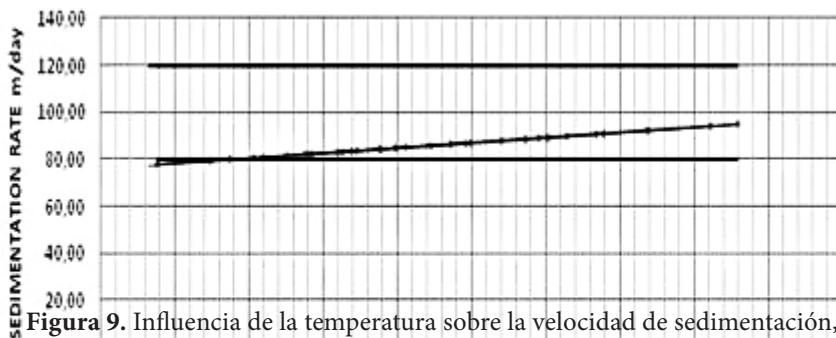
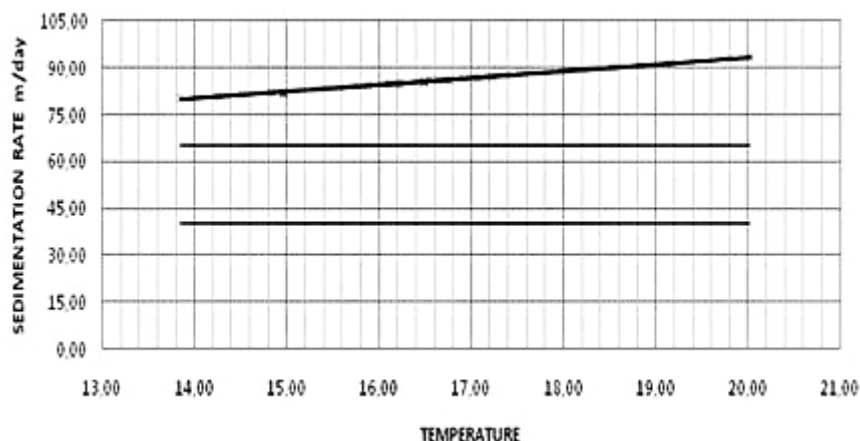


Figura 9. Influencia de la temperatura sobre la velocidad de sedimentación, sedimentador secundario



Para las figuras 8 y 9 se determinó el coeficiente de correlación, dando como resultado para el sedimentador primario un coeficiente de correlación igual a $r = 0.99971$ y para el sedimentador secundario un coeficiente de correlación igual a $r = 0.99965$. Los coeficientes de correlación de los dos sedimentadores son cercanos a 1.0, lo que se puede expresar como un tipo de correlación excelente; así mismo, las ecuaciones de velocidad de sedimentación son:

Sedimentador primario: $VsI = 2,1959.T + 44,449$

Sedimentador secundario: $VsII = 2,2068.T + 49,272$

Donde: VsI y $VsII = (m^3/m^2.dia)$, $T = (^{\circ}C)$.

La temperatura afecta el fenómeno de sedimentación, específicamente en la velocidad de sedimentación de las partículas. La tasa de sedimentación de sólidos en aguas con una mayor gradiente de temperatura es mayor que en aguas con un bajo gradiente de temperatura, esto debido al cambio de viscosidad del agua (Romero, 2004). Dentro de los criterios de diseño se establece una carga hidráulica superficial para los sedimentadores, esta carga para un sedimentador primario establece entre 80 y 120 $m^3/m^2.dia$; para un sedimentador secundario se establece entre 40 y 65 $m^3/m^2.dia$ (Rodríguez J. , 2013).

Conclusiones

Las pruebas de trazadores y los modelos matemáticos son de gran importancia para poder determinar e interpretar el comportamiento de un sistema de tratamiento y los elementos que intervienen para su correcto funcionamiento. Los modelos matemáticos aplicados para los dos sedimentadores ponen en manifiesto el predominio del flujo mezcla completa para el sedimentador primario; pero en el caso del sedimentador secundario, por el modelo Wolf Resnill presenta un flujo predominante de pistos, por el contrario, por los modelos IDM y Curva de tendencia, este presenta un flujo predominante de mezcla completa.

Los sedimentadores presentan zonas de cortos circuitos en la que parte del flujo de agua que entra a los sedimentadores los atraviesa rápidamente sin permanecer almacenado en ellos.

Así mismo, se observa un alto porcentaje de zonas muertas, es decir, aquellos puntos donde no se genera una mezcla de las partículas con toda la masa de agua; algunas de las causas de estos se deben al diseño y/o configuración del mismo. Los porcentajes de zonas muertas concernientes a cada sedimentador son demasiado elevados. Aun así, esto no implica que el proceso de remoción y eficiencia de los sedimentadores no puedan ser buenos, por el contrario, el no presentarse un buen comportamiento hidráulico no implica necesariamente malas remociones dado que en los sedimentadores se obtuvieron excelentes porcentajes de remoción. Los tiempos hidráulicos de retención en los sedimentadores muestran una significativa ventaja, pues a mayor tiempo de estancia del agua en el sedimentador dará lugar a que las partículas sedimenten de forma más eficiente.

La velocidad de sedimentación en el sedimentador primario, en cuanto a su carga hidráulica superficial se refiere, se encuentra de los criterios establecidos a diferencia del sedimentador secundario el cual está por encima de los establecidos. Esto manifestándose en una velocidad de sedimentación mayor debido a que el paso de la partícula entre el reactor biológico y el sedimentador secundario no presentó turbulencia y la partícula presentó mejor forma y tamaño. Los coeficientes de correlación obtenidos para los dos sedimentador demuestran una relación directa existente entre la velocidad de sedimentación de las partículas y su temperatura, expresándose así en una correlación excelente (Rodríguez, 2013).

Referencias

- Amanatidou, E. (2015). Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. *Water research*, 69, 20-29.
- Burger, R. (2015). Discontinuous finite volume element discretization for coupled flow-transport problems arising in models of sedimentation. *Journal of Computational Physics*, 299, 446-471.
- Carrión, J. (1992). *Mejoramiento de calidad del agua para consumo humano*. Lima, Perú: Organización Panamericana de la Salud y Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Chatzakis, M. (2006). Sedimentation tanks through the age. IWA 1 St International symposium on water and wastewater technologies in ancient civilizations (75-78), Iraklio, Greece: IWA.
- Fan, L. (2007). Numerical simulation of secondary sedimentation tank for urban wastewater. *Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineer*, 38(5-6), 425-433.
- Giacoman, G. (2003). Análisis de la hidrodinámica de un reactor flujo pistón. *Ingeniería*, 7(3), 7-19.
- Hribersek, M. (2011). Experimental and numerical investigations of sedimentation of porous wastewater sludge flocs. *Water research*, 45(4), 1729-1735.
- Ivar, O. (2001). Biological lamella sedimentation used for wastewater treatment. *Aquacultural Engineering*, 24(2), 115-127.
- Kynch, G. (1952). *A theory of sedimentation*. Birmingham: The University Birmingham.
- Molina, J. (2010). *Modelamiento de las condiciones hidráulicas de una planta compacta para el tratamiento de aguas residuales domesticas* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Nocón, W. (2016). Quantitative monitoring of batch sedimentation based on fractional density changes. *Powder Technology*, 292, 1-6.
- Levenspiel, O. (1998). *Ingeniería de las reacciones químicas*. 3era edición. Barcelona: Reverté.
- Rodríguez, J. (2013). Aumento en la eficiencia de remoción de contaminantes mediante un reactor aeróbico modificado a flujo pistón y sedimentador de flujo helicoidal. *Teoría y praxis investigativa*, 8(2), 54-71.
- Rodríguez, P. (2008). Flow models for rectangular sedimentation tanks. *Chemical Engineering and Processing*, 47, 1705-1716.

- Romero, J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Ruiz, R. (2015). Numerical solution of a multidimensional sedimentation problem using finite volume-element methods. *Applied Numerical Mathematics*, 95, 280-291.
- Simate, G. (2015). The treatment of brewery wastewater for reuse by integration of coagulation/flocculation and sedimentation with carbon nanotubes 'sandwiched' in a granular filter bed. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 1277-1285.
- Vargas, L. (2006). *Análisis de flujo y factores que determinan los periodos de retención*. Lima: Organización Panamericana de la Salud y Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Remoción de hierro y manganeso mediante el uso de zeolita en el proceso de filtración de aguas subterráneas en el departamento del Meta

LUIS ENRIQUE BAQUERO ZAMBRANO³

JOSÉ LUIS RAMOS PARDO⁴

EDWIN DAVID REYES ROBAYO⁵

FLAMINIO RUEDA CAMBEROS⁶

Introducción

Los niveles de concentración del hierro y manganeso de las aguas subterráneas del pie de monte llanero son muy altos, lo cual ocasiona problemas en su utilización industrial y residencial. Según McFarland y Dozier:

El hierro y el manganeso le dan al agua un sabor, olor y color indeseable. El hierro causa manchas rojizos-café en la ropa, porcelana, platos, utensilios, vasos, lavaplatos, accesorios de plomería. El manganeso causa manchas café negras en los mismos materiales, estas no pueden ser removidas por los detergentes en su lavado. (2014)

3 Estudiante de pregrado para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad Cooperativa de Colombia, sede Villavicencio. Meta, Colombia: luis.baqueroz@campusucc.edu.co.

4 Estudiante de pregrado para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad Cooperativa de Colombia, sede Villavicencio. Meta, Colombia: jose.ramosp@campusucc.edu.co.

5 Estudiante de pregrado para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad Cooperativa de Colombia, sede Villavicencio. Meta, Colombia: edwin.reyesr@campusucc.edu.co.

6 Asesor Técnico, Ingeniero Civil y PH. D. Docente de la Universidad Cooperativa de Colombia, sede Villavicencio. Meta, Colombia. Autor de correspondencia: flaminiorueda@yahoo.es.

Lo que genera problemas a las personas que están en contacto o consumen estos elementos, ya que la ingesta de hierro a dosis terapéuticas suele producir trastornos gástricos de tipo irritativo, gastritis aguda, a veces necrótica y hemorragias que perjudican la salud humana.

Pero no solo trae problemas para las personas al tener contacto con estos elementos, si no que los depósitos de:

hierro y manganeso restringen el flujo del agua a través de las redes de tuberías y reducen la presión del agua. Por lo tanto, se requiere más energía para bombear agua a través de tubos tapados y para calentarla. Esto aumenta los costos de la energía y del agua. (McFarland y Dozier, 2014)

Lo que afecta a las personas que deben utilizar recursos financieros en obras de mantenimiento y en mejoras de las instalaciones ante dichos problemas causados por el alto contenido de hierro y manganeso en el agua.

El agua, al estar contaminada con hierro y manganeso, contiene “[...] bacterias que se alimentan de los minerales que hay en el agua. No causan problemas de salud, pero sí forman una baba rojiza [...] en los tanques de los inodoros y pueden tapar los sistemas de agua” (McFarland y Dozier, 2014) que son importantes para las personas, quienes deben buscar la forma de mejorarlos y disminuir los niveles de estos elementos para evitar los problemas mencionados. La utilización de aguas subterráneas en el departamento del Meta para el consumo es muy común porque tiene la ventaja de proporcionar aguas que requieren un menor grado de tratamiento debido a que las impurezas se eliminan en forma natural a medida que el agua atraviesa las capas del suelo y el subsuelo.

Sin embargo, es importante que se realice el tratamiento del agua subterránea para garantizar la mayor eliminación del hierro y manganeso, que son elementos comunes en este líquido en esta zona del país, con el propósito de evitar los efectos que provoca, como los malos olores, colores característicos y, en fin, las demás consecuencias causadas por estos minerales en el agua. Por ello, en la realización de este tratamiento, se utilizan diferentes compuestos o elementos naturales con gran capacidad de remoción del hierro y manganeso, entre los cuales se tiene la zeolita, el cual se ha convertido en un elemento fundamental en el proceso de potabilización del agua.

Es importante señalar que el suministro de agua potable es uno de los servicios públicos más importantes en esta época de expansión urbana e industrial y por eso se requiere de soluciones eficaces y seguras para la potabilización de la misma, para el consumo humano y otros usos. Por lo anterior existe la necesidad de realizar procesos de filtración adecuada, capaz de reducir la presencia de estos minerales (hierro y manganeso) a un nivel admisible de tal forma que este cumpla con los parámetros establecidos en la norma colombiana de calidad de agua para consumo humano.

Se utilizó un tipo de investigación propositiva al diseñar un prototipo de filtro a escala con el objeto de hacer una serie de ensayos en la reducción del hierro y manganeso del agua subterránea de la región, lo cual es importante para el mejoramiento de la calidad de vida de la población, porque se tendrá un equipo que permita la potabilización del líquido, esencial para la vida humana.

Fundamentación teórica

El agua es el componente de mayor proporción en los organismos humanos y el líquido vital para la supervivencia de los seres vivos, siempre y cuando se encuentre en las condiciones óptimas y sin contaminación, para su consumo. Al respecto García et al. (2005) afirman que el “agua aparentemente se resume en una simple fórmula: H_2O , que es la característica más general de las grandes masas que cubren el 71 % de la superficie de la tierra (océanos, casquetes polares, glaciares, aguas superficiales y subterráneas) que conforman la hidrosfera” que representa el líquido primordial para la supervivencia humana.

Según la Organización Panamericana de la Salud (OPS) (2005):

El agua subterránea se origina del agua de lluvia infiltrada hasta los acuíferos después de fluir a través del subsuelo. Durante la infiltración, el agua puede cargar muchas impurezas [...]. Sin embargo, durante su recorrido por el subsuelo, mejora significativamente su calidad: las partículas suspendidas y microorganismos se retienen por filtración natural y las sustancias orgánicas se degradan por oxidación. Otras sustancias o elementos frecuentemente presentes en las aguas subterráneas son: sulfatos, nitratos, fierro y manganeso, arsénico y flúor.

Estas sustancias pueden traer implicaciones para la salud humana, por lo que debe tener la calidad indicada para su consumo. La cual, de acuerdo al Ministerio de la Protección Social (2014), en la legislación se ha definido como: “el resultado de comparar las características físicas, químicas y microbiológicas encontradas en el agua, con el contenido de las normas que regulan la materia” y estas ya están parametrizadas y, según sea la calificación del agua, se puede estimar su calidad, es decir, todo se califica a partir del propósito del uso del líquido y bajo las consideraciones para cada caso.

Un elemento importante para el tratamiento de las aguas subterráneas en la remoción de hierro y manganeso, es la zeolita sobre la cual Cuchimaque (2006) indica que es un

[...] material natural abundante en la naturaleza, con una alta capacidad de intercambio catiónico y una gran unidad por metales en solución los cuales se incorporan en su estructura cristalina. El uso de esta como medio de filtración es una alternativa efectiva para la disminución de hierro (Fe) y manganeso (Mn) en el agua natural, ya que actúa como soporte poroso sobre el que se obtiene

una película adsorbente de Fe_2O_3 y MnO_2 que presentan alta capacidad para adsorber los cationes de dichos metales disueltos en agua.

Este elemento se utilizó para la elaboración del filtro con el propósito de realizar pruebas que permitan verificar la remoción del hierro y manganeso de las aguas subterráneas del departamento del Meta.

El agua subterránea posee una serie de metales, entre ellos el hierro y el manganeso elementos comunes existentes en el suelo, por lo que mediante el proceso de filtración se pueden adherir a las mismas. Las fuentes de abastecimiento de agua subterránea

son las que se más ven afectadas por la presencia de hierro (Fe) y manganeso (Mn), los cuales se encuentran en forma soluble, que, al oxidarse, ya sea al momento de la cloración o con el oxígeno del aire, se precipitan generando un color oscuro que provoca el rechazo de los consumidores, manchan la ropa, obstruyen tuberías, accesorios y bombas. (Ruelas & González, 2005)

Esto trae perjuicios a las personas y en las diferentes actividades que se realiza para mejorar su calidad de vida, por eso la importancia de aplicar tratamiento de remoción de este tipo de metales (hierro y manganeso) a partir de los diferentes métodos existentes, entre los cuales se tienen los que se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Tratamientos para la remoción de hierro y manganeso en el agua

Causa	Indicación	Tratamiento
Hierro y manganeso disueltos	El agua está clara cuando es tomada pero aparecen partículas rojizas o negruzcas cuando se estanca. Manchas rojizas-café o negras en los accesorios de plomería o en la ropa lavada	Compuestos de fosfato (úsese para < 3 mg/L) Suavizador de agua (úsese para concentraciones combinadas de hierro y manganeso > 5 mg/L) Filtro oxidante - de arena verde de manganeso o zeolita (úsese para concentraciones combinadas de hierro y manganeso > 15 mg/L) Aireación/filtración (úsese para concentraciones combinadas de hierro y manganeso > 25 mg/L) Oxidación y filtración química (úsese para concentraciones combinadas de hierro y manganeso > 10 mg/L)
Hierro o manganeso disueltos (coloidal) (complejos orgánicos de estos minerales)	El agua del grifo está rojizo negro y el color se mantiene por más de 24 horas (no hay precipitación de partículas)	Oxidación y filtración química
Hierro oxidado en el suministro de agua	El agua del grifo contiene partículas rojizas - cafés que se asientan cuando el agua se estanca	Filtro de partículas
Corrosión de tubería y equipo	El agua del grifo contiene partículas rojizas-café que se asientan cuando el agua se estanca	Eleve el pH del agua y use un filtro de partículas
Bacterias de hierro o manganeso	Babas rojizas-café en los tanques de los inodoros, y drenajes de los lavamanos y las tinas	Tratamiento de shock y filtración

Fuente: McFarland & Dosier (2014).

Rodríguez & Sales señalan que

[...] los depósitos de hierro y manganeso, desde el punto de vista sanitario, es uno de los riesgos reside en que estos elementos consumen el cloro de la desinfección, quedando el agua desprotegida frente a agentes patógenos. En los últimos años se advierte una tendencia general, por parte de los organismos de control de calidad de agua para consumo humano, a reducir los niveles máximos permitidos de sustancias en el agua. (2010)

Lo anterior con el fin de que sea utilizada en las diversas labores de los seres.

Para esta problemática, Padilla dice que:

[...] el hierro presente en las fuentes de agua subterráneas pueden ser removidos mediante un proceso no convencional de adsorción que utiliza zeolita

natural tipo clinoptilolita recubierta con óxidos de manganeso, el cual se lleva a cabo en una columna de adsorción idéntica a un simple sistema de filtración, adicionando zeolitas naturales en sus diversas modificaciones catiónicas en los sistemas de filtración, se pueden alcanzar niveles de purificación de aguas bastante notables, y lograr la eliminación de materiales, como fierro, cromo, entre otros. (2010)

Esta información permite indicar que la zeolita es un elemento o material para la remoción de hierro y manganeso en aguas subterráneas y por eso es importante para desarrollar un prototipo de filtro que permita la potabilización del líquido.

Ministerio de Desarrollo indica que:

[...] el agua que contiene hierro y manganeso (la determinación del hierro y manganeso debe realizarse de acuerdo con la ASTM D 858-95 y D 1068-90, causa problemas de color, favoreciendo el crecimiento de bacterias autotróficas en los sistemas de distribución por lo cual debe llevarse un control sobre estos elementos, ya que pueden presentar pérdidas por fricción, producir malos olores y obstruir boquillas, líneas y válvulas. Los valores admisibles de hierro total presente en el agua es 0.3 mg/L y para el manganeso es 0.1 mg/L, respectivamente se recomiendan valores inferiores a 0.2 mg/L y preferiblemente 0.05 mg/L. (2010)

Los cuales son parámetros primarios para tener en cuenta en el logro de potabilizar el agua.

Esto se ratifica en la normatividad colombiana con la expedición de la Resolución 2115 del 2007, para la determinación del hierro en el agua, el SENA, menciona que

[...] este compuesto en el agua, aparece en partículas rojizas y negras y se puede percibir cuando el agua sale del grifo, según la resolución 2115 del 2007 el valor máximo aceptable en agua potable es de 0,3 mg/L. En el caso de Manganeso Mn el valor máximo aceptable 0,1. (2008)

Estos son parámetros que se deben cumplir para la potabilización del agua. Y por supuesto estos datos son relevantes en la investigación que se tendrá en cuenta en la construcción del prototipo de filtro a escala que permite la potabilización del líquido partir de la remoción de hierro y manganeso.

Otro tipo de filtración es la llamada gruesa que, según Hernández (2014), “dice que contribuye principalmente a la separación de sólidos finos no retenidos durante la sedimentación, pero también puede mejorar la calidad microbiológica del agua, el color se remueve con una eficiencia máxima cercana al 50 %, lo mismo el hierro y manganeso”. Esto fue importante en la construcción del prototipo de filtro que permita la potabilización de las aguas subterráneas de la región de los Llanos Orientales.

En cuanto a la zeolita en el país, según la Escobar (2013)

Se importa al año un aproximado de 2.500 toneladas de zeolita para diversos procesos industriales. Un estudio determinó que el país tiene todas las condiciones geológicas para producir este apreciado mineral. Actualmente el país no tiene minería de zeolitas, por lo que debe importarlas de naciones como Cuba, Ecuador, México y EE.UU., especialmente la del tipo clinoptilolita.

La cual se emplea en la potabilización del agua.

En cuanto a las ventajas de la utilización de la zeolita para el tratamiento del agua, según la empresa Tratamiento y Purificación de Agua–Carbotecnia, se tienen las siguientes:

Reduce un poco la acidez del agua; Se requiere una menor cantidad de producto respecto a la arena silica por la porosidad y densidad; Posee una mayor superficie y porosidad; Produce una mayor claridad en el agua filtrada; la zeolita es el medio filtrante más durable (más de 5 años); la zeolita solo requiere de un simple retrolavado periódico para mantener su eficiencia y su desempeño; la zeolita tiene una capacidad de flujo 4 veces superior a la de los medios filtrantes convencionales. (2015)

La variedad de los posibles usos de las zeolitas naturales según Vitalii dice

[...] que se deriva de su alto potencial como intercambiadores iónicos, adsorbentes y tamices moleculares. Una aplicación más conocida es la eliminación de metales pesados y otros cationes en agua potable o contaminada o en aguas residuales. Las zeolitas naturales juegan un papel importante en la agricultura, ya que se utilizan para mejorar tierras cultivables, potenciar los componentes químicos y abonos orgánicos, así como los sustratos zeopónicos para el desarrollo de las plantaciones. También se utilizan en la industria de ganado, comúnmente como aditivo alimenticio. (2010)

Lo cual es importante en las actividades que realiza la población colombiana.

López C et al. dicen que las zeolitas

han sido ampliamente usadas en catálisis, así como en procesos de separación y purificación debido a sus propiedades características, tales como pequeño tamaño de poro, alta área específica y posibilidad de variar su composición. El proceso de transporte en estos microporoso es más complejo que la difusión en sistemas homogéneos y en sistemas macroporosos y en algunos casos las aplicaciones catalíticas de las zeolitas pueden estar limitadas debido a una lenta difusión de los reactivos y productos en los microporos. (2011)

Lo cual es de interés para la investigación porque la zeolita es un elemento importante para la remoción de hierro y manganeso en aguas subterráneas y para el desarrollo de un prototipo de filtro que permite la potabilización del líquido.

La técnica de remoción de manganeso a través de filtración por zeolita integra varios procesos, según indica Petkova,

involucrando el intercambio iónico como fase inicial, donde el manganeso disuelto se fija en la superficie de la zeolita. La posterior oxidación del manganeso retenido forma una película de óxidos, MnO , sobre el grano del material, misma que sigue removiendo el manganeso por adsorción, proporcionando una gran capacidad de remoción a sus iones. Oxidando el Mn adsorbido en la superficie del grano (sobre la película formada) se generan nuevos sitios de adsorción. (1997)

Esto permite realizar el proceso de remoción de los elementos que pueden traer implicaciones a la salud humana.

Rivera y Valiente (2003) dicen que la

[...] filtración a través de la zeolita de sodio con regeneración es efectiva para la remoción de hierro y manganeso; además es practicada esta remoción sin ablandamiento, solo por el manganeso impregnado de arena verde (zeolitas) y con regeneración con permanganato de sodio. La capacidad de la arena verde ya sea para la eliminación del hierro y del manganeso es 46 de 0.9 libras por pie cúbico de mineral necesitando 0.18 libras de permanganato de potasio por pie cúbico para la regeneración.

Lo cual es importante en la remoción de estos elementos.

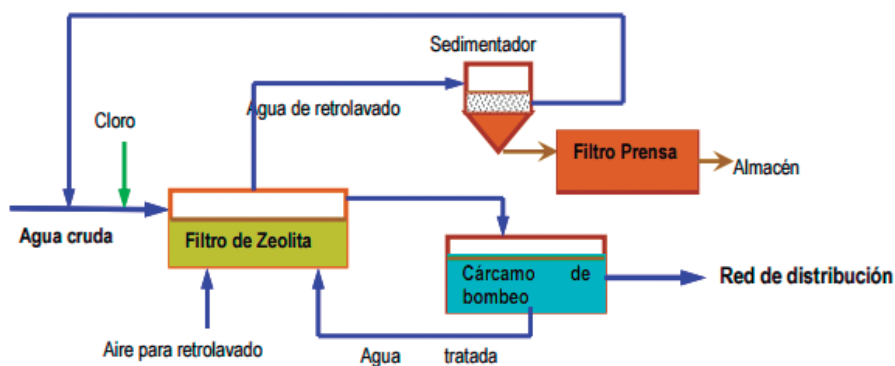
Los parámetros que influyen en la eficiencia de la filtración según Márquez et al. son, entre otros:

La calidad de agua influente, granulometría del material filtrante, resistencia química y mecánica del material filtrante, forma de las partículas · altura del lecho, carga hidráulica, velocidad de operación entre los materiales filtrantes más usados se encuentran la arena y la antracita, en la actualidad se reportan con muy buenos resultados materiales como el poliestireno y zeolita natural. los parámetros que se deben de controlar tanto en la operación de filtración como en el lavado son: la velocidad de operación, volumen de agua, tiempo de la operación, % expansión, flujo de aire y agua para el lavado; así como las características fisicoquímicas del agua influente y efluente. (2008)

De lo cual depende que se logre los parámetros exigidos para que el agua sea apta para el consumo humano.

Lo anterior requiere tenerse en cuenta en los procesos de filtración. Como por ejemplo, el que realizan Flores y Vázquez (2008) hace referencia a un esquema de tratamiento de la planta potabilizadora que consta de: cloración y filtración rápida en zeolita verde tipo clinoptilolita (ocho filtros de 5 x 4.1 m, y 0.7 m de lecho filtrante); oxidación de Mn y Fe durante la cloración; sedimentación del agua de retrolavado de filtros (sedimentador de 457 m³); prensado y almacenamiento de los lodos generados; y almacenamiento y bombeo de agua para retrolavado y para la red de distribución.

Figura 1. Esquema de tratamiento de la planta potabilizadora



Fuente: Flores y Vázquez (2008).

Con el fin de evaluar la eficiencia de los filtros empacados en zeolita de acuerdo con Acevedo et al.

se diseñó un experimento bajo condiciones controladas de laboratorio. Para ello se realizó el montaje de una batería de filtros, compuesta por un primer filtro de flujo descendente, conectado al segundo de flujo ascendente, ambos con un diámetro de 10.5 cm, una altura de 60 cm, y altura de empaque de la zeolita 50 cm. A cada uno de ellos se le adicionó una mezcla en proporción 1:1, primero con zeolita de tamaño 4.75 mm y luego con tamaño 2.36 mm; con esto se buscó aumentar la capacidad de adsorción y retención del material en el filtro, sin que la zeolita fuera arrastrada en el proceso de tratamiento.

Lo cual permite que se logre mayor remoción de elementos químicos como el hierro y manganeso, que están presentes en el agua subterránea en el departamento del Meta.

Antecedentes de la investigación

Estado del arte

A través del tiempo se han realizado diversas investigaciones en relación al proceso de potabilización del agua, por medio de filtros con lechos de zeolita como componente que busca la remoción de hierro y manganeso. Entre estas investigaciones se tienen las siguientes:

Petkova (1997), del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, realizó la investigación sobre el uso de zeolitas naturales en la remoción de manganeso, debido a que

Gran parte de las fuentes de abastecimiento del país contienen hierro y manganeso en concentraciones que exceden la Norma Oficial Mexicana, NOM, para consumo humano, NOM- 127-SSA, La presencia de hierro y manganeso en el agua de las fuentes causa una serie de problemas de carácter técnico, económico y social. Los depósitos de hierro y manganeso incrustados en el interior de los pozos y las tuberías del sistema de abastecimiento reducen su capacidad, y además afectan el color y el sabor del agua suministrada a la población. Las técnicas comúnmente aplicadas para la remoción del hierro y el manganeso presentan ciertas limitaciones relacionadas con el costo y/o con su eficiencia; en muchas ocasiones el agua producida no cumple con la NOM-127-SSA respecto a estos contaminantes. Para apoyar la solución de la problemática provocada por el hierro y manganeso, se propuso una tecnología que consiste en filtración del agua a través de la zeolita natural, tipo clinoptilolita recubierta con óxidos de manganeso. En el estudio se evalúan la eficiencia de remoción del hierro y el manganeso por filtración a través de zeolita natural, recubierta con óxidos de manganeso; el efecto de las tasas de operación y la granulometría del material filtrante sobre el rendimiento del proceso, y la dosis del oxidante aplicado para la regeneración de/ medio filtrante. Utilizando esta técnica se obtuvieron remociones hasta 96 % para el hierro y más de 95 % para el manganeso con concentraciones remanentes muy por debajo de las indicadas por la NOM- 127-SSA. Los dos contaminantes son removidos en el lecho del filtro donde proceden los procesos de adsorción-oxidación de los mismos. El estudio identifica en forma global, los mecanismos que tienen lugar en la remoción del manganeso durante la filtración.

Rivera y Valiente (2003), en el Salvador realizaron el trabajo titulado, Elaboración de un filtro de aplicación domestica para la remoción de hierro y manganeso del agua, utilizando el proceso de aeración y contacto investigación que surgió

como consecuencia de la elevada presencia de hierro y manganeso en las aguas de pozos de algunas de las comunidades de los municipios de Soyapango, Ilopango y San Jacinto en el departamento de San Salvador. Para resolver el problema, se diseñó un filtro el cual removería los minerales en cuestión, por lo que se ensayaron varios tipos de filtros los cuales, a medida que avanzaba la investigación, se irían perfeccionando a través de los datos obtenidos para mejorarlo y así obtener un resultado óptimo. El diseño final de dicho filtro se hizo de acuerdo a la experiencia tomada de la investigación y con el cual se obtuvieron los mejores resultados en la remoción del hierro y manganeso. El esfuerzo ha sido orientado a proporcionar una alternativa de tratamiento de aquellas aguas de pozo que requieran la eliminación de ambos minerales para asegurar así la calidad de ésta, causadas por la presencia de hierro y manganeso como a la forma en la cual éstos se trasladan a las aguas naturales. Como se muestra en los resultados, se encontró que: el filtro elaborado para uso domiciliario fue construido con todas las características de un filtro por gravedad, los parámetros de su diseño fueron tomados de la teoría de filtración por gravedad y los cambios en la calidad fisicoquímica del agua tratada, según los análisis mostraron porcentajes de reducción del 96.88 al 99 por ciento tanto para hierro como para el manganeso respectivamente. Y aunque la eliminación no fue del 100 por ciento, los valores logrados estaban dentro de las normas de contenido de hierro y manganeso para agua potable según Norma Salvadoreña [...].

Gutiérrez, Viñas y Rojas (2004), realizaron en México la investigación titulada, Tratamiento alternativo para la remoción de hierro en agua de abastecimiento municipal, sobre el cual indican que:

En el agua de abastecimiento del Municipio de Nazareno, Etlá; en Oaxaca, México, se hallaron concentraciones de 2.2 mg/L de hierro que se atribuyen fundamentalmente a la generación de residuos orgánicos por la actividad agro-industrial en la zona. Según la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano) el nivel máximo permisible de hierro para aguas de abastecimiento es 0.30 mg/L y pH 6.5- 8.5. Las elevadas concentraciones de hierro están provocando altos costos de mantenimiento por el deterioro del sistema de conducción del agua además de constituir un riesgo para la salud de los usuarios del servicio. Se requiere de la aplicación de un sistema de tratamiento de agua efectivo, de bajo costo y fácil operación para el personal de las áreas municipales. Los propósitos del estudio fueron: Cuantificar los cambios en la concentración de hierro en el agua de abastecimiento municipal en distintos puntos de la tubería de conducción; y evaluar la eficacia

del hipoclorito de sodio (NaOCl) comercial al 12.3%, en la remoción del hierro contenido en el agua. Un 75.9% del hierro presente en el agua precipita durante su trayectoria desde el pozo profundo de extracción al punto más lejano de abastecimiento (2 km). Se probaron distintas concentraciones de NaOCl, para oxidar y precipitar el hierro. La concentración óptima fue de 3.26 mg/L de NaOCl, después de 5 minutos de agitación, 60 minutos de reposo y un tiempo de precipitación de 30 minutos. La remoción obtenida con esta concentración fue del 98.6% permaneciendo un hierro residual <0.03 mg/L.

Otra investigación importante realizada en México fue la de García, Solache y Olguín (2010) titulada: Remoción simultánea de hierro y manganeso de soluciones acuosas utilizando como sorbente una zeolita natural mexicana. Este estudio

Evaluó la capacidad de remoción de hierro y manganeso de soluciones acuosas utilizando una zeolita natural mexicana del tipo clinoptilolita, heulandita y mordenita, observando que el modelo de Freundlich describe adecuadamente el proceso de adsorción y que existe un efecto competitivo entre ambos metales por los sitios de intercambio de la zeolita, que es capaz de remover de manera eficiente tanto al hierro como al manganeso de soluciones acuosas, por un mecanismo de intercambio iónico principalmente; sin embargo existe una competencia entre ambos metales por los sitios activos del sorbente cuando se parte de soluciones bicomponentes (Fe^{3+} - Mn^{2+}), afectando principalmente la remoción de manganeso. La capacidad de remoción de hierro partiendo de soluciones Fe^{3+} - Mn^{2+} (312.50 meq/kg) fue muy similar a la obtenida en soluciones de un componente, sin embargo, la capacidad de remoción de manganeso disminuyó significativamente (133.33 meq/kg) en soluciones de dos componentes.

En Colombia, Cuchimaque (2006) y Vargas y Ríos (2013), realizaron la investigación Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita en el cual

Se comprueba la eficiencia en la remoción de Fe y Mn de aguas naturales por el empleo de un medio adsorbente que consiste de zeolita natural (clinoptilolita), recubierta con Fe_2O_3 y MnO_2 a partir de FeCl_3 y MnSO_4 , respectivamente. La zeolita por su gran capacidad de intercambio de cationes es un excelente soporte de estos óxidos. El mecanismo de la remoción es por adsorción-oxidación de estos metales sobre la superficie de la capa de óxido que cubre el grano de zeolita. En las pruebas de remoción mediante un sistema de filtración se estudiaron las variables pH, concentraciones de Fe y Mn, caudal y altura de la capa de la zeolita, resultando las dos últimas ser las de mayor relevancia en la remoción. Se utilizaron concentraciones de 1,0-7,0

mg/L para Fe y de 0,5-3,0 mg/L para Mn, en un rango de pH de 6,0-8,0. La eficiencia de la remoción disminuye con el aumento en la concentración de Fe, especialmente a valores de pH altos ($> 7,5$), por la formación de precipitados de Fe_2O_3 causando aceleración en la saturación del medio. No se obtuvo una diferencia significativa sobre la remoción con el empleo de los dos tipos de recubrimiento, aunque a altas concentraciones de estos metales, con la capa de Fe_2O_3 se obtuvieron porcentajes de remoción un poco mayores, pero la desventaja es que con este tipo de óxido se obtuvo menor corrida de los filtros por la saturación del medio.

Metodología

La investigación es de tipo propositiva, la cual se caracteriza por generar conocimiento, a partir de la labor dedicada por cada uno de los integrantes de los grupos de investigación. Propende además por el desarrollo, el fortalecimiento y el mantenimiento de estos colectivos con el fin de lograr altos niveles de productividad y alcanzar reconocimiento científico interno y externo. Así como las líneas de investigación de los grupos concuerdan con los ejes temáticos de la facultad, los proyectos que se desarrollan parten de ideas innovadoras enfocadas en forma inter y tras disciplinaria y de la necesidad de solucionar problemas pertinentes a nivel local y global.

Las fases que se llevaron a cabo para el desarrollo de los objetivos definidos fueron las siguientes:

Fase I: Planteamiento de la problemática.

En esta fase se logró establecer la situación problema con sus causas y consecuencias en relación a la contaminación de las aguas subterráneas llaneras por los niveles altos de concentración del hierro y manganeso, lo cual ocasiona inconvenientes en su utilización industrial y residencial. Para ello, se realizó una revisión literaria al respecto del tema, para lograr definir los objetivos a desarrollar en el proyecto y la metodología a emplear.

Fase II: Referentes teóricos, conceptuales y geográficos.

Se realizó una revisión de la literatura referente a temas como: el agua como constituyente y fuente vital para vida de todos los seres; tipos de aguas aprovechables o para el abastecimiento de los seres vivos; calidad del agua; presencia de metales (hierro y manganeso) en las aguas subterráneas; y tratamiento o técnicas que permiten la remoción de hierro y manganeso en las aguas subterráneas. Para ello se hizo una recolección de información diferentes documentos como: libros, tesis, ensayos, monografías, páginas de internet, entre otros, de donde se obtuvieron datos importantes para el realizar los objetivos definidos en la fase anterior.

Fase III: Revisión literaria de la normatividad vigente sobre aguas y parámetros para su potabilización.

Se realiza una revisión de la normatividad vigente con respecto al tema de agua y sobre las características físicas que debe tener el agua potable; las características químicas para consumo humano en relación con los elementos y compuestos químicos que tienen consecuencias económicas e indirectas sobre la salud; características químicas de otras sustancias utilizadas en la potabilización; técnicas para realizar análisis microbiológicos del agua; características microbiológicas; procesos mínimos de tratamiento en función de la calidad de agua de la fuente; y otros relacionados con el tratamiento de aguas subterráneas para la remoción de hierro y manganeso.

Fase IV: Revisión bibliográfica que identifica y caracteriza la zeolita para la remoción del hierro y manganeso en aguas subterráneas.

Se realiza una revisión de la literatura sobre el tema de zeolita para la potabilización de aguas subterráneas, en libros, tesis, ensayos, monografías, páginas de internet entre otros, que permita caracterizarla e identificar todas las ventajas que tiene para la remoción del hierro y manganeso en este líquido.

Fase V: Diseño y construcción del filtro prototipo a escala de laboratorio aplicando zeolita para la remoción de hierro y manganeso.

En fase inicialmente se definió y caracterizó el diseño de un filtro prototipo a escala de laboratorio, aplicando zeolita para la remoción de hierro y manganeso. Para ello se determinará los materiales que se requieren en el diseño, se describirá el proceso de funcionamiento del filtro de zeolita prototipo, el proceso constructivo y los costos financieros incurridos en su diseño y aplicación.

Fase VI: Realización de pruebas y análisis de los resultados de la aplicación del filtro con zeolita.

En fase inicialmente se definió el tipo de pruebas, se describió la forma de aplicación, se determinaron los parámetros a evaluar, se describe el proceso de toma de muestra y pruebas, y por último se analizaron los resultados sobre los cuales se llegaron a conclusiones y recomendaciones válidas sobre el tema.

Resultados

Caracterización de la zeolita como elemento base para la remoción del hierro y manganeso en aguas subterráneas del departamento del Meta

Según Smith, citado por Agosto (2012), la zeolita “es un aluminio -silicato que posee un esqueleto estructural conteniendo huecos ocupados por iones y moléculas de agua, los que manifiestan un considerable movimiento, que permite el intercambio iónico y la deshidratación reversible”. Esta capacidad de intercambio catiónico permite utilizarla en diferentes procesos como el tratamiento de aguas para remover elementos que alterna las condiciones de la misma en su estado natural.

En la tabla 2, se presenta la composición de zeolitas encontradas en rocas sedimentarias:

Tabla 2. Composición de zeolitas encontradas en rocas sedimentarias

Zeolita	Si/ (Al + Fe ⁺³)	Cationes predominantes
Clinoptilolita	4.0- 5.1	K > Na
Mordenita	4.3- 5.3	Na > K
Heulandita	2.9- 4.0	Ca, Na
Erionita	3.0- 3.6	Na, K
Chabacita	1.7- 3.8	Ca, Na
Philipsita	1.3- 3.4	K, Na, Ca
Analcima	1.7- 2.9	Na
Laumontita	2.0	Ca
Wairakita	2.0	Ca
Natrilita	1.5	Na

Fuente. Agosto, M. F. (2012).

Una de los diversos métodos propuestos para la remoción de hierro y manganeso, según Soberanis et al., (2004)

Se basa en la adsorción del manganeso disuelto sobre zeolita natural tipo clinoptilolita recubierta con óxidos de manganeso, el cual consiste en la combinación de tres procesos que se llevan a cabo en un simple sistema de filtración:

Intercambio iónico como fase inicial, donde el manganeso disuelto se fija en la superficie de la zeolita; la posterior oxidación del manganeso sobre la superficie del medio, la cual permite la formación de una película de óxidos ($MnOx(s)$) sobre el grano del material y la remoción del manganeso disuelto en el agua, por adsorción sobre la película de óxidos formada sobre el grano del material.

Esta información permite indicar que la zeolita es un elemento o material esencial para la remoción de hierro y manganeso en aguas subterráneas y por eso es importante para desarrollar un prototipo de filtro, que permite la potabilización del líquido.

Construcción del filtro prototipo a escala de laboratorio aplicando zeolita para la remoción de hierro y manganeso

Para la elaboración y colocación del filtro a escala con lecho filtrante de zeolita en el sitio donde se realizó las pruebas respectivas, se utilizó como materiales los que se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Materiales para la construcción del filtro a escala.

Material	Cantidad	Dimensión
Zeolita criptonizada	35	Kilogramos 0,5 – 1,5 cm
Lamina de acrílico transparente	1	1,20 * 2,44 de espesor 5 mm
Poliéster	1	De 30 micras
Tubo PVC	1	De 1" de 6 m
Tubo PVC	1	De ½" de 3 m
Registros de PVC	2	De ½ "
Registro de PVC	1	De una 1"
Codos PVC	2	De una 1"
Codo PVC	1	De ½ "
Tee PVC	1	De ½" de 3 m

Fuente: Elaboración de los autores.

Estos materiales para la construcción del filtro se definieron previamente para tener unas dimensiones de alto de 1,20 metros y de radio del tubo cilíndrico de acrílico 0,2 metros, en donde se colocó un lecho de zeolita criptonizada como medio de filtración para la remoción de hierro y manganeso. El proceso de construcción del filtro fue el siguiente:

Se realizó un proceso de calentamiento de la lámina de acrílico para darle la forma cilíndrica requerida en donde va el lecho de zeolita y el agua a filtrar, como se muestra en la figura 2.

Figura 2. Calentamiento de la lámina de acrílico

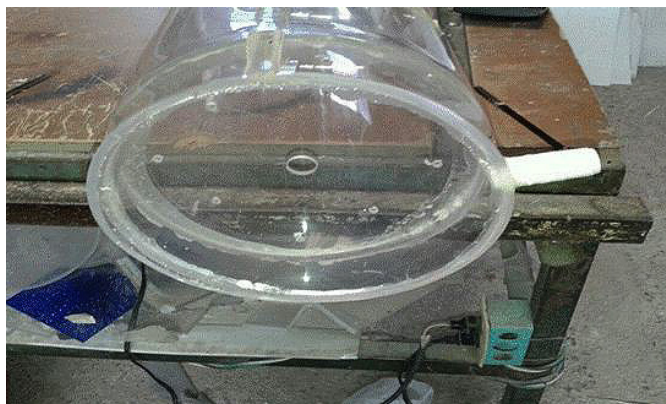


Fuente: registro fotográfico de los autores.

Para la elaboración del filtro se utilizó acrílico para que fuera notorio el proceso de filtración, la lámina se sometió a altas temperaturas para darle la forma cilíndrica y sellamiento del mismo; internamente tiene una recámara en su base con una inclinación para su desagüe; la tapa del filtro es de acrílico con un diámetro de 20 cm.

Adecuación de recámara y sellamiento al final del tubo cilíndrico en donde se coloca el lecho de zeolita con los orificios por donde saldrá el agua ya filtrada, tal como se muestra en la figura 3.

Figura 3. Colocación de la recámara y sellamiento al interior y final del tubo



Fuente: registro fotográfico de los autores.

Se realizó un proceso de calentamiento del borde final del tubo de acrílico con el propósito de colocar un círculo hacia la mitad del mismo, y uno al final con los agujeros respectivos a fin de que se pueda colocar el lecho de Zeolita y se dé la filtración que se requiere del agua.

Prueba de sellamiento del cilindro, como se muestra en la figura 4.

Figura 4. Prueba de sellamiento del tubo



Fuente: registro fotográfico de los autores.

La prueba se realizó con el propósito de verificar que no existan orificios por donde se pueda salir el agua al momento del proceso de filtración, quedando listo el filtro para su instalación. Para el proceso de instalación del filtro se realizó una visita al predio para verificar las condiciones y los materiales que se requieren para adecuar el lugar donde finalmente se instaló el filtro y se llevaron a cabo las pruebas correspondientes. El sitio que se adecuó se presenta en la figura 5.

Figura 5. Lugar donde se instaló el filtro para la realización de las pruebas



Fuente: registro fotográfico de los autores.

El lugar donde se instaló el filtro fue en la finca de la Universidad Cooperativa, sede Villavicencio, que contaba con unas características específicas e indicadas que facilitaron la adecuación y colocación del mismo y la posterior revisión en el proceso de filtración. La adecuación del sitio se realizó en la segunda visita, ya que se llevaron los materiales para las instalaciones, haciendo las derivaciones de la tubería necesaria como la principal del tanque de almacenamiento y luego la instalación de la tubería hacia el prototipo del filtro, tal como se muestra en la figura 6.

Figura 6. Medición y corte de la tubería para la adecuación de las instalaciones



Fuente: registro fotográfico de los autores.

Realizada la medición y el corte de tubería se empezó la instalación desde el tanque principal, como se muestra en la figura 7.

Figura 7. Instalación de la tubería en el tanque principal



Fuente: registro fotográfico de los autores.

Para la verificación de cero fugas o pérdidas hidráulicas se realizó un llenado como se muestra en la figura 8.

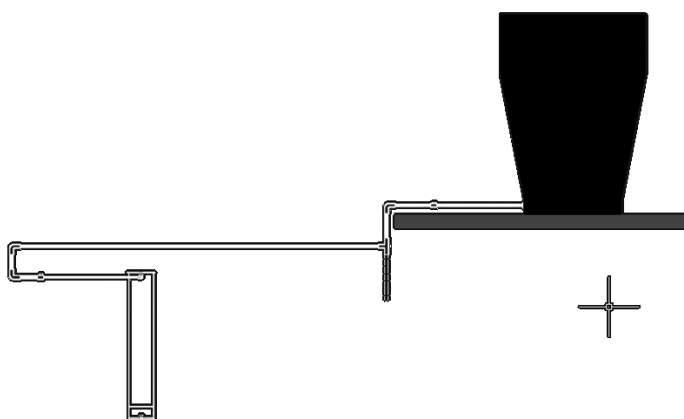
Figura 8. Llenado del filtro para verificar si hay fugas de agua



Fuente: registro fotográfico de los autores.

Con la verificación de cero fugas o pérdidas hidráulicas quedó listo el sistema de filtrado, el cual se presenta en la figura 9.

Figura 9. Diagrama de las instalaciones para poner en funcionamiento el filtro



Fuente: elaboración de los autores.

Luego de la revisión de sellamiento del filtro, se realizó la limpieza del tanque de almacenamiento al cual llega el agua subterránea provienen de un proceso de bombeo del pozo profundo ubicado en la vereda la Llanerita, del municipio de Villavicencio, departamento del Meta, y también se verificaron las instalaciones hidráulicas de tal manera que la tubería quedase limpia de agentes extraños como se muestra en la figura 10.

Figura 10. Limpieza del tanque e instalaciones para colocar en funcionamiento el filtro



Fuente: registro fotográfico de los autores.

Después, se colocó el lecho de zeolita dividida mediante la tela de celulosa, dejando listo el filtro para su funcionamiento, como se muestra en la figura 11.

Figura 11. Limpieza del tanque e instalaciones para colocar en funcionamiento el filtro



Fuente: registro fotográfico de los autores.

Después de colocar el lecho de zeolita empezó el proceso de filtrado del agua, a la cual se le tomó las respectivas muestras.

Con el filtro con lecho de zeolita en funcionamiento y realizando el proceso de filtrado del agua subterráneas del pozo profundo, se hizo la toma de muestras respectivas para llevar al laboratorio, con el fin de verificar si se logró la reducción de hierro y manganeso por medio de este sistema que se logró poner en marcha bajo para mejorar las condiciones del agua.

Realización de pruebas y análisis de los resultados de la aplicación del filtro con zeolita para la remoción de hierro y manganeso del agua subterránea del departamento del Meta

Inicialmente se tomó una muestra del agua subterránea obtenida de un pozo profundo, en el cual se capta el agua subterránea a una profundidad de 60 m, en una finca situada en el área rural en la vereda la Llanerita, municipio de Villavicencio, departamento del Meta, la cual se llevó al laboratorio para determinar la cantidad de hierro y manganeso. Se obtuvieron los siguientes resultados:

Toma de muestra:	Agua subterránea tomada de pozo profundo
Fecha de toma de muestra:	27/02/2016
Fecha de recepción de muestra:	27/02/2016
Fecha de inicio de análisis:	29/02/2016
Fecha de dictamen:	29/02/2016

Resultado

Hierro	*0,39 mg/l	SM 3500-B	Hasta 0,3 mg/l
Manganeso	<0,10 mg/l	SM 3500-B	Hasta 0,1 mg/l

Los valores marcados con * indican que el resultado obtenido no cumple con los rangos admisibles según la normativa.

Legislación de muestra: Resolución N.º 2115 de 2007. Según los parámetros establecidos sobre la calidad del agua en esta resolución, el manganeso máximo admisible es de 0,1 mg/l, el cual, según la muestra, está dentro de los parámetros; en el caso del hierro, que tiene como cantidad total máxima admisible de 0,3 mg/l en el agua, no cumple con los parámetros establecidos según la muestra tomada del agua subterránea del pozo profundo, porque tiene 0,39 mg/l, cantidad del elemento químico que perjudica o trae implicaciones para la salud humana. De ahí la importancia de realizar el proceso de filtrado con la zeolita para la reducción de la cantidad de este elemento.

Realizadas las adecuaciones del sitio en donde se instaló el filtro, y teniendo en cuenta las normas técnicas y condiciones exigidas para la toma de muestra, se realizó la recolección de agua filtrada y los resultados fueron los siguientes:

Toma de muestra:	Agua obtenida del proceso de filtración con zeolita		
Fecha de toma de muestra:	12/03/2016		
Fecha de recepción de muestra:	14/03/2016		
Fecha de Inicio de análisis:	14/03/2016		
Fecha de Dictamen:	15/03/2016		

Resultado

Hierro	<0,10 mg/l	SM 3500-B	Hasta 0,3 mg/l
Manganeso	<0,10 mg/l	SM 3500-B	Hasta 0,1 mg/l

Esto indica que se dio una reducción de la cantidad 0,39 mg/l, del hierro del agua subterránea de un pozo profundo del departamento del Meta mediante el proceso de filtrado con un lecho de zeolita, que permite al líquido obtenido tener los parámetros establecidos de la Resolución N.º 2115 de 2007, para que en el consumo no traiga implicaciones a la salud de los seres humanos.

Conclusiones

Se determinó que existen varios tipos de zeolitas que tienen la capacidad de intercambio catiónico. Esta puede ser utilizada en diferentes procesos para el tratamiento de aguas, para remover elementos que alterna las condiciones de la misma en su estado natural como el hierro y manganeso, que existen en las aguas subterráneas en zona como la del departamento del Meta. Estos elementos pueden traer problemas desde el punto de vista fisiológico; la ingesta de hierro a dosis terapéuticas suele producir trastornos gástricos de tipo irritativo, gastritis aguda, a veces necrótica y hemorragias que perjudican la salud humana. Para la remoción del hierro y manganeso existen diferentes técnicas, entre las cuales se tienen: aireación-filtración, oxidación-filtración, en medios acondicionados filtración directa, tecnologías alternativas, métodos biológicos, remoción in situ e intercambio iónico, los cuales están enfocados en potabilizar el agua que contengan estos elementos químicos que pueden traer implicaciones para la salud.

El agua subterránea fue obtenida de un pozo profundo ubicado en la finca situada en el área rural, vereda la Llanerita, municipio de Villavicencio, departamento del Meta, que según los resultados del laboratorio contiene menos de 0,10 mg/l de manganeso y 0,39 mg/l, de hierro, cantidad que sobrepasa el total máximo admisible según la Resolución N.º 2115 de 2007 que es del 0,3 mg/l en el agua para que no perjudique la salud humana.

Se determinó que, realizado el proceso de filtración con zeolita, esta arrojó una muestra de agua que según los resultados del laboratorio contiene menos de 0,10 mg/l de manganeso y menos de 0,10 mg/l, de hierro. Esto indica que se dio una reducción de la cantidad de más de 0,36 mg/l de hierro, o sea el 92,3 %, por medio del filtro construido a base de zeolita y que permite al líquido obtenido tener los parámetros establecidos de la Resolución N.º 2115 de 2007, para que el consumo no traiga implicaciones a la salud de los seres humanos

Discusión

Los resultados de esta investigación, en comparación con la Petkova (1997), muestran una similitud en la eficiencia de remoción del hierro por filtración a través de zeolita natural, ya que el porcentaje arrojado en esta investigación fue del 92,3 %, y los resultados del estudio mexicano arrojó un 96 %, posiblemente por la diferencia en las características de este elemento obtenidos en cada país que le puede proporcionar mayor capacidad de eliminación de ambos minerales para asegurar así la calidad de esta. Las condiciones y los parámetros del diseño de elaboración del filtro fueron semejantes, así como el proceso de filtración, el cual fue por gravedad llevando a cambios en la calidad fisicoquímica del agua y teniendo dentro de la exigencia de las normas nacionales en cuanto a la calidad para el consumo humano.

En relación con la investigación realizada por Mendieta, Solache y Olguín (2010), también en México, en donde se hallaron concentraciones de 0.31 mg/l de hierro en el agua, valor menor en comparación con la recogida en esta investigación, que fue del 0,39 mg/l, y que en ambos casos sobrepasan el nivel máximo permisible de hierro tanto para México como Colombia según la normatividad vigente, para las aguas de abastecimiento es 0.30 mg/l. Lo cual demuestra la necesidad de la aplicación del proceso de remoción de este elemento a partir de filtro de zeolita y, aplicado el proceso de filtración, se encontró que el porcentaje en la investigación de Solache fue de 57,3 %, mientras que en esta investigación se alcanzó un porcentaje mayor del 92,3 % por medio del modelo de filtro a escala construido para este caso.

En cuanto a la investigación de Rivera y Valiente (2003), en el Salvador en donde diseñaron un filtro el cual removería los minerales hierro y manganeso del agua de pozos, que requieran la eliminación para asegurar así la calidad de esta, y que los resultados de los análisis mostraron porcentajes de reducción del 96,88 % del hierro y para el caso de esta investigación fueron de del 92,3 %, lo cual demuestra la capacidad de la zeolita para eliminar este elemento y llevar en ambos casos al agua tratada están dentro de los parámetros establecidos por la normatividad de cada país para el consumo humano.

Agradecimientos

A todo el recurso humano de la Universidad Cooperativa de Colombia, porque durante la carrera de Ingeniería Civil se tuvo apoyo constante y colaboración permanentes ante cualquier necesidad que los estudiantes tuvieron para lograr el reto de ser profesionales. A todos ellos muchas gracias por estar siempre dispuestos a mejorar la institución en función de lograr la calidad en cada uno de los programas académicos.

A los asesores, el ingeniero civil y PH. D Flaminio Rueda, quienes con su conocimiento y saber apoyaron la realización de este trabajo de grado, importante para los estudiantes investigadores que desean ser profesionales. Muchas gracias.

Referencias

- Acevedo, D., Builes, S., Ordóñez, C., & López, I. (2011). Evaluación de la eficiencia de una batería de filtros empacados en zeolita en la remoción de metales pesados presentes en un licor mixto bajo condiciones de laboratorio. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(18), 31-42.
- Agosto, M. F. (2012). *Estudio de zeolitas procedentes de depósitos argentinos. Aspectos tecnológicos que posibiliten su aplicación en agroindustria y contralor ambiental*. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional de la Plata. Buenos Aires, Argentina. Recuperado de http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/26009/Documento_completo.pdf?sequence=1
- Cuchimaque, C. L. (2006). *Remoción de hierro y manganeso en aguas naturales por adsorción y oxidación sobre zeolita natural tipo clinoptilolita*. (Trabajo de grado). Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga, Colombia. Recuperado de <http://repositorio.uis.edu.co/jspui/bitstream/123456789/512/2/119498.pdf>
- Escobar, M. (2013). *Zeolita, mineral promisorio que el país podría explotar*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Uimedios. Recuperado de <http://www.unperiodico.unal.edu.co/dper/article/zeolita-mineral-promisorio-que-el-pais-podria-explotar.html>
- Flores, O., & Vázquez, O. (2008). *Remoción de hierro y manganeso en la planta potabilizadora del ramal peñón- Texcoco, estado de México*. XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.zeocat.es/docs/aguafemn2.pdf>
- García, A., Solache, M., & Olguín M. (2010). *Remoción simultánea de hierro y manganeso de soluciones acuosas utilizando como sorbente una zeolita natural mexicana*.

Recuperado de http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/41/118/41118553.pdf

- García, M. A., Solache, R. M., & Olguín, G. M. (2005). *Remoción simultánea de hierro y manganeso de soluciones acuosas utilizando como sorbente una zeolita natural mexicana*. México: Instituto Tecnológico de Toluca. Recuperado de http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/41/118/41118553.pdf
- Gutiérrez, M. R., Viñas, R., & Rojas, C. (2003). Tratamiento alternativo para la remoción de hierro en agua de abastecimiento municipal. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 4, 98-105. Recuperado de [http://www.salud-publica.es/secciones/revista/revistaspdf/bc510157146b5f2_Hig.Sanid.Ambient.4.98-105\(2004\).pdf](http://www.salud-publica.es/secciones/revista/revistaspdf/bc510157146b5f2_Hig.Sanid.Ambient.4.98-105(2004).pdf)
- Hernández, G. S. (2014). *Mejoramiento de la calidad de agua para uso y consumo humano a nivel domiciliario mediante la remoción de hierro en la Comunidad Monte Rey ubicada en Cariari de Pococí*. (Tesis de grado). Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica. Recuperado de http://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/3927/mejoramiento_agua_Pococ%C3%AD.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- López, C., Sazo, V., Pérez, P., Buhman, S., Urbina, C., & García, A. (2011). Generación de mesoporosidad en zeolitas ZSM-5 sintetizadas en medio inorgánico. *Avances en Química*, 6(2), 29-37. Recuperado de <http://www.redalyc.org/html/933/93319737003/>
- Márquez, C., Herrera, V., Márquez, G., & Mondelo, R. (2008). *Determinación de los parámetros hidráulicos de la zeolita natural cubana como material filtrante*. Cuba: Instituto Superior Politécnico-José Antonio Echeverría. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/mexico/02289e08.pdf>
- McFarland, M., & Dosier, M. (2014). *Problemas del agua potable: El hierro y el manganeso*. Texas, Estados Unidos: Comunicaciones Agrícolas, El Sistema Universitario Texas A.M. Recuperado de <http://texaswater.tamu.edu/resources/factsheets/l5451sironandman.pdf>
- Ministerio de Desarrollo Económico–Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico (2000). *Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS – 2000*. Bogotá, Colombia: Ministerio de Desarrollo. Recuperado de http://cra.gov.co/apc-aa-files/37383832666265633962316339623934/3._presentaciondocumento_tecnico.pdf
- Ministerio de Salud y Protección Social. Instituto Nacional de Salud. (2014). *Estado de la Vigilancia de la Calidad del Agua para Consumo humano – 2013*.

- Bogotá: Instituto Nacional de Salud. Recuperado de http://www.ins.gov.co/sivicap/Normatividad/2014%20Estado%20de%20la%20vigilancia%20de%20la%20calidad%20del%20agua%202013.pdf?Mobile=1&Source=%2Fsivicap%2F_layouts%2Fmobile%2Fview.aspx%3FList%3Ddc462e4b-5de8-4a2f-be3a-08ad1c837db7%26View%3D0ac5f5c5-4988-442d-bc0e-2c07af4f66a5%26CurrentPage%3D1
- Organización Panamericana de la Salud (OPS). (2005). *Guía para el mejoramiento de la calidad del agua a nivel casero*. Lima, Perú: Organización Panamericana de la Salud (OPS). Recuperado de http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsacg/guia/calde/2sas/d25/067%20Gu%C3%ADa%20para%20el%20mejoramiento%20de%20la%20calidad%20del%20agua%20a%20nivel%20casero/guia-mejor_agua_metodocasero.pdf
- Padilla, P. (2010). *Diseño y construcción de una plana domestica de remoción de hierro por el método de oxidación filtración de guas de pozos subterráneos*. (Tesis de grado). Universidad Rafael Urdaneta. Caracas, Venezuela. Recuperado de <http://200.35.84.131/portal/bases/marc/texto/2101-10-03940.pdf>
- Petkova, V. (1997). Uso de zeolitas naturales en la remoción de manganeso. *Ingeniería Hidráulica en México*, 13(3), 41-49. México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de http://repositorio.imta.mx:8080/cenca-repositorio/bits-tream/123456789/1273/1/RIH_078.pdf
- Rivera, R. W., & Valiente, M. (2003). *Elaboración de un filtro de aplicación domestica para la remoción de hierro y manganeso del agua, utilizando el proceso de aeración y contacto*. (Trabajo de grado). Universidad de El Salvador, El Salvador. Recuperado de <http://ri.ues.edu.sv/5762/1/10122378.pdf>
- Rodríguez, M., Rodríguez, A., & Sales, M. (2010). Hierro y manganeso en aguas subterráneas: validación del método analítico de espectrometría de absorción atómica con vaporización electrotérmica. *Ciencia*, 5(16), 39-48. Recuperado de <http://www.exactas.unca.edu.ar/revista/v160/pdf/ciencia16-3.pdf>
- Ruelas, G. J., & González, E. R. (2005). *Distribución, concentración y origen de hierro y manganeso en las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca alta y media del río sonora, noroeste de México*. México: Instituto Tecnológico de Sonora, Dpto. Ciencias del Agua y Medio Ambiente. Recuperado de http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/CA/EO/CAO-23.pdf
- Servicio Nacional de Aprendizaje (Sena). (2008). *Calidad del agua*. Recuperado de https://sena.blackboard.com/bbcswebdav/institution/72310034_potabilizacion/pdf/MaterialUnidades/UNIDAD%204%20AGUAS.pdf

- Soberanis, M., Rivera, M., & Ramírez, A. (2004). Remoción de hierro y manganeso en fuentes de agua subterráneas para abastecimiento público. En: *Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua (RIPDA-CYTED) Agua Potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas*. Buenos Aires: Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua RIPDA-CYTED. Recuperado de http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo_04.pdf
- Tratamiento y Purificación de Agua–Carbotecnia. (2015). *Zeolita Natural*. Recuperado de <http://www.carbotecnia.info/producto/medio-zeolita-natural-filtrante>
- Vitalii, P., & Hernández, M. (2010). *Zeolita – una roca útil*. México: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Departamento de Nanocatálisis. Recuperado de http://www.icuap.buap.mx/docs/revista_uno/articulos_largos/Zeolita.pdf

Análisis crítico sobre la normatividad de las aguas en Colombia

JOHANNA CAROLINA BAIN LOAYZA⁷

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA⁸

Introducción

Actualmente todos nos preocupamos por la escasez del agua en el mundo, producto del efecto invernadero global, lo cual provoca guerras en algunas regiones con bajos niveles de los recursos hídricos en países como: Somalia, Etiopía, Israel, Siria, Palestina, entre otros (González, 2005).

Sin embargo, al hacer un análisis respecto al recurso hídrico se encuentra que Colombia, a finales del siglo XX, ocupó el cuarto lugar en el mundo por disponibilidad per cápita del agua; mientras que en la actualidad, de acuerdo con el informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo Aguas para todos - Agua para la vida (World Water day 2016, UNESCO), Colombia ocupa el puesto 24 entre 203 países en el mundo. Sin embargo, este puesto refleja que Colombia, aun así, sea potencial hídrico mundial (Castaño, 2011). Por otra parte, la pérdida del cuarto puesto es un indicador principal del aumento de la población y el crecimiento de las actividades productivas que afectan la disponibilidad del recurso hídrico, mencionando también el cambio climático mundial que nos afecta globalmente por consecuencia de la falta de pertenencia ante nuestros recursos hídricos, ecosistémicos y forestales (Gualdrón, 2011).

7 Estudiante de Ingeniería Sanitaria, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. Autor de correspondencia. johannabain@gmail.com.

8 Ingeniero ambiental y sanitario, docente y director del Sistema de Gestión Ambiental SGA, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. Docente tutor. jprm577@gmail.com.

En Colombia, la legislación ambiental ha tenido un importante desarrollo en las últimas décadas. A partir de la Convención de Estocolmo de 1972, cuyos principios se acogen desde el Código nacional de recursos naturales renovables y de protección al medio ambiente, contenido en el decreto legislativo, hoy Decreto ley 2811 de 1974 (que se constituyó como uno de los primeros esfuerzos en Iberoamérica para expedir una integral sobre el medio ambiente). En la actualidad, la Ley 99 de 1993 incorpora y expresa los principios de las declaraciones de Estocolmo de 1972 y de Río de Janeiro de 1992 (Huertas, 2008).

En 1991, como fruto de la nueva constitución política de Colombia, la protección al medio ambiente favorece el derecho colectivo de comunidades indígenas y ciudadanos del común en cuanto a la protección al medio ambiente, a través de acciones populares (acciones de tutela y de cumplimiento) (CRA, 1997).

De acuerdo a la Conferencia de las Naciones Unidas sobre medio ambiente y desarrollo, realizada en Río de Janeiro, Brasil, en 1992, se expide la Ley 99 de 1993, que conformó el Sistema Nacional Ambiental (SINA), creándose así el Ministerio de Medio Ambiente como su ente rector (actualmente Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). A su vez, esta Ley de Gestión Ambiental –SINA–incorpora los recursos naturales renovables en Colombia (ANLA, 2016).

La normatividad actual sobre las aguas en Colombia, tanto marinas como no marinas, describe las características generales sobre las propiedades de las aguas.

Propiedades del estado natural del agua

El agua es un líquido inodoro e insípido, con punto de congelación 0°C, punto de Ebullición a partir de los 100°C, densidad máxima a partir de una temperatura de 4°C, es un agente ionizante, es decir, es un disolvente universal y actúa como catalizador en muchas reacciones químicas. (Decreto 1541, 1978).

El agua presenta tres estados de la materia, los cuales son: sólido, líquido y gaseoso. Como sólido o hielo se encuentran los glaciares, los casquetes polares, en forma de nieve, granizo y escarcha. En estado líquido se presenta como nieves de agua y precipitación en la vegetación, cubriendo las tres cuartas partes (3/4) de la superficie terrestre como lo son: pantanos, lagos, ríos, mares y océanos. Mientras que como gas se presenta en la niebla, vapor, vapor atmosférico (medición de la humedad relativa) y nubes. Por otra parte, debido a la gravedad y la precipitación, el agua se acumula debajo de la superficie terrestre, formando depósitos de aguas subterráneas que abastecen a pozos y manantiales.

Antecedentes

La normatividad de regulación territorial en Colombia relaciona las aguas marinas y/o aguas marítimas consagradas en el derecho público internacional (Artículo 101 de la Constitución Política de Colombia). Define que el territorio junto con los bienes públicos que de él formen parte pertenecerán a la Nación. Es necesario aclarar que, mientras el dominio público sobre las aguas marinas se desprende sobre la Constitución Política, del derecho internacional y de los tratados internacionales, las aguas continentales (Art. 674, 677 y 678 del Código Civil de Colombia). Sin embargo, el Estado no es titular del territorio, es decir, no es dueño de este, sino que la Nación ejerce la soberanía sobre él (UBA, 2010).

Aguas marinas

Separa el régimen jurídico de las aguas del mar con el de las aguas no marítimas (Decreto Ley 2811, 1974). Dando origen a varios documentos relacionados con el recurso hídrico de las aguas marinas, proponiendo el derecho sostenible de espacios oceánicos y zonas costeras, contribuyendo al mejoramiento de la calidad de vida de estas poblaciones, desarrollo de actividades productivas, preservación y conservación de los recursos marinos y costeros. Razón por la cual las aguas que se encuentran en tierras firmes se llaman aguas continentales, igualmente el mar territorial, la zona contigua, la plataforma continental y zona económica hace parte del territorio nacional (Decreto 2324, 1984).

Normatividad vigente de aguas marinas y zonas costeras

Se reorganiza a la dirección general, marítima y portuaria DIMAR (Dirección General Marítima), definiendo la regulación, dirección, coordinación y control de las actividades marítimas (Decreto Ley 2324, 1984), en concordancia con lo dispuesto en el Decreto 5057 de 2009.

Normatividad actual para las aguas no marítimas

La reglamentación de normas relacionadas con el recurso del agua en todos sus estados comprende los siguientes aspectos que más se destacan como: 1) el dominio de las aguas, cauces, riberas y normas que rigen su aprovechamiento, sujeto al desarrollo humano, social de la comunidad; 2) la reglamentación de aguas, ocupación de los cauces y declaración de reservas de agotamiento; 3) restricción y limitación al dominio del aprovechamiento de las aguas; 4) condiciones para la construcción de obras hidráulicas que garanticen la correcta y eficiente utilización del recurso; 5) manejo y distribución del recurso hídrico; 6) extinción del dominio privado de las aguas; 7) concesiones; 8). aguas subterráneas, minerales y termales; 9) reglamento de vertimientos (Decreto 1541, 1978).

Conclusiones

Colombia necesita crear mecanismos para dignificar a las poblaciones vulnerables que en su mayoría habitan en zonas con alto riesgo de inundación, deslizamientos o desplazamientos; contribuyendo a la vez en el cumplimiento de los objetivos firmados en convenciones ambientales desarrolladas por entidades gubernamentales internacionales, en cuanto al cumplimiento de la educación gratuita o accesible, respeto a los derechos humanos y disminución de los índices de polución.

La normatividad ambiental que regula el uso de las aguas en Colombia debería fortalecerse, ya que los parámetros que actualmente las empresas y/o industrias se rigen son realmente flexibles, pues los volúmenes permisibles de contaminación son demasiado altos en comparación a la normatividad que actualmente se desarrolla y rige internacionalmente, en especial para las industrias de finalidad agropecuario, automotriz o tecnológica.

Finalmente, Colombia debe desarrollar tecnologías y mecanismos agropecuarios que incentiven la participación de las comunidades indígenas y poblaciones campesinas en los territorios con características adecuadas para el desarrollo de actividades agrícolas, ganaderas o pecuarias; para de esta manera motivar el sector agrícola para aumentar nuestra competitividad en el mercado internacional y disminuir la densidad poblacional y los índices de polución presentes especialmente en los territorios con alta demanda industrial.

Agradecimientos

A la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, al Semillero de investigación OBATALÁ, junto al profesor Juan Pablo Rodríguez y a cada uno de los estudiantes de pregrado integrantes del semillero, quienes participan activamente en el fortalecimiento de los procesos de investigación, basándose principalmente en las líneas de investigación respecto al agua (residuales y potables) y residuos sólidos.

Referencias

- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA). (2016). *Listado de normatividad ambiental*. Recuperado de [http://www.anla.gov.co/normativa/historial-normativa-ambiental?field_fecha_norm_ambient_value\[value\]=&field_tema_norm_ambient_value=](http://www.anla.gov.co/normativa/historial-normativa-ambiental?field_fecha_norm_ambient_value[value]=&field_tema_norm_ambient_value=)
- Castaño, J. (Marzo 22, 2011). Colombia, cada día con menos cantidad y menor calidad de agua. *El Universal*. Recuperado de <http://www.eluniversal.com.co/cartagena/actualidad/colombia-cada-dia-con-menos-cantidad-y-menor-calidad-de-agua-15724>
- CRA. (1997). *Análisis del sector de agua Potable y Saneamiento en Colombia*. Colombia: Plan Regional de Inversiones en Ambiente y Salud.

- González, A. H. (2005). *El Régimen Jurídico de las Aguas en Colombia*. Bogotá, Colombia: Universidad del Externado.
- Gualdrón, M. V. (2011). Colombia Potencial Hidrica. *Vanguardia*. Recuperado de <http://vanguardia.com/medio-ambiente/sin-categoria/1468-colombia-potencia-hidrica>
- Huertas, H. &. (2008). Aporte crítico al análisis de la normatividad ambiental. Bogotá D.C: Luna Azul.
- Universidad de Buenos Aires (UBA). (2010). *Derecho internacional público*. Recuperado de <http://www.derecho.uba.ar/academica/derecho-abierto/derecho-abierto-clase-derecho-internacional-publico-gutierrez-posse.php>
- UNESCO. (2016). *United Nation Educational, Scientific and cultural organization*. Recuperado de unesco.org/careers/general-service-staff

Formulación de una metodología para el diseño de un sistema de reúso de agua residual en jardinería en Yopal, Casanare

WILMER LEONARDO VELÁSQUEZ VARGAS⁹

DIANA MARCELA AFRICANO GUEVARA¹⁰

Introducción

En Colombia existe un 73 % de aguas residuales que no han tenido un tratamiento adecuado y son desembocadas en las aguas superficiales, causando contaminación en nuestras fuentes hídricas. Por lo tanto, la reutilización de estas aguas es una opción que empieza a tomar peso en países desarrollados por la búsqueda de métodos seguros, inocuos para el medio ambiente y eficaces en función de los costos, para depurar y eliminar las aguas residuales, siendo una respuesta alternativa al creciente déficit hídrico. De esta manera, resulta importante, y más en países como el nuestro que se enfrentan a una creciente escasez de agua por el cambio climático, la necesidad de enfoques globales respecto a su uso, ya que es una buena medida para la disminución de su consumo indiscriminado. Mediante tratamientos primarios, secundarios y terciarios se logra alcanzar los niveles de calidad físico-química y biológica del agua para el uso que se destina, algunas de las actividades en que es más común “la reutilización de aguas residuales es en riego agrícola, riego de parques, jardines, campos de golf, lucha contra incendios y lavado de vehículos.

9 Docente investigador Unisangil, Casanare. wvelasquez@unisangil.edu.co

10 Auxiliar de investigación. dianaaficano@unisangil.edu.co

Las aguas residuales

Los tratamientos para las aguas residuales se conocen con base en su ubicación en el proceso de limpieza como primario, secundario y terciario. Pues las aguas residuales pueden venir con desechos muy grandes y voluminosos que no pueden llegar a las plantas de tratamiento y sirven de igual manera para aumentar la efectividad de estos procesos. En estas técnicas son utilizados las rejillas, los tamices y los microfiltros. El tratamiento primario tiene como objetivo remover los sólidos suspendidos y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en las aguas residuales, “mediante el proceso físico de asentamiento en tanques de sedimentación que puede representar entre el 25 % y el 40 % de la DBO y entre el 50 % y el 65 % de los sólidos suspendidos” (Rojas, 2002). Para el tratamiento secundario, el proceso biológico reduce o convierte la materia orgánica finamente dividida y disuelta en sólidos sedimentables floculantes que puedan ser separados por sedimentación en tanques de decantación. “Los procesos biológicos más utilizados son los lodos activados y filtros percoladores, dentro de este grupo se incluyen a las lagunas de estabilización y aireadas, así como el tratamiento biológico empleando oxígeno puro y el tratamiento anaeróbico” (Rojas, 2002).

Para el tratamiento terciario los procesos de esta categoría están conformados por técnicas físicas, químicas y biológicas. La desinfección se emplea para reducir principalmente el contenido de bacterias, virus y quistes amebianos en las aguas residuales tratadas, previo a su disposición final; el manejo de lodos se refiere a los productos retenidos en los sedimentadores tanto primario como secundario. Los lodos, antes de su disposición final, deben ser acondicionados a causa del alto contenido de materia orgánica putrescible y que de ninguna manera pueden ser dispuestos libremente.

Uso de aguas residuales tratadas

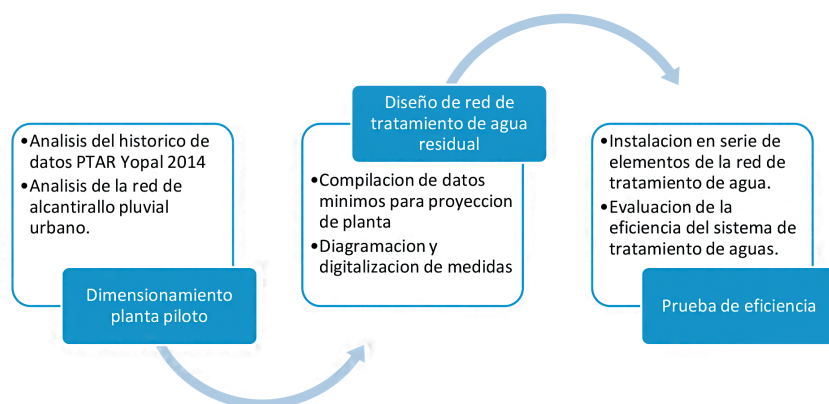
La Resolución 1207 del 2014, expedida por el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, tiene por objeto establecer las disposiciones relacionadas con el uso del agua residual tratada y no aplica para su empleo como fertilizante o acondicionador de suelos. En el Artículo 6° se establece que las aguas residuales tratadas se podrán utilizar en los siguientes usos: para uso agrícola, uso industrial y riego en jardinería. Como pueden ser en cultivos de pastos y forrajes para consumo animal; cultivos no alimenticios para humanos o animales; cultivos de fibras celulósicas y derivados; cultivos para la obtención de biocombustibles (biodiesel y alcohol carburante) incluidos lubricantes; cultivos forestales de madera, fibras y otros no comestibles; cultivos alimenticios que no son de consumo directo para humanos o animales y que han sido sometidos a procesos físicos o químicos; para riego en aéreas verdes en parques y campos deportivos en actividades de

ornato y mantenimiento. Es primordial tener en cuenta que para el riego con esta agua se necesita cumplir el artículo 7, pues este nos habla de los criterios de calidad. El uso de agua residual tratada deberá cumplir previamente los siguientes criterios de calidad en donde expone el valor límite máximo permisible de variables físicas, químicas, microbio-lógicas (tabla 1), metales y otros.

Metodología

La metodología de investigación para el proyecto se divide en tres pasos fundamentales como se muestra en la figura 1:

Figura 1. Metodología para el diseño de un sistema de reúso de agua residual



Constituyendo así la línea base para la generación de información útil en el desarrollo de la metodología en campo.

Constantes, variables e indicadores

Se define que conceptualmente, para el primer análisis, el agua debe ser sometida a valoración de índices máximos de descarga a la vertiente principal del alcantarillado, por tanto, se han definido los siguientes factores:

Constantes

Ubicación: parque los helechos, el cual se encuentra ubicado en la carrera 27 entre calles 15 y 16. Su elección se determinó porque es uno de los parques más grandes de la ciudad, este cuenta con un área de 9545,2 m².

Variables

Respecto de las variables a tener en cuenta, tal como lo relaciona la resolución 0631 de 2015 respecto de los parámetros básicos a analizar periódicamente por parte de los prestadores de servicio público, se toman como elementos de decisión para establecer indicadores de evaluación para esta fase.

Tabla 1. Indicadores y/o variables para evaluación fase 1
(viabilizarían de tratamiento de aguas)

Parámetro	Unidades	Aguas residuales domésticas (ARD) de las soluciones individuales de saneamiento a viviendas unifamiliares y bifamiliares	Aguas residuales domésticas (ARD) y de las aguas residuales (ARD-ARNd) de los prestadores públicos de alcantarillado a cuerpos de aguas superficiales, con una carga menor o igual a 625.00 kg/día DBO1
pH	Unidad de pH	6.00 – 9.00	6.00 – 9.00
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L O ₂	200.00	180.00
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L O ₂	-	90.00
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/L	100.00	90.00
Sólidos sedimentables (SSED)	mL/L	5.00	5.00
Grasas y aceites	mg/L	20	20

Resultados y Discusión

En el desarrollo de la experiencia se exponen dos escenarios de evaluación ya que, por la naturaleza del proceso estadístico, es importante el análisis por separado de los datos.

Escenario 1

Para los datos procesados cuando la serie se encuentra completa para todos los meses y se producen tablas y figuras a partir de información promedio que permita definir parámetros inductivos.

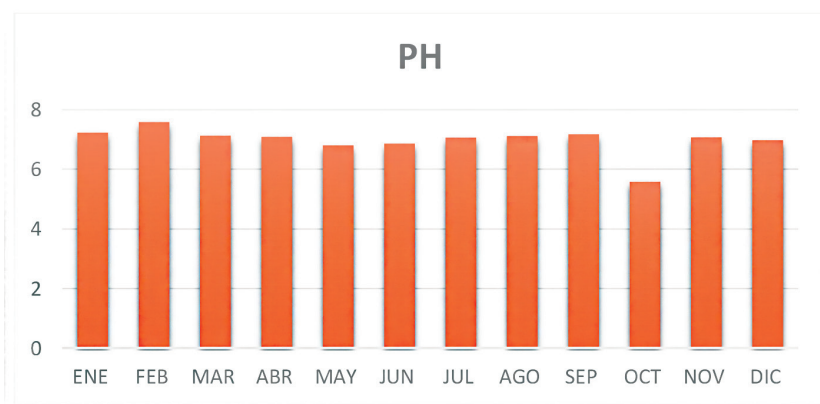
Las siguientes son las variables examinadas: sólidos suspendidos totales pH, color, turbiedad, temperatura y conductividad; su procesamiento permitió deducir que no existe correlación directa tanto en el ámbito legal (las pruebas que se deben realizar según la resolución 0631 de 2015) asociado a los límites máximos permitidos por la norma, como para lo estadístico, haciendo referencia a la corresponsabilidad de los promedios mensuales, lo que aprueba el hecho de que son variables independientes.

Figura 2. Promedios mensuales para sólidos suspendidos totales planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), Yopal, 2014



Fuente: autor.

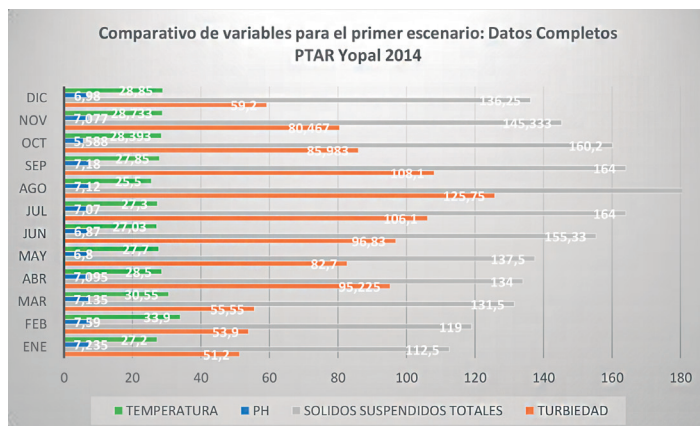
Figura 3. Promedios mensuales de pH PTAR, Yopal, 2014



Fuente: autor.

Para corroborar esta deducción se muestra la figura 4, donde se aprecia un patrón entre el resultado de las variables que representan cada una de las pruebas a las cuales fueron sometidas las aguas de la PTAR, confirmando que para el escenario número uno, por la precariedad de la información confiable y efectiva, no se puede realizar inferencias acerca de la correlación entre parámetros dentro de la norma (resolución 0631 de 2015).

Figura 4. Comparativo de promedios datos PTAR, Yopal, 2014



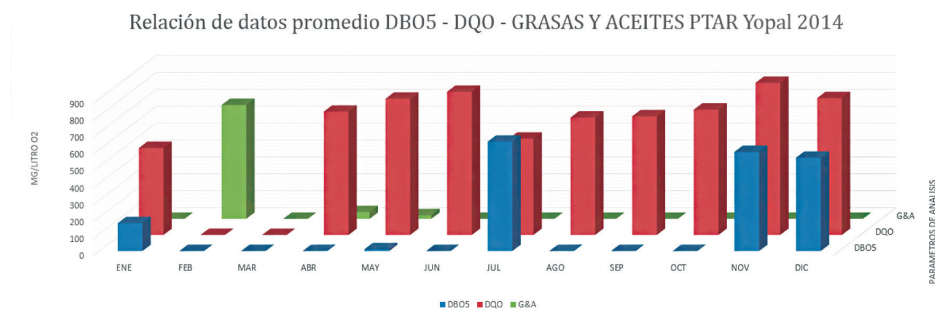
Fuente: autor.

Para el dimensionamiento de plantas de tratamiento de agua residual conducida por redes de alcantarillado urbano se requiere mucha más información para ser concluyente (factores ambientales, económicos, técnicos y sociales).

Escenario 2

Para datos incompletos, utilizando como base información suministrada por empresa de acueducto y alcantarillado de la ciudad de Yopal.

Figura 5. Relación de datos promedio DBO5, DQO y grasas y acetites PTAR, Yopal, 2014

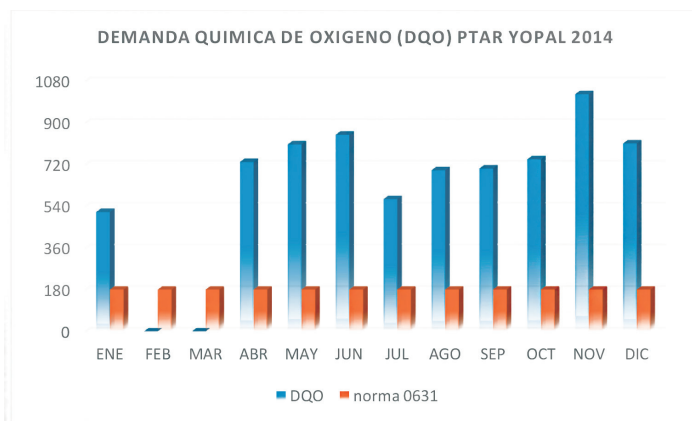


Fuente: elaboración propia.

En la figura 5 se visualiza de forma clara que la realización de análisis de agua bajo los parámetros expuestos anteriormente no es completa, es decir, que no hay una serie mensual ni una serie anual y la presentación de los mismos no está sesgada a un número mínimo de muestras en un periodo de tiempo, lo cual, desde el punto de vista estadístico nos re-

fiere únicamente al parámetro DQO como se muestra en la figura 6 (único parámetro con datos relativamente completos):

Figura 6. DQO, PTAR, Yopal, 2014



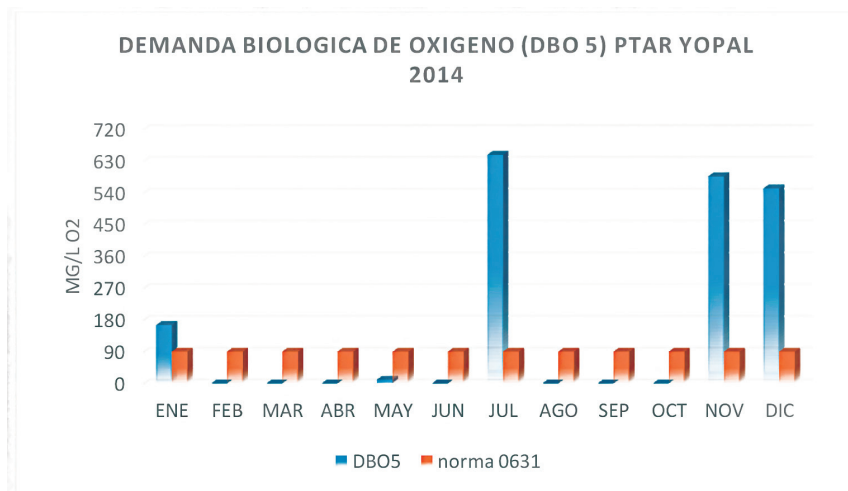
Fuente: elaboración propia.

Respecto del contenido en suspensión de oxígeno de forma química, podemos afirmar que para todos los meses donde se encuentra lectura supera el rango máximo permitido por la norma, ocasionando así que se implemente un muy buen sistema de depuración puesto que la mayoría de los valores exceden en más de un 200 % los valores máximos.

La DQO por tanto es una medida representativa de la contaminación orgánica de un efluente y nos da una medida representativa del grado de toxicidad del vertido. Para lograr la limpieza de este parámetro, usando un sistema de eliminación, se pueden emplear procesos aerobios y anaerobios; ya que el fin del proyecto es que la secuencia de operación no requiera la presencia de operarios ni de especies vivas (microorganismos). Los procesos más adecuados para la desestabilización de la materia orgánica serían la electrocoagulación, los reactores de aireación o el uso ozono.

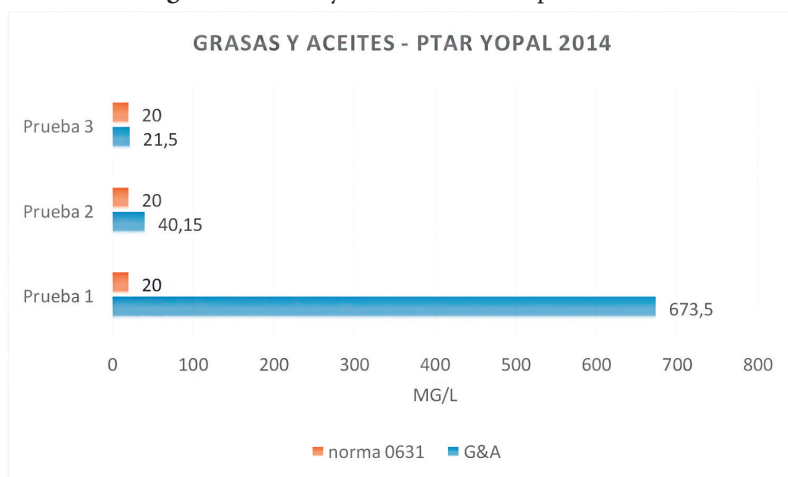
Para los parámetros de demanda biológica de oxígeno y el contenido de grasas y aceites, todos los parámetros se encuentran fuera de la norma. Según los resultados de los análisis, se puede concluir que la PTAR no está logrando ajustarse a la resolución 0631 de 2015 y que además la carga que porta el agua al momento de ser transportada por la red de alcantarillado es muy alta. A continuación, se presenta el procesamiento de datos obtenidos a partir de los parámetros incompletos:

Figura 7. DBO5, PTAR, Yopal, 2014



Fuente: elaboración propia.

Figura 8. Grasas y aceites, PTAR, Yopal, 2014



En las esquinas del parque del plano de alcantarillado se encuentran ubicadas las cajas de inspección; se seleccionó la esquina ubicada en la carrera 26 y calle 16 en donde se tomó una muestra de agua para análisis, los contenidos de estos parámetros son elevados. Los parámetros fueron: DQO, DBO5, grasas y aceites, arrojando resultados puntuales por un periodo de tiempo muy corto y una muestra muy específica, lo que nos induce a concluir que no es representativa esta muestra.

Sistema a emplear para tratamiento de agua residual: Aguacol S.A.S.

Fabricante de plantas de tratamiento de agua residuales, comercializa plantas portátiles. De esta empresa fue seleccionada la planta más acorde para el proyecto, esta es RESI-BLOC IV, la cual cuenta con tecnología aeróbica de lodos activados convencionales, cribado y trampa de grasas. No presenta olores, fácil instalación y operación, baja energía (compresor de 1/4 HP temporizado). Como característica adicional las aguas son tratadas para riego y los lodos para abono.

Conclusiones

Para la formulación de metodologías enfocadas a diseñar sistemas en serie de extracción, limpieza, conducción y dispersión de agua, cuyo origen sea residual, se debe estandarizar tanto los parámetros de entrada del agua como los parámetros de salida del mismo, ya que el dimensionamiento de los equipos responde a la interconectividad que tengan los materiales de los cuales se construyen y su comportamiento fisicoquímico en función del tiempo.

Para escenarios diferentes donde existen datos no concluyentes (escenario 1) y concluyentes pero incompletos (escenario 2), es complejo asumir hipótesis sobre la afectación real de DBO y el efecto de las grasas y aceites en el comportamiento del fluido una vez sea confinado; aun así, es posible realizar el diseño de la planta y las pruebas pilotos confirmarán la eficiencia de la misma.

El agua transportada por el alcantarillado pluvial analizada no cumple con los factores estipulados como máximos en la Resolución 0631 de 2015 para ingreso o salida de la PTAR en el municipio de Yopal (DBO5, DQO, SST y grasas y aceites).

La existencia de dos parámetros legales descritos en la Resolución 1207 de 2014, que no estén consolidados, imposibilita la unificación de criterios para la evaluación de parámetros fisicoquímicos evaluables en la calidad de agua final entregada en el lote de riego urbano.

Agradecimientos

Agradecemos a la planta de tratamiento de agua residual del municipio de Yopal por permitirnos la utilización de los datos de la misma con fines académicos.

Referencias

Chile, G. D. (8 de mayo de 1987). Norma Chilena Oficial NCh 1333 Of78. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos. Chile.

- Lasso, J., & Ramírez, J. L. (2011). Perspectivas generales del efecto del reúso de aguas residuales para riego en cultivos para la producción de biocombustibles en Colombia. *El hombre y la máquina*, 36, 95-105.
- Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia. (2011). *Desarrollo de capacidades en el uso seguro de aguas residuales para la agricultura*. Bogotá, Colombia.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. (25 de julio de 2014). *Resolución 1207. Disposiciones relacionadas con el uso de aguas residuales tratadas*. Bogotá, Colombia.
- Ministerio del Medio Ambiente del Perú. (2009). *Manual para municipios Ecoeficientes*. Lima, Perú: Enotoria S.A.
- Organización Panamericana de la Salud, & Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación. (2007). *Guía para la selección de equipos de bombeo para sistema de abastecimiento de agua y saneamiento para el medio rural*. Lima.
- Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación (SAGARPA), & Colegio de Posgraduados. (s.f.). *Estimación de las demandas de consumo de agua*. México. Recuperado de http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/noticias/2012/Documents/FICHAS%20TECNICAS%20E%20INSTRUCTIVOS%20NAVA/INSTRUCTIVO_DEMANDAS%20DE%20AGUA.pdf

Efectos de las crecidas en el transporte de material particulado y carbono orgánico. Caso del río Oka (País Vasco, España)

LUIS HERNANDO MONTOYA ARMENTA¹¹

MARÍA ESTILITA RUIZ ROMERA¹²

BORJA MUÑOZ LEOZ¹³

Introducción

En el seno de las cuencas vertientes, las aguas de los medios naturales, utilizadas preferentemente para el uso humano en forma de agua potable, están sometidas a riesgos de contaminación durante los diferentes periodos hidrológicos. En ellos puede darse un importante y rápido aumento en las concentraciones de algunos contaminantes en el agua, especialmente durante periodos de crecidas también conocidas como avenidas, crecientes o riadas. Dichos contaminantes procedentes de actividades humanas o antrópicas (agrícolas, ganaderas, residuales o industriales), pueden sobrepasar la capacidad de autodepuración de la naturaleza, deteriorando la calidad del agua y haciéndola deficiente para los usos pretendidos.

Son muchas las características de una crecida; entre las principales se pueden mencionar: el caudal máximo, el volumen de la crecida y la velocidad con que aumenta su caudal. Estas características, para un mismo tipo de precipitación (es decir, misma intensidad y tiempo

11 Ingeniero químico, PhD. en ingeniería ambiental. Director del Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad Popular del Cesar. Líder del grupo de investigación Estudios sanitarios y ambientales (ESA), Colombia, Valledupar. luismontoya@unicesar.edu.co.

12 Ingeniera química, PhD. en ingeniería ambiental. Profesora titular de la Universidad del País Vasco, España, Bilbao. estilita.ruiz@ehu.es.

13 Ingeniero químico, PhD. en agrobiología ambiental. Técnico analista del laboratorio de control de calidad y medio ambiente Agrolab Ibérica SLU, Tarragona, España. borjamunozleoz@gmail.com.

de lluvia), varían en función de características intrínsecas de la cuenca: su extensión, la pendiente, tipo del terreno, etc., y también de características modificables por las actividades antrópicas: la cobertura vegetal, los tipos de preparación del suelo para la agricultura, las áreas impermeabilizadas como áreas urbanas, entre otras (Zabaleta, et al., 2007).

Por otra parte, los ríos son un agente de erosión y transporte, lo que significa que el agua transportará sólidos desde las zonas de cabecera hasta depositarlos en zonas de sedimentación, como estuarios y zonas costeras; de hecho, los ríos son el mayor vínculo entre los sistemas terrestre y marino (Oeurng, et al., 2010). La cantidad y la calidad de los materiales y compuestos que aportan estas descargas inciden directamente sobre la calidad de las aguas costeras, la conservación de sus ecosistemas y el potencial uso antrópico de estas zonas (baño, marisqueo, otros). En general, la gran mayoría del material sólido que es transportado por los ríos lo hace en forma de sedimento en suspensión, de modo que la cantidad de material transportado en forma sólida supera al material disuelto y la carga en suspensión supera a la carga de fondo (Farnsworth & Milliman, 2003). Así mismo, a la materia en suspensión, se asocia el transporte de carbono orgánico total (COT), que comprende el carbono orgánico disuelto (COD) y el carbono orgánico particulado (COP), el cual no solo es un factor importante en la calidad del agua, sino también un indicador de contaminación orgánica (Ni, et al., 2008).

Actualmente, cuantificar y comprender la dinámica de la transferencia de sedimentos en suspensión y carbono orgánico para los cursos de agua en sus respectivas cuencas es esencial en el control de la erosión del suelo y en la implementación de prácticas adecuadas de reducción del flujo de sedimentos en suspensión y cargas de contaminantes asociados, y por lo tanto se ha convertido en una herramienta para contribuir a mejorar la calidad del agua (Oeurng et al., 2010; Oeurng, et al., 2011). Sin embargo, aún se denota una carencia general de este tipo de estudios que determinen las concentraciones y tasas de exportación de carbono orgánico en las cuencas, especialmente durante los eventos de crecidas donde existen muchas dificultades tales como la variabilidad espacio-temporal a las condiciones climáticas, diferentes usos de la tierra y las texturas del suelo (Oeurng et al., 2011).

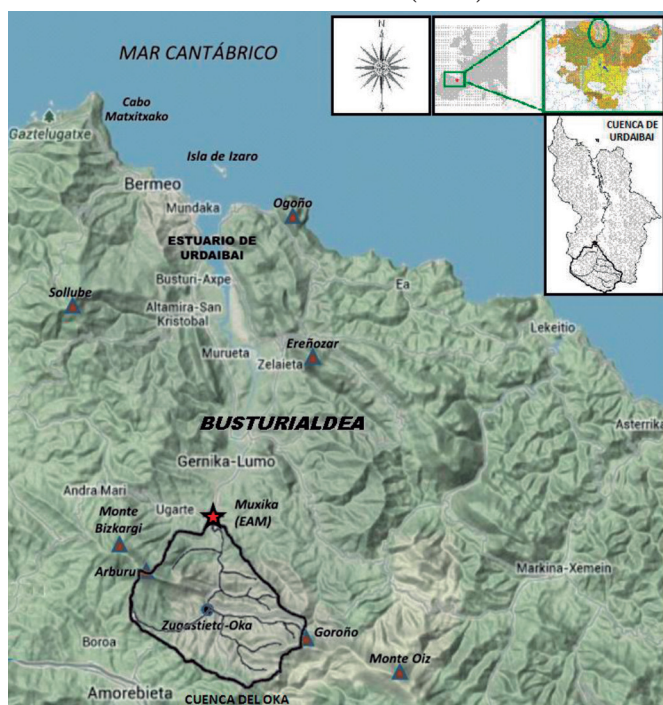
El objetivo general del presente estudio fue comprender el efecto de las crecidas en el transporte de material particulado y carbono orgánico en la cuenca forestal del río Oka durante tres años hidrológicos (octubre de 2009 a septiembre de 2012).

Metodología

Zona de estudio

El estudio se centra en la cuenca del río Oka que vierte sus aguas en el estuario de Urdai-bai, siendo este río el principal aporte continental de agua y sedimento al estuario (figura 1), el cual cuenta con una gran riqueza ecológica que le ha servido para ser calificado como Reserva de la biosfera de Urdai-bai por la UNESCO en 1984.

Figura 1. Localización geográfica de la cuenca del río Oka y la estación de aforo de Muxika (EAM)



Fuente: elaboración propia.

El río Oka es un río de recorrido corto, unos 14 km de longitud en su eje principal. Su cuenca principal está situada dentro del territorio histórico de Bizkaia, provincia del País Vasco, con una superficie de 132 km². La cuenca del Oka objeto de estudio y a la cual se refiere este trabajo es la sub-cuenca forestal situada en la cabecera del río Oka, la cual lleva el mismo nombre que su cuenca principal. La cuenca tiene una superficie de 31,56 km² y una pendiente media cercana al 26 % aproximadamente.

Instrumentación y métodos de muestreo

Desde el año 1998 a la salida de la cuenca se encuentra emplazada una estación de aforos perteneciente a la red hidro-meteorológica de Bizkaia. Esta estación, gestionada por la Diputación Foral de Bizkaia (DFB), se encuentra situada en la población de Muxika (EAM) y proporciona datos hidrológicos (caudal, Q), meteorológicos (precipitación) y físico-químicos (turbidez, entre otros) a una escala de tiempo diezminutal durante el periodo de estudio (2009–2012). Estos datos se han tenido en cuenta para analizar la serie temporal completa y estudiar 25 crecidas, con la finalidad de ayudar a comprender la variabilidad sedimentaria y orgánica, principalmente durante este tipo de eventos y obtener las cargas y tasas de SS, COD, COP.

La Universidad del País Vasco instaló un fotómetro Solitax con el sensor directamente en el cauce para medir la turbidez del agua en continuo. Así mismo, interconectado al fotómetro se instaló un tomamuestras de agua automático Sigma 900, el cual se programó para activarse cuando la turbidez del agua sobrepasara el límite de 100 NTU (nephelometric turbidity unit) y comenzara a tomar una muestra directamente del cauce con una frecuencia de dos horas, durante dos días seguidos (en total 24 muestras para la mayoría de crecidas). Las muestras fueron llevadas a los laboratorios del Departamento de Ingeniería Química y del Medio Ambiente de la Escuela Superior de Ingeniería de Bilbao, donde fueron procesadas y posteriormente analizadas.

Análisis de laboratorio

A las muestras de agua bruta (sin filtrar) se les determinó por triplicado la turbidez para verificar el dato registrado en campo, esto se realizó mediante un turbidímetro (Hanna Instruments modelo LP 2000) previamente calibrado. La concentración de sólidos en suspensión (CSS) se determinó mediante filtración de un volumen determinado (300 a 400 mL) de muestra bruta, previamente homogeneizada, utilizando un filtro Millipore con un diámetro de poro de 0,45 μm pesado previamente. El filtro con los sólidos en suspensión es secado a 105 °C durante una hora, se tara hasta obtener peso constante. El COT y COD en las muestras de aguas no filtradas y filtradas respectivamente se determinó por oxidación con ácido crómico, mediante un método colorimétrico (espectrofotómetro Jasco V-630) de acuerdo al Standard Methods (APHA, 2005). El COP fue estimado por diferencia de estas dos mediciones.

Cuantificación de cargas y tasas

Para el cálculo de las cargas en toneladas (t) de SS, COD y COP se utilizó el método de Walling y Webb (1985), recomendado por la Comisión de París para la estimación de car-

gas fluviales según la ecuación (1). Este método permite la obtención de las cargas como el producto del caudal y la concentración de cada parámetro para cada intervalo de tiempo y aplicarlo durante todo el periodo de estudio. Las tasas de SS, COD y COP ($t \text{ km}^{-2} \text{ año}^{-1}$) se calcularon a partir de sus respectivas cargas anuales al ser divididas por el área de la cuenca en estudio ($31,56 \text{ km}^2$).

$$CARGA = V * \frac{\sum_{i=1}^n (C_i * Q_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad \text{Ecuación (1)}$$

donde C_i es la concentración (mg L^{-1}) registrada cada 10 minutos; Q_i es el caudal en cada intervalo de muestreo ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$); V es el volumen de agua durante el período considerado (m^3) y n es el número de muestras. Este método se utiliza comúnmente en la literatura para estimación de cargas (Oeurng et al., 2011).

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software SPSS 17.0 (Inc., 2008). El análisis de componentes principales (ACP) se realizó para establecer relaciones entre la precipitación, el caudal y el transporte de sólidos en suspensión y carbono orgánico (disuelto y particulado).

Resultados

El término crecida es utilizado para representar un evento hidrológico completo, con curvas ascendentes y descendentes del hidrograma (Oeurng et al., 2011). Teniendo en cuenta lo anterior, se caracterizaron las crecidas de acuerdo a variables muy utilizadas por numerosos autores (Zabaleta et al., 2007; Oeurng et al., 2011; Cerro, et al., 2014). Estas se dividieron en dos grupos: variables antecedentes a las condiciones de la crecida y variables de la crecida (precipitación, volumen de la crecida y caudal), cuyos valores se resumen en la tabla 1.

Tabla 1. Características hidro-meteorológicas de los veinticinco eventos de crecidas en la cuenca del río Oka durante los años 2009–2012.

Año Hidrol.	E	Fecha Evento	Estación	P _t (mm)	F _d (h)	T _r (h)	IP _m (mm h ⁻¹)	IP _{máx} (mm h ⁻¹)	P1d (mm)	P7d (mm)	P21d (mm)	V _c (hm ³)	% V _c /V _T	R _c	Q _m (m ³ s ⁻¹)	Q _b (m ³ s ⁻¹)	Q _{máx} (m ³ s ⁻¹)	Q _{máx} /Q _b
2010 - 2011	1	01/11/2009	Otoño	262,3	353,67	109,67	0,79	8,60	0,0	0,0	42,7	4,6	23,2	0,5	3,64	0,12	23,9	194,8
	2	02/12/2009	Otoño	46,4	103,17	6,83	0,45	6,00	3,1	30,8	39,1	0,6	3,25	4	1,74	0,28	7,20	26,14
	3	12/01/2010	Invierno	37,9	111,50	53,5	0,32	6,30	0,1	23,4	68,4	1,0	5,29	8	2,62	0,47	16,5	35,11
	4	29/01/2010	Invierno	98,0	155,17	52,0	0,63	5,10	0,0	21,4	83,1	2,2	11,3	0,7	4,03	0,34	20,8	60,51
	5	14/05/2010	Primavera	22,1	84,7	8,83	0,26	3,90	1,4	19,1	72,2	0,2	1,2	0,3	0,79	0,17	2,96	17,02
	6	15/06/2010	Primavera	102,3	66,0	19,0	1,55	9,70	21,5	58,6	63,0	2,0	10,0	0,6	8,44	0,24	41,3	173,1
	7	04/10/2010	Otoño	55,2	33,5	7,50	1,62	10,20	0,3	1,8	46,5	0,0	0,53	0,0	0,75	0,05	4,00	83,65
	8	01/11/2010	Otoño	49,5	44,1	10,3	1,10	8,10	0,0	10,4	29,8	0,4	2,33	0,2	2,52	0,06	11,3	188,6
	9	07/11/2010	Otoño	112,1	122,50	81,1	0,91	9,20	0,0	49,7	64,6	1,3	7,7	0,3	3,00	0,13	13,5	105,9
	10	21/11/2010	Otoño	57,2	112,33	12,0	0,51	4,90	8,1	52,1	211,5	1,1	6,76	0,6	2,87	0,47	12,7	26,05
	11	22/12/2010	Otoño	42,9	135,17	20,1	0,32	4,70	2,0	30,4	60,7	1,0	5,89	0,7	2,08	0,51	5,48	10,76
	12	21/02/2011	Invierno	88,3	87,0	11,3	1,00	8,50	4,8	14,7	36,2	1,6	9,37	0,5	5,14	0,26	18,8	72,98
	13	27/02/2011	Invierno	45,0	123,83	23,8	0,36	3,50	6,2	99,3	127,7	1,0	6,25	0,7	2,41	0,54	7,04	13,02
	14	16/03/2011	Invierno	81,9	74,0	12,3	1,09	11,80	0,3	0,3	51,2	1,7	9,96	0,6	6,43	0,19	58,6	314,6
	15	19/07/2011	Verano	23,5	40,1	7,17	0,57	4,60	0,1	34,4	40,7	0,0	0,38	0,0	0,45	0,06	0,88	15,71
	16	26/07/2011	Verano	14,4	30,5	12,5	0,46	1,70	9,2	45,4	83,0	0,1	0,81	0,3	1,26	0,24	2,63	10,76
2011 - 2012	17	06/11/2011	Otoño	121,1	98,0	47,1	1,22	7,10	0,2	12,7	47,8	1,6	8,13	0,4	4,70	0,03	36,7	1174,6
	18	17/12/2011	Otoño	90,5	92,1	40,8	0,97	4,90	0,0	15,2	70,2	1,6	7,97	0,5	4,89	0,16	13,8	87,61
	19	05/01/2012	Invierno	42,8	87,6	12,3	0,49	4,70	1,1	28,0	139,4	0,9	4,57	0,6	2,95	0,51	14,6	28,38
	20	28/01/2012	Invierno	25,0	69,5	13,1	0,36	4,50	5,3	28,4	47,6	0,5	2,89	0,7	2,36	0,63	5,25	8,38
	21	05/02/2012	Invierno	32,7	69,6	8,67	0,47	3,50	0,9	34,8	96,7	0,6	2,96	0,5	2,41	0,63	6,50	10,31
	22	13/04/2012	Primavera	59,8	114,83	45,5	0,52	4,70	2,6	29,6	39,5	1,2	6,09	0,6	3,00	0,46	11,6	25,54
	23	18/04/2012	Primavera	41,8	108,83	39,6	0,38	4,40	21,2	85,9	122,4	0,9	4,58	0,7	2,38	0,54	7,03	13,08
	24	27/04/2012	Primavera	43,5	81,0	25,3	0,53	5,90	1,1	16,4	130,6	0,7	3,77	0,5	2,63	0,42	7,25	17,39
	25	20/05/2012	Primavera	65,8	95,6	22,6	0,69	6,70	10,3	10,3	21,1	1,0	4,89	0,4	2,90	0,26	8,00	30,39

E: evento; P_t: precipitación total durante la crecida; F_d: duración de la crecida; T_r: tiempo para alcanzar la máxima descarga; IP_m: intensidad de precipitación media; IP_{máx}: intensidad de precipitación máxima; P1d, P7d, P21d: precipitación acumulada un día, siete días y 21 días antes del evento; V_c: volumen de la crecida; %V_c/V_T: porcentaje de aporte de agua de la crecida con respecto al volumen de agua exportada durante el respectivo año hidrológico; R_c: coeficiente de la crecida; Q_m: caudal medio; Q_b: caudal base; Q_{máx}: caudal máximo; Q_{máx}/Q_b: relación caudal máximo/caudal base.

Fuente: elaboración propia.

Las variables antecedentes comprenden la precipitación acumulada de un día antes (P1d, mm), siete días antes (P7d, mm) y 21 días antes (P21d, mm) del inicio de la crecida; así como el caudal base también anterior al inicio de la crecida (Q_b, m³ s⁻¹). Las variables de la crecida comprenden la precipitación total causante de las crecidas (P_t, mm), la intensi-

dad de precipitación media por hora (IP_m , mm h⁻¹) y la máxima intensidad de precipitación por hora ($IP_{m\acute{a}x}$, mm h⁻¹) durante el evento. Así mismo, se expresaron: el volumen agua total producida o volumen de la crecida (VC , hm³), la duración total de la crecida (F_d , h), el caudal medio (Q_m , m³ s⁻¹), el tiempo (Tr , h) para alcanzar el caudal máximo de crecida ($Q_{m\acute{a}x}$, m³ s⁻¹) y se contemplaron parámetros como el coeficiente de la crecida $R_c = VC / Pt$ (VC y Pt en mm) y la relación de caudales $Q_{m\acute{a}x}/Q_b$. Los resultados del porcentaje de aporte de agua de la crecida con respecto al volumen de agua exportada durante el respectivo año hidrológico también son incluidos en esta tabla.

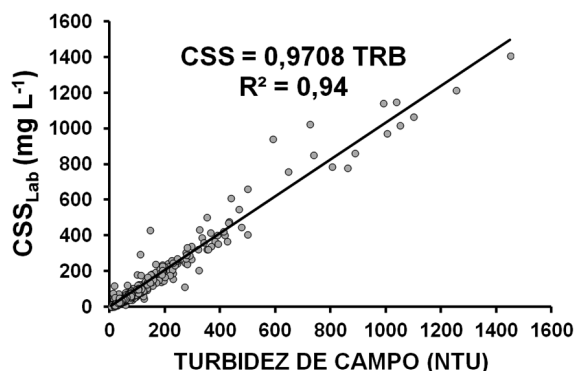
Los mayores eventos de crecida ocurrieron en otoño (octubre- diciembre), en menor medida en primavera (abril- junio) y los menos importantes ocurrieron en verano (julio-septiembre). La precipitación total de estos eventos estuvo comprendida entre 14,4 mm (julio 26 de 2011) y 262,3 mm (noviembre 1 de 2009), con un valor medio de 66,5 mm. Estos mismos eventos obtuvieron los valores mínimos y máximos para la duración total de las crecidas (30,5 y 353,7 h respectivamente), con una media de 99,8 h. Teniendo en cuenta las características del caudal de los eventos, se tiene que el volumen de agua generado durante la crecida presentó valores entre 0,07 hm³ (julio 19 de 2011) y 4,64 hm³ (noviembre 1 de 2009), con valor medio de 1,14 hm³. El caudal máximo durante las crecidas observadas osciló desde 0,88 m³ s⁻¹ (julio 19 de 2011) hasta 58,86 m³ s⁻¹ (marzo 16 de 2011), con un valor medio de 14,34 m³ s⁻¹.

De la tabla 1 también puede observarse que existen cuatro eventos de crecida que resaltan por su magnitud (eventos 1, 6, 14 y 17), los cuales pueden considerarse como de alta intensidad. Estos eventos presentaron los mayores caudales punta debido a altas precipitaciones generadas. Sin embargo, crecidas como la ocurrida en marzo 16 de 2011, no mostraron precipitaciones ni un tiempo de duración superior a algunas otras que se generaron, pero sí ostentó el máximo caudal registrado (58,86 m³ s⁻¹), esto fue debido a que la intensidad de precipitación por hora fue alta dentro de las cuatro horas anteriores al pico de caudal, periodo en el cual se presentó la máxima intensidad de precipitación (11,8 mm h⁻¹).

El valor medio de la CSS durante todo el período en estudio fue de 13,7 mg L⁻¹. La CSS media para los eventos de crecidas osciló entre 32,90 mg L⁻¹ (diciembre de 2010) y 203,48 mg L⁻¹ (junio 15 de 2010), mientras que la CSS máxima fue 1407,66 mg L⁻¹ (marzo 16 de 2011). Respecto al COD y COP, los máximos valores de 10,68 mg L⁻¹ y 21,34 mg L⁻¹ respectivamente, se presentaron durante la crecida 14 (marzo 16 de 2011), lo cual era de esperarse debido al máximo caudal generado, hecho que derivó en un mayor arrastre de sólidos en suspensión. Entre tanto, la media de la concentración de estos parámetros determinada en aguas bajas fue 2,13 mg L⁻¹ (COD) y 1,14 mg L⁻¹ (COP), mientras que para el agua de los eventos las concentraciones fueron 5,19 mg L⁻¹ (COD) y 3,41 mg L⁻¹ (COP).

La relación entre la turbidez de campo (TRB) y la CSS medidos en el laboratorio para los eventos registrados desde octubre de 2009 a septiembre de 2012 se estableció mediante la función: $CSS = 0,9708 \cdot TRB$ (figura 2). Esta relación de carácter lineal ($R^2 = 0,94$), indica que las propiedades físicas de las partículas suspendidas (tamaño, principalmente) tienden a mantenerse estables, reflejando que no existen cambios significativos en la fuente del material en suspensión (Walling & Webb, 1985). Los datos continuos de CSS se derivaron de esta ecuación para el rango de turbidez entre 0 y 500 NTU, por encima del cual la sonda de la DFB no registró valores debido a su configuración. Para valores de turbidez mayores que 500 NTU (< 2 % de los períodos de crecidas) se usaron los datos de la sonda (Solitax) y para completar lagunas en la serie continua de turbidez se aplicó el método de interpolación lineal entre dos puntos de medida cercanos recomendado por Oeurng et al. (2010).

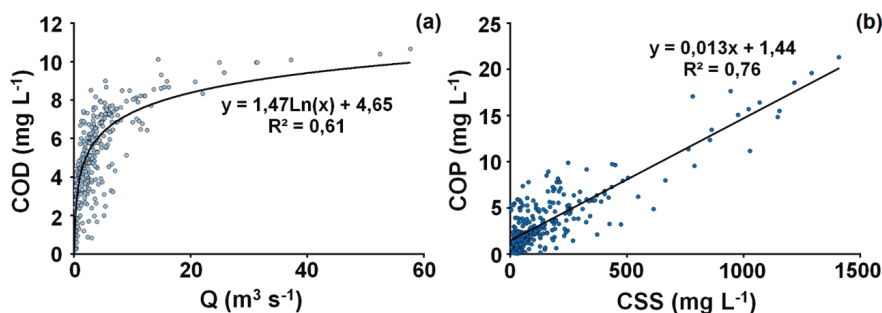
Figura 2. Relaciones entre turbidez de campo y la CSS medida en el laboratorio



Fuente: elaboración propia.

De manera similar a lo anterior, se determinó la relación entre el caudal y la concentración de COD (Q-COD, $R^2 = 0,61$), como se muestra en la figura 3a.

Figura 3. Relaciones entre (a) Q y COD, (b) CSS y carbono orgánico particulado (COP)



Fuente: elaboración propia.

Sin embargo, de acuerdo a la figura 3b, el COP presentó una mejor regresión con la CSS (CSS-COP, $R^2 = 0,76$), lo que indicaría una asociación de estos dos parámetros con los procesos de erosión y arrastre de las capas superficiales del suelo.

Cargas y tasas de SS, COD y COP

Para el primer año hidrológico en estudio (2009-2010) se exportó una carga total de sólidos en suspensión (SSt) de 2777,63 t, lo que equivale a una tasa de 88,01 t km⁻² año⁻¹. Así mismo, en este año las cargas de carbono orgánico disuelto y particulado (CODt y COPt) fueron de 112,58 t y 61,31 t, equivalentes a tasas de 3,57 y 1,94 t km⁻² año⁻¹ respectivamente. El segundo año hidrológico (2010-2011) presentó 2072,67 t de sólidos en suspensión exportados, equivalente a una tasa de 65,67 t km⁻² año⁻¹. El COD y COP exportados en este año fue de 90,98 t y 48,29 t, equivalentes a tasas de 2,88 y 1,53 t km⁻² año⁻¹ respectivamente. Finalmente, el tercer año hidrológico (2011-2012) registró una menor carga de sólidos en suspensión exportados 1952,19 t equivalente a una tasa de 61,86 t km⁻² año⁻¹. Sin embargo, la producción de carbono orgánico se incrementó ligeramente con respecto al año anterior, estimándose en 109,15 t (CODt) y 49,94 t (COPt), equivalentes a tasas de 3,46 y 1,58 t km⁻² año⁻¹ respectivamente (tabla 2).

Tabla 2. Datos anuales de sedimentos en suspensión, COD y COP exportados y sus respectivas tasas en la cuenca del Oka para los años hidrológicos 2009 a 2012

Año	P _T	SSt	SS _t	COD _t	COD _t	COP _t	COP _t
hidrológico	(mm)	(t año ⁻¹)	(t km ⁻² año ⁻¹)	(t año ⁻¹)	(t km ⁻² año ⁻¹)	(t año ⁻¹)	(t km ⁻² año ⁻¹)
2009-2010	1224,1	2777,63	88,01	112,58	3,57	61,31	1,94
2010-2011	1171,9	2072,67	65,67	90,98	2,88	48,26	1,53
2011-2012	1071,6	1952,19	61,86	109,15	3,46	49,94	1,58
2009-2012	1155,9	2267,50	71,85	104,24	3,30	53,17	1,68

Fuente: elaboración propia.

En general, el año hidrológico 2009-2010 fue más lluvioso pero también es el más productivo en la exportación de sedimentos en suspensión, COD y COP, en comparación a los dos años hidrológicos posteriores. La reducción observada en la exportación de

sedimentos para los años hidrológicos 2010-2011 y 2011-2012 (25,38 % y 29,72 % respectivamente), indica una relación directa entre la precipitación y la generación anual de sedimentos. Entre tanto, la producción de carbono orgánico, tanto el disuelto como el particulado, no sigue directamente esta relación. Estos resultados estarían relacionados con las diferentes características de las crecidas (duración, intensidad, caudales máximos, entre otras), así como de otros factores controlantes relacionados con las condiciones del suelo, pequeñas prácticas agrícolas y otras actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca durante los años de estudio, que pueden generar una mayor variabilidad anual (Oeurng et al., 2010).

De manera global, la tasa de exportación de SS, COD y COP en la cuenca del Oka se estimó en 71,85 t km⁻² año⁻¹, 3,30 t km⁻² año⁻¹ y 1,68 t km⁻² año⁻¹ respectivamente, como la media de los tres años en estudio (2009-2012). A nivel de España, el valor medio de la tasa de exportación de sólidos en suspensión señalada en este estudio es inferior a la reportada por Walling y Webb (1996) para cuencas mediterráneas de la Península Ibérica (100-250 t km⁻² año⁻¹).

En cuanto a las principales cuencas del País Vasco, existen claras diferencias entre unas y otras dependiendo de su extensión y topografía. Uriarte (1998) realizó un estudio en la provincia de Gipuzkoa y reportó tasas de exportación de sedimento menores a las de este estudio, con valores de 45, 55 y 50 t km⁻² año⁻¹ para las cuencas del Deba (450 km²), Urola (280 km²) y Urumea (210 km²) respectivamente. En cambio, las cuencas de Oiartzun y Oria ostentaron tasas de exportación superiores, con 130 y 260 t km⁻² año⁻¹ respectivamente. Por otra parte, Zabaleta et al. (2007) analizó la respuesta hidro-sedimentaria en pequeñas cuencas de Gipuzkoa (País Vasco) durante los años hidrológicos 2003-2005 y estimó tasas de exportación de sedimentos de 45, 35 y 15 t km⁻² año⁻¹ respectivamente para las cuencas Añarbe (48 km²), Aixola (4,8 km²) y Barrendiola (3 km²). Este autor también resalta que resulta difícil establecer una comparación adecuada entre los resultados obtenidos para las distintas cuencas, ya que existen importantes diferencias entre las metodologías aplicadas por elaboración propia y las características de las cuencas (geología, relieve, precipitación, uso de suelo, entre otras).

Datos más recientes para estas y otras cuencas durante el periodo 2006-2012 han sido reportados por la Diputación Foral de Gipuzkoa en el informe Cuantificación de la tasa de sedimentos exportados de las cuencas del territorio histórico de Gipuzkoa (DFG, 2012). Entre ellas se destacan las cuencas de: Aixola (18 t km⁻² año⁻¹), Añarbe (170 t km⁻² año⁻¹), Deba (60-105 t km⁻² año⁻¹), Urola (31-100 t km⁻² año⁻¹), Oria (171-350 t km⁻² año⁻¹), Urumea (46-127 t km⁻² año⁻¹), Oiartzun (52-115 t km⁻² año⁻¹) y Amundarain (38-52 t km⁻² año⁻¹). Este informe ha demostrando además la importancia del seguimiento continuo de parámetros meteorológicos, hidrológicos y fisicoquímicos para

establecer la cantidad y la variabilidad de los sedimentos exportados en las principales cuencas de Gipuzkoa.

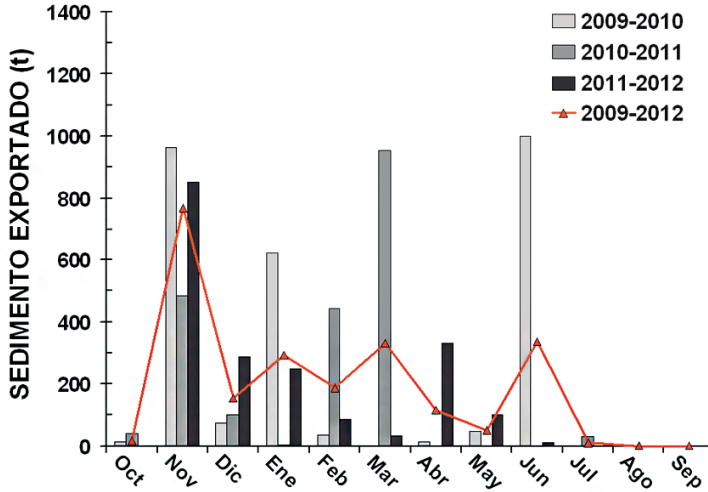
La tasa media de COP ($1,68 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$) determinada en la cuenca del Oka para los tres años hidrológicos, es ligeramente superior a la tasa de $1,47 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ estimada por Veyssy, Etcheber, Lin, Buat-Menard y Maneux (1999) en la cuenca del Garona al suroeste de Francia, la tasa de $1,64 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en el río Orinoco (Ludwig, Probst & Kempe, 1996) y la tasa de $1,10 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ estimada por Ludwig et al. (1996) como la media de los ríos en Europa. Sin embargo, esta es muy superior a las $0,54 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ reportadas para la cuenca forestal Alegría ubicada en Álava, al norte de España (Cerro et al., 2014). En contraste, esta tasa en el río Oka es inferior a la encontrada por Oeurng et al. (2011) en la cuenca Save al suroeste de Francia ($1,8 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$), también a la estimada en el río Amazonas $3,23 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Richey, Hedges, Devol y Quay, 1990) y mucho más baja que las $5,3 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ del río Nivelles que drena en una típica cuenca montañosa del Pirineo Francés hacia el Golfo de Vizcaya (Coynel, et al., 2005).

En cuanto a la tasa media anual de COD ($1,68 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$), este valor es superior a las estimaciones de $0,70 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en la cuenca del Save (Oeurng et al., 2011), las $0,85 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en la cuenca del río Alegría (Cerro et al., 2014), el valor de $0,95 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ estimado en la cuenca agrícola del río Embarras como el promedio de los años 1994 a 2003 (Royer & David, 2005) y las $1,24 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ reportadas para el río Luodingjiang en China (Zhang, et al., 2009). Sin embargo, este valor es inferior a otros encontrados en ríos suramericanos como el Amazonas con $5,27 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Richey et al., 1990) y el Orinoco con $4,82 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Ludwig et al., 1996). Una mayor carga de COD en comparación con el COP, podría atribuirse a un menor nivel de erosión presentado por las cuencas forestales a diferencia de las cuencas agrícolas y de uso mixto. Así mismo, los suelos en la cuenca del Oka, que están en su mayoría cubiertos de bosques y pastos, le proporcionarían a la corriente de agua un alto contenido de COD producto del material vegetal en descomposición (Yang, et al., 2013).

Variabilidad temporal de las cargas de SS, COD y COP

En términos de la dinámica temporal en el transporte de SS, COD y COP, la cuenca del Oka mostró alta variabilidad estacional y mensual durante el período de estudio. Estas variaciones estacionales pueden ser analizadas teniendo en cuenta las variaciones climáticas (Oeurng et al., 2010; Cerro et al., 2014). En la figura 4, se muestra la distribución mensual de la exportación de sólidos en suspensión en la cuenca del Oka para los años 2009 a 2012. Adicionalmente, en color naranja y a modo de referencia, se ha incluido la media para cada mes, calculada a partir de los datos obtenidos en los tres años hidrológicos aquí expuestos.

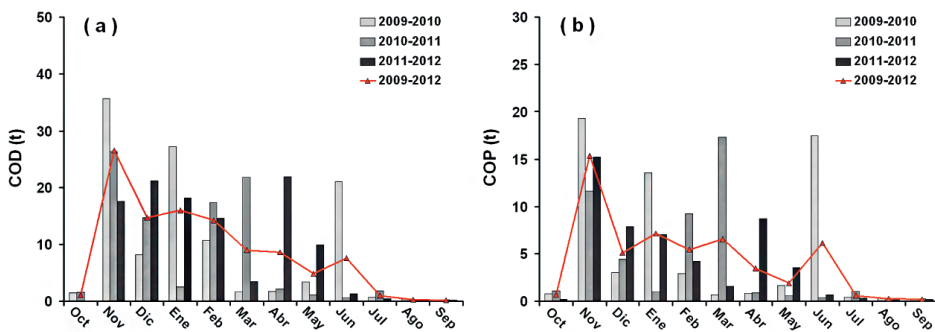
Figura 4. Distribución y media mensual de la exportación de sólidos en suspensión (SS) para la cuenca del Oka durante los años 2009-2012



Fuente: elaboración propia.

En general, los sólidos en suspensión, el COD y COP se transportan principalmente durante la temporada otoño-invierno (noviembre a marzo), cuando se produjeron las precipitaciones frecuentes de gran magnitud e intensidad (ver figura 5).

Figura 5. Distribución y media mensual de: (a) COD, (b) COP, para la cuenca del Oka durante los años 2009-2012



Fuente: elaboración propia.

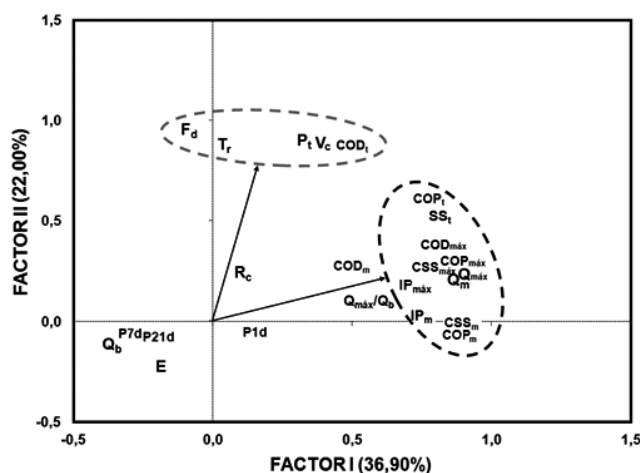
Sin embargo, esta exportación también está condicionada a la generación de eventos excepcionales que pueden ocurrir principalmente en otoño, pero con posibilidad de manifestarse en invierno o primavera. Así mismo, juega un papel importante la disponibilidad de mate-

rial de arrastre en el canal del río y las zonas aledañas, los cuales sufren procesos de erosión y reposición por la actividad de la fauna del suelo.

Relación entre SS, COD, COP y las variables hidro-meteorológicas

El ACP permitió obtener cuatro factores que explican en total el 82,27 % de la varianza. La figura 6 agrupa los factores más importantes (I y II), los cuales representan el 58,90 % de la varianza total. En el primer factor se agrupan las variables I_{pm} , $I_{pm\max}$, Q_m , $Q_{m\max}$, CSS_m , $CSS_{m\max}$, SS_t , $COD_{m\max}$, COP_m , $COP_{m\max}$, COP_t y en menor grado COD_m , $Q_{m\max}/Q_b$, explicando el 36,90 % de la varianza. En el segundo factor se agruparon P_t , F_d , Tr , VC y COD_t , explicando 22,00 % de la varianza. En el plano factorial I-II, las variables relacionadas con el sedimento en suspensión presentaron una fuerte relación con estos dos factores, pero principalmente con el primero. Estos resultados sugieren una respuesta directa en la cuenca en términos de caudal y transporte tanto de sólidos en suspensión como de carbono orgánico ante los eventos con mayor importancia en términos de duración, intensidad de las precipitaciones y caudal máximo generado. En contraste, también se identifican parámetros de las crecidas (E , Q_b , $P1d$, $P7d$, $P21d$ y R_c) que no presentan influencia directa sobre la generación de sedimentos.

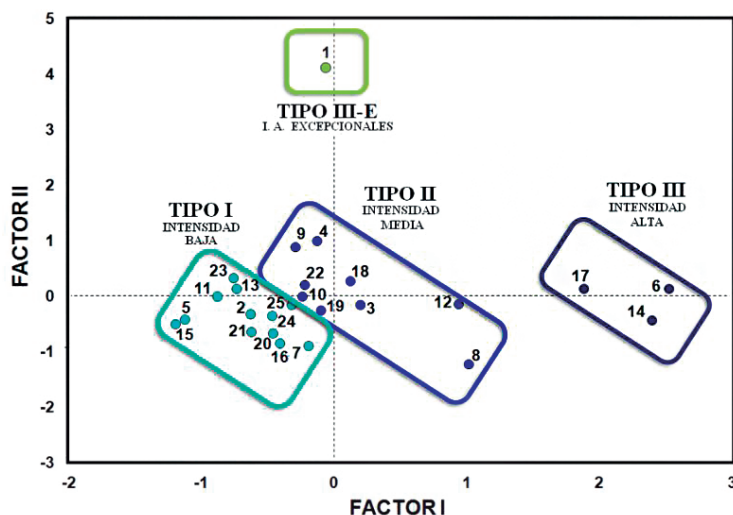
Figura 6. Análisis de componentes principales para los parámetros hidro-meteorológicos, SS, COD y COP medidos en el río Oka



Fuente: elaboración propia.

De igual manera, en la figura 7 se observa la distribución de las crecidas entre los factores I y II que se obtuvieron del ACP, identificando numéricamente cada uno de los eventos de acuerdo a la tabla 1.

Figura 7. Clasificación de crecidas mediante la representación de los factores I y II obtenidos por el ACP



Fuente: elaboración propia.

De lo anterior se deriva que los eventos de crecidas generados en la cuenca del río Oka durante el periodo en estudio pueden ser clasificados en tres diferentes categorías basadas en su intensidad, capacidad de arrastre de sedimentos y carbono orgánico, teniendo en cuenta que se ha considerado conveniente subdividir el grupo III dependiendo de la duración de la crecida.

Tipo I: son las crecidas de intensidad baja, las cuales representan un 48 % del total analizado. Por lo general alcanzan el caudal máximo en menos de 24 horas, presentan un caudal punta y una exportación de sedimento inferior a 10 m³ s⁻¹ y 100 toneladas respectivamente.

Tipo II: crecidas de intensidad media, pertenecen a este grupo el 36 % de las crecidas analizadas, con tiempos de generación relativamente cortos, presentan un caudal punta entre 10 y 21 m³ s⁻¹ y cargas de sedimento comprendidas en el intervalo 100 t £ SSt £ 500 t.

Tipo III: crecidas de intensidad alta (eventos 6, 14 y 17) están controladas por precipitaciones de larga duración (60-100 h), intensos caudales punta (21-60 m³ s⁻¹) y una alta exportación de sedimentos (> 500 t). Este tipo de crecidas (12,0 % del total) pueden llegar a ser catalogadas como eventos excepcionales debido a su intensidad y tiempos relativamente cortos en alcanzar el máximo caudal.

Tipo III-E: crecidas excepcionales de alta intensidad y muy larga duración, estas se caracterizan por altos tiempos de generación (> 100 h), un gran volumen de agua movilizada

y una generación de sedimentos catalogada como alta (> 500 t). Debe aclararse que durante el periodo de estudio solo se registró un evento de este tipo (evento 1, noviembre 1 de 2009).

Conclusiones

Se han calculado cargas de exportación de 2267,5 t para SS, 104,2 t para COD y 53,2 t para COP, lo que equivale a tasas de 71,85, 3,30 y 1,68 t km⁻² año⁻¹ respectivamente, como la media de los tres años en estudio. Las cargas y tasas anuales presentan una disminución gradual para los años hidrológicos 2010-2011 y 2011-2012 (25,38 % y 29,72 %, respecto al año 2009-2010), lo cual está relacionado directamente con la disminución en la precipitación anual.

Se presentó una alta variabilidad estacional y mensual en el transporte de SS, COD y COP. El otoño (noviembre y diciembre principalmente) es la temporada de mayor influencia en la exportación de SS, COD y COP para estos tres años consecutivos, ya que es la temporada en que ocurrieron más eventos de crecidas con alta magnitud e intensidad. Sin embargo, la influencia de los eventos de excepcional ocurrencia contribuyó a significativos aportes durante el invierno y la primavera.

El análisis estadístico conjunto de los datos hidro-meteorológicos, la concentración y cargas de SS, COD y COP demostró que la precipitación total, la máxima intensidad de precipitación, el caudal máximo de la crecida y el volumen de la crecida fueron los factores principales que controlan la exportación de sedimentos, COD y COP en la cuenca. Estos factores demostraron que los eventos de crecidas pueden ser clasificados en tres diferentes categorías basadas en su intensidad y capacidad de arrastre de sedimentos y carbono orgánico (baja, media y alta intensidad). Este último tipo de crecida presenta una sub-categoría para aquellas de muy larga duración (excepcionales de alta intensidad).

Financiamiento

Esta investigación fue realizada gracias al apoyo y financiación de la Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea (proyecto UNESCO 08/15), al Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2011-26236), el Grupo de Hidrogeología-Medio Ambiente (Grupo Consolidado Gobierno Vasco, IT598-13) y a la unidad de formación e investigación Global Change and Heritage (UFI 11/26).

Referencias

APHA. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st edition. In: Eaton, A. E., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E., (Eds.). Washington, DC. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation.

- Cerro, I., Sánchez-Pérez, J. M., Ruiz-Romera, E., & Antigüedad, I. (2014). Variability of particulate (SS, POC) and dissolved (DOC, NO₃) matter during storm events in the Alegria agricultural watershed. *Hydrological Processes*, 28, 2855-2867.
- Coynel, A., Etcheber, H., Abril, G., Maneux, E., & Dumas, J., & Hurtrez, J. E. (2005). Contribution of small mountainous rivers to particulate organic carbon input in the Bay of Biscay. *Biogeochemistry*, 74, 151-171.
- Diputación Foral de Gipuzkoa–(DFG). (2012). *Cuantificación de la tasa de sedimentos exportados de las cuencas del Territorio Histórico de Gipuzkoa. (Fase VI). Caracterización de los sedimentos en la cuenca del Deba. Año hidrológico 2011-2012.* Gipuzkoa: Informe inédito.
- Farnsworth, K. L., & Milliman, J. D. (2003). Effects of climatic and anthropogenic change on small mountainous rivers: the Salinas River example. *Global and Planetary change*, 39, 53-64.
- Ludwig, W., Probst, J.L., & Kempe, S. (1996). Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochemical Cycles*, 10, 23-41.
- Ni, H. G., Lu, F. H., Luo, X. L., Tian, F. H., & Zeng, E. Y. (2008). Riverine inputs of total organic carbon and suspended particulate matter from the Pearl River Delta to the coastal ocean off South China. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1150-1157.
- Oeurng, C., Sauvage, S., & Sánchez-Pérez, J. M. (2010). Dynamics of suspended sediment transport and yield in an intensive agricultural catchment in Southwest France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35, 1289-1301.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Coynel, A., Maneux, E., Etcheber, H. & Sanchez-Perez, J. M. (2011). Fluvial transport of suspended sediment and organic carbon during flood events in a large catchment in southwest France. *Hydrological Processes*, 25(15), 2365-2378.
- Richey, J.E., Hedges, J.I., Devol, A.H., & Quay, P.D. (1990). Biogeochemistry of carbon in the Amazon River. *Limnology Oceanography*, 35, 352-371.
- Uriarte, A., (1998). *Sediment dynamics on the inner continental shelf of the Basque Country* (N. Spain). (Tesis inédita de doctorado). Department of Oceanography. Sciences Faculty. University of Southampton.
- Veyssy E, Etcheber H, Lin RG, Buat-Menard P, Maneux E. (1999). Seasonal variation and origin of Particulate Organic Carbon in the lower Garonne River at La Rèole (Southwestern France). *Hydrobiologia*, 391, 113-126.

- Walling, D. E., & Webb, B. W. (1996). Erosion and sediment yield: a global overview. Erosion and sediment yield: global and regional perspectives. Proceedings of the Exeter Symposium. *IAHS publications*, 236, 3-19.
- Walling, D. E., & Webb, B. W. (1985). Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: some cautionary comments. *Marine Pollution Bulletin*, 16, 488-492.
- Yang, Y., He, Z., Wang, Y., Fan, J., Liang, Z., Stoffella, P.J. (2013). Dissolved organic matter in relation to nutrients (N and P) and heavy metals in surface runoff water as affected by temporal variation and land uses - A case study from Indian River Area, south Florida, USA. *Agricultural Water Management*, 118, 38-49.
- Zabaleta, A., Martínez, M., Uriarte, J. A. y Antigüedad, I. (2007). Factors controlling suspended sediments yield during runoff events in small headwater catchments of the Basque Country. *Catena*, 71(1), 179-190.
- Zhang, S., Lu, X.X., Sun, H., Han, J., & Higgitt, D.L. (2009). Geochemical characteristics and fluxes of organic carbon in a human-disturbed mountainous river (the Luodingjiang River) of the Zhujiang (Pearl River), China. *Science of the Total Environment*, 407, 815-825.

Índices de calidad en cuerpos de agua superficiales

JORGE ANTONIO SERNA MOSQUERA¹⁴

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA¹⁵

Introducción

El agua es un recurso natural necesario para la existencia de los seres vivos y de la vida misma. El crecimiento demográfico, las actividades industriales y agrícolas generan una alta presión sobre el recurso hídrico donde se evidencia la escasez del mismo, el nivel de contaminación y los largos desplazamientos de las comunidades para obtener el preciado líquido. El concepto de calidad de agua es muy complejo, dado que son muchos los factores que pueden influir (Beamonte et al., 2010). Los cuerpos de agua superficiales se encuentran bastantes contaminados por todas las descargas que reciben de las actividades domésticas e industriales. La medida de la calidad del agua es muy importante para la salud humana y el medioambiente (Thi Minh, 2011). Las grandes ciudades de América Latina enfrentan problemas de contaminación cada vez más severos (Flores et al., 2013); abastecer estas ciudades con agua de buena calidad continúa siendo un problema sin resolver, pese a numerosos proyectos emprendidos en los últimos años, identificar nuevas fuentes de agua o descontaminar las presentes se requiere con urgencia para suplir las necesidades de abastecimiento de agua en estas ciudades (Damo & Icka, 2013). El proble-

14 Químico. Msc (candidato) en desarrollo sostenible y medio ambiente. Facultad de Ciencias Contables, Económicas y Administrativas. Universidad de Manizales, Colombia. jsernamosquera@yahoo.es

15 Ingeniero sanitario y ambiental. Magister en ingeniería ambiental. PhD (candidato). Profesor asociado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Director del grupo de investigación AQUA-FORMAT. jprodriguezmi@udistrital.edu.co

ma socio-ambiental que genera la escasez del agua es muy crítico, a tal punto que muchas de las poblaciones pueden desaparecer, por eso se hace necesario que las autoridades ambientales desarrollen políticas para mejorar la calidad del agua según el uso que se le vaya a dar a esta y garantizar el abastecimiento del líquido para evitar riesgos sanitarios y ambientales (Mostafaei, 2014). Por ello, es de suma importancia conocer los índices de calidad de agua (ICA) para poder proponer un nuevo índice que se ajuste a las condiciones ambientales de los ecosistemas de Bogotá y de sus ríos, para la toma de decisiones e implementación de políticas públicas ambientales.

Materiales y métodos

La investigación aplicada fue de tipo exploratoria, debido a que se indagó sobre el tema de los índices de calidad del agua y por tanto se pudo precisar, identificar y delimitar aspectos de comprensión, sinergias y delimitación del tema analizado (Hurtado, 2000). Además, según el tiempo de ocurrencia de los hechos y el registro de la información relacionada con el tema de estudio, el tipo de investigación aplicada también fue considerada como retrospectiva, porque permitió alcanzar conocimientos fundamentales del tema (Vergel, 2010). La información recolectada (estudio de literatura especializada) fue categorizada y clasificada según la estructura y la correlación existente entre los índices de calidad del agua y los modelos aplicados en cuerpos de agua superficial.

Resultados

Los ICA fueron propuestos inicialmente por Horton en 1965 (García, 2012), a partir de la década de 1970 estos índices adquieren importancia en la evaluación del recurso hídrico; su uso cada vez es más popular para identificar las tendencias integradas a cambios de la calidad del agua (Torres et al., 2010). Muchos países a nivel mundial han desarrollado diferentes ICA que permiten evaluar la calidad del agua. Según Cervera (2007), los indicadores son desarrollados a partir de un modelo sistemático que incorpora los componentes principales de un sistema sustentable.

El uso sustentable del agua se define como “el uso de agua que permite sostener a una sociedad para que perdure y se desarrolle en un futuro indefinido sin alterar la integridad del ciclo hidrológico y de los ecosistemas que dependen de él” (Gleick et al., 1996, citado por Cervera, 2007). El seguimiento de la sostenibilidad del uso del agua es fundamental para orientar la gestión pública y privada del recurso hídrico, para garantizar el suministro de este recurso natural y la sostenibilidad del mismo (Posada et al., 2005).

La oferta hídrica neta hace referencia al agua que emplea el hombre para sus diferentes usos como: agricultura, industria, doméstico, recreación o bienes y servicios. (Samboni et

al., 2011). Esta oferta se ve cada día más afectada por las actividades humanas, las cuales disminuyen su suministro. La determinación de la calidad de un cuerpo de agua usualmente se lleva a cabo por medio del análisis de una cantidad grande de indicadores. Normalmente se expresan en diferentes rangos, distintas unidades y tienen diferente en comportamiento en términos de su relación concentración-impacto (Damo & Icka, 2013).

La determinación de la calidad de un cuerpo de agua usualmente se lleva a cabo por medio del análisis de una cantidad grande de indicadores. Normalmente se expresan en diferentes rangos, distintas unidades y tienen diferente en comportamiento en términos de su relación concentración-impacto (Álvarez et al., 2006).

Numerosas investigaciones se han realizado a cerca de los ICA. Torres et al. (2010) reúnen información pertinente de los ICA en fuentes superficiales, donde realizan una comparación de las ventajas y limitaciones de los ICA, además de la evolución de los mismos. Aplica estos ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano (Torres et al., 2010). Los intentos para lograr construir un índice que permita calificar la calidad del agua tienen bastante historia. Existe información de que, en Alemania, en 1848, ya realizaban algunos intentos para relacionar la presencia de organismos biológicos con la pureza del agua (Benez et al., 2010).

Metodologías relevantes

Numerosas investigaciones se han realizado a cerca de los ICA, (Torres et al., 2009), reúne información pertinente de los ICA en fuentes superficiales, donde realiza una comparación de las ventajas y limitaciones de los ICA, además de la evolución de los mismos. Aplica estos ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano (Torres et al., 2010).

Los intentos para lograr construir un índice que permita calificar la calidad del agua tienen bastante historia. Existe información de que en Alemania en 1848 ya realizaban algunos intentos para relacionar la presencia de organismos biológicos con la pureza del agua (Torres et al., 2009). Uno de los índices para medir la calidad de aguas superficiales es el índice holandés de valoración de la calidad para los cuerpos de agua superficiales. El índice se basa en la obtención de un puntaje de acuerdo a varios parámetros analizados: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), el oxígeno disuelto (OD) y el nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) (Calvo-Brenes, 2013). Históricamente los ICA han sido una herramienta importante para el control de la contaminación de los cuerpos de agua. Hacia la última década del siglo XX se dan importantes avances en su aplicación en las distintas entidades gubernamentales encargadas de hacer seguimiento y control al recurso hídrico, esto con el fin de conocer inicialmente el efecto de la cantidad de carga orgánica como contaminante principal (Del Saz et al., 2011). A medida que se tiene un avance en los procesos industriales, donde se de-

sarrollan y emplean nuevas sustancias químicas entre los años de 1960 y 1970 en los países industrializados, los ICA tienen mayor relevancia como medida del estado de contaminación del recurso hídrico en los diferentes países (Brenes & Molina, 2012).

Aunque se tiene conocimiento que desde años atrás con la revolución industrial ya se empleaban técnicas de medida de la contaminación del agua, solo hasta 1965 se propone inicialmente por Horton el empleo de un ICA. Posteriormente, la fundación de saneamiento nacional de los Estados Unidos (NFS) desarrolla un nuevo índice que denominó WaterQualityIndex (WQI), creado en 1970 y que en la actualidad es uno de los más utilizados por las entidades en los Estados Unidos (Gallego et al., 2010). Hacia 1987, en los Estados Unidos se desarrollan otros índices: NSF- WQI y el ICA Danius; a partir de estos, en otros países se han hecho modificaciones para su uso en la evaluación y control del recurso hídrico en sus países de acuerdo a las características ambientales de sus ecosistemas y del agua (Aguirre et al., 2008).

Con la creación de la comunidad europea, estos proponen un nuevo ICA universal el cual llamaron UWQI, para evaluar la calidad de aguas superficiales y su potabilidad, donde se emplean 12 parámetros fisicoquímicos. En México y Latinoamérica muchos de estos ICA, han sido adaptados a las condiciones de sus sistemas hídricos para ser utilizados como medida de evaluación y control del recurso hídrico (Aragüés, 2011). Un índice de calidad de agua es aquel que se obtiene mediante parámetros adicionados en una fórmula matemática, al cual se asigna un número que se le atribuye un valor cualitativo en un rango determinado (Benavides et al., 2008). Es una herramienta que permite de forma sintetizada, clara, sencilla y de fácil comprensión la información de parámetros monitoreados por las entidades en los procesos de seguimiento, evaluación y control de las fuentes de agua (Betancourt et al., 2012).

Ventajas de los ICA

Brindan información importante sobre el estado del recurso hídrico para la toma de decisiones de la autoridad ambiental, son útiles en la evaluación de la calidad del agua para diferentes aplicaciones, facilitan la interpretación de la información a las personas, permite mostrar la evaluación de la variación espacio-temporal de la calidad del agua (Coto & Salgado, 2011).

Limitaciones de los ICA

Los datos se presentan de manera resumida, la información no es muy detallada sobre la calidad del agua, no se pueden evaluar todos los riesgos o niveles de contaminación del agua, pueden ser subjetivos y sesgados, se aplican de acuerdo a las condiciones ambientales de cada país (Etchebarne & Arocena, 2010).

Escenarios de construcción de ICA

La construcción de un índice de calidad de agua se basa en cinco etapas fundamentales: selección de parámetros de distintas categorías de clasificación ambiental, se realizan curvas de calidad de cada parámetro, se obtienen los pesos relativos de cada parámetro, se adicionan los parámetros a una expresión matemática y se definen los rangos de calidad que se van a manejar (Fierro et al., 2012).

Índices de calidad del agua y la gestión ambiental

Aunque la información que se obtiene a partir de los ICA puede ser subjetiva y sesgada son una herramienta importante en la gestión ambiental del recurso hídrico, permitiendo a las autoridades ambientales priorizar actividades de conservación y recuperación de los ríos, destinando los dineros necesarios para su fin.

ICA y la política ambiental

La política ambiental está ligada con la conservación de los recursos hídricos en cada país, para ello los ICA proporcionan valiosa información para la toma de decisiones de las autoridades ambientales, generar planes de contingencia para la recuperación de estas fuentes de aguas si se encuentran contaminadas o conservarlas si es necesario (Gallego et al., 2010).

Índices de calidad del agua y el desarrollo sustentable

Pensando en las futuras generaciones, el desarrollo sustentable de los recursos hídricos son de suma importancia ya que alrededor de estos se despliegan las mayorías de las actividades de todos los seres vivos, necesaria para el cumplir sus funciones vitales ya que casi el 70-80 % de la masa del cuerpo de una persona u organismo es agua (Giacometti & Bersosa, 2006). Para evitar posibles focos de contaminación que generen epidemias por la presencia de vectores u organismos no deseados presentes en estos acuíferos, los ICA dan una idea de estos contaminantes y es deber de las autoridades ambientales y sanitarias tomar las medidas necesarias para evitar estos focos de contaminación o que al menos cumplan con la normatividad vigente (González, 2012). Mucho se habla de la guerra del agua, no estamos lejos, es un recurso natural muy necesario que en muchos países escasea y por tal motivo se hace necesario conseguir el preciado líquido a cualquier costo para sobrevivir y la conservación de las especies (Haro et al., 2012).

Conclusiones

En el proceso de revisión se encontraron varios ICA superficiales en el cual el más utilizado o de carácter universal es el (UWQI), propuesto por la comunidad europea y usado por las

autoridades ambientales en la valoración y la toma de decisiones para el mejoramiento de la calidad del agua superficial. En el caso de los Estados Unidos de Norte América, se desarrolló el índice WaterQualityIndex (WQI), utilizado por las autoridades ambientales y las entidades en la valoración y evaluación de la calidad del recurso hídrico superficial. Los países de Suramérica han adaptado estos índices de calidad a las condiciones ambientales de sus ecosistemas para la valoración y evaluación de la calidad del agua superficial.

Referencias

- Álvarez, A., Rubiños, J. E., Reyes, F. J., Alarcón, J. J., Hernández, E., Ramírez, C., & Salazar, E. (2006). Índice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y Predicción. *Revista Internacional de Botánica Experimental*, 75, 71-83.
- Aragüés Lafarga, R. (2011). Calidad del agua para el riego: efectos sobre plantas y suelos. En: Trillo C (Dir.). *Riego por aspersión. Huesca, Riegos del Alto Aragón*: 18-23.
- Beamonte C., Casino M., & Veres F. (2010). Water quality indicators: Comparison of a probabilistic index and a general quality index. The case of the Confederacion Hidrografica del Jucar (Spain). *Ecological Indicators*, 10(2010), 1049-1054.
- Benavides, A., Moreno, M., Sosa, M., Puga, S., Alcalá, J., & Quintana, C. (2008). Evaluación de la Calidad del Agua en las Principales Lagunas del Estado de Chihuahua. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(2), 84-88.
- Benez, M. C., Kauffer Michel, E. F., & Álvarez Gordillo, G. D. C. (2010). Percepciones ambientales de la calidad del agua superficial en la microcuenca del río Fogótico, Chiapas. *Frontera norte*, 22(43), 129-158.
- Betancourt, C., Suárez, R., & Jorge, F. (2012). Influencia de los procesos naturales y antrópicos sobre la calidad del agua en cuatro embalses cubanos. *Limnetica*, 31(2), 193-204.
- Brenes, G. C., & Molina, J. M. (2012). Análisis de la calidad de varios cuerpos de agua superficiales en el GAM y la Península de Osa utilizando el Índice Holandés. *Tecnología en Marcha*, 25(5), 37.
- Calvo-Brenes, G. (2013). Nueva metodología para valorar la calidad de las aguas superficiales para su uso como clase 2 en Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 26(2), 9.
- Cervera, L.E. (2007). Indicadores de uso sustentable del agua en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Estudios Fronterizos*, 8(16), 9-41.
- Coto, J. M., & Salgado, V. (2011). Calidad del agua de los ríos de la microcuenca IV del río Virilla. *Uniciencia*, 24(1).

- Damo, R., & Icka, P. (2013). Evaluation of Water Quality Index for Drinking Water. *Polish Journal Of Environmental Studies*, 22(4), 1045-1051.
- Etchebarne, V., & Arocena, R. (2010). *Calidad de agua y de la zona ribereña en sistemas lóticos de regiones ganaderas extensivas y lecheras de la cuenca del río Santa Lucía*. (Tesis de grado). Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Uruguay.
- Fierro, P., Bertrán, C., Mercado, M., Peña-Cortés, F., Tapia, J., Hauenstein, E., & Vargas-Chacoff, L. (2012). Ensamble de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua a través de la aplicación de un índice biótico modificado en un contexto espacio-estacional en una cuenca costera del sur de Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*, 47(1), 23-33.
- Flores-Jacinto, P., Meléndez-Estrada, J., & Amezcua-Allieri, M. A. (2013). Propuesta de Índice de calidad de agua residual utilizando un modelo aritmético ponderado. *Interciencia*, 38(2), 145-149.
- Gallego, J. C. C., Ruiz, J. D. E., & Gutiérrez, A. E. G. (2010). Modelación índices de calidad de agua (ICA). *Gestión y Ambiente*, 13(2), 7-24.
- García, Q. (2012). *Propuesta de índices de calidad de agua para ecosistemas hídricos de Chile*. (Tesis para optar al título de ingeniero civil). Universidad de Chile. Santiago de Chile.
- Giacometti, J., & Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico*, 6, 17-32.
- González, M. I. (2012). Enfoque actual sobre la calidad microbiológica del agua de hemodiálisis. *Revista Cubana de Salud Pública*, 38(3), 451-462.
- Haro, J. A., Nubes, G., & Calderón Ortiz, J. R. (2012). Riesgos sanitarios en calidad bacteriológica del agua: Una evaluación en diez estados de la república mexicana. *Región y sociedad, (SPE3)*, 257-288.
- Hurtado J. (2000). *Metodología de la investigación holística*. Caracas, Venezuela: Fundación SYPAL.
- Mostafaei, A. (2014). Application of multivariate statistical methods and water-quality index to evaluation of water quality in the Kashkan River. *Environmental management*, 53(4), 865-881.
- Posada, C. C., Domínguez, E., Calle, H. G. R., & Sarmiento, R. V. (2005). El índice de escasez de agua ¿Un indicador de crisis o una alerta para orientar la gestión del recurso hídrico? *Revista de Ingeniería*, 22, 104-111.

- Samboni, N., Carvajal, Y., & Reyes, A. (2011). Aplicación de los indicadores de calidad y contaminación del agua en la determinación de la oferta hídrica neta. *Revista de Ingeniería y Competividad*, 13, 49-60.
- Thi Minh Hanh, P., Sthiannopkao, S., The Ba, D., & Kim, K. (2011). Development of Water Quality Indexes to Identify Pollutants in Vietnam's Surface Water. *Journal of Environmental Engineering*, 137(4), 273-283. doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000314.
- Torres, P., Cruz, C. H., & Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79-94.
- Torres, P., Cruz, C. H., Patiño, P., Escobar, J. C., & Pérez, A. (2010). Aplicación de índices de calidad de agua-ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e Investigación*, 30(3), 86-95.
- Vergel G. (2010). *Metodología. Un manual para la elaboración de diseños y proyectos de investigación. Compilación y ampliación temática*. Barranquilla: Publicaciones Corporación UNICOSTA.

Bibliografía

- Miranda, M., Aramburú, A., & Junco, J. (2010). Situación de la calidad de agua para consumo en hogares de niños menores de cinco años en Perú, 2007-2010. *Rev. Perú. med. exp. Salud pública*, 27(4), 506-511.
- Aguirre Sánchez, D. J., Ramírez, N. J. A., & Quintero, O. C. (2008). Evaluación de la calidad del agua a través de los protistas en la quebrada La Ayurá en Envigado (Antioquia). *Producción más limpia*, 3(1).
- Amado Álvarez, J., Rubiños Panta, E., Gavi Reyes, F., Alarcón Cabañero, J. J., Hernández Acosta, E., Ramírez Ayala, C., & Salazar Sosa, E. (2006). Índice de Calidad del Agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y Predicción. *Phyton (Buenos Aires)*, 75, 71-83.
- Del Saz Salazar, S., Sancho, F. H., & Garrido, R. S. (2011). Estimación del valor económico de la calidad del agua de un río mediante una doble aproximación: una aplicación de los principios económicos de la Directiva Marco del Agua. *Agricultural and Resource Economics*, 9(1), 37-63.
- Fernández, N., Ramírez, A., & Solano, F. (2013). Dinámica fisicoquímica y calidad del agua en la microcuenca El volcán, municipio de Pamplona, Colombia. *Bistua*, 3(1).

- Fernández, N., Ramírez, C. A., & Solano, F. (2003). Índices fisicoquímicos de calidad del agua: un estudio comparativo. En: *Agua 2003: Usos Múltiples del Agua, para la Vida y el Desarrollo Sostenible* (pp. 1-9). IWA.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76(2), 275-285.
- López, P., & Eleison, J. (2012). *Caracterización de la calidad del agua en la planta de tratamiento de agua potable y en la red de distribución de la ciudad de Yopal*. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.
- López-Álvarez, B., Ramos-Leal, J. A., Moran-Ramírez, J., Benavides, A. C., & García, G. H. (2013). Origen de la calidad del agua del acuífero colgado y su relación con los cambios de uso de suelo en el Valle de San Luis Potosí. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 65(1), 9-26.
- Mancilla, G., Valdovinos, C., Azócar, M., Henríquez, M., & Figueroa, R. (2009). Aproximación multimétrica a la evaluación de la calidad del agua en cuencas con diferentes niveles de intervención antrópica. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América*, 34(12), 857-864.
- Martín-Ortega, J., Berbel, J., & Brouwer, R. (2011). Valoración económica de los beneficios ambientales de no mercado derivados de la mejora de la calidad del agua: una estimación en aplicación de la Directiva Marco del Agua al Guadalquivir. *Agricultural and Resource Economics*, 9(1), 65-89.
- Maurisaca, C., & Elizabeth, N. (2012). Estudio Estadístico de la Calidad del Agua para Consumo Doméstico en sus Características: Físicas, Químicas y Bacteriológicas en el Sector Rural del Cantón Guamote de la Provincia de Chimborazo. Quito, Ecuador. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Molina, J. M., & Brenes, G. C. (2011). Evaluación y clasificación de la calidad de varios cuerpos de agua en la Península de Osa. *Tecnología en Marcha*, 24(3), 15.
- Mora, D., & Portugués, C. L. (2011). *Calidad de agua en sus diferentes usos en Guanacaste-Costa Rica*. Guanacaste, Costa Rica: Instituto Costarricense de acueductos y alcantarillados.
- Muñoz-Riveaux, S., Naranjo-López, C., Garcés-González, G., Lazo, D. G., Musle-Cordero, Y., & Rodríguez-Montoya, L. (2003). Evaluación de la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 9(2), 147-153

- Paredes, C., Iannacone, J., & Alvarino, L. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú. *Revista peruana de Entomología*, 44, 107-118.
- Pave, P. J., & Marchese, M. (2005). Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología austral*, 15(2), 183-197.
- Pérez López, M. E., Vicencio, M. G., Alarcón Herrera, M. T., & Vaca Mier, M. (2011). Influencia del basurero municipal en la calidad del agua del acuífero de la ciudad de Durango, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 18(3), 111-116.
- Ramírez, L., Alvarado, A., Pujol, R., MacHugh, A., & Brenes, L. G. (2008). Indicadores para estimar la sostenibilidad agrícola de la cuenca media del río Reventado, Cartago, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 32(2), 93-118.
- Rendón, L. A. Q., Agudelo, E. A., Hernández, Y. A. Q., Gallo, S. A. C., & Arias, A. F. O. (2010). Determinación de indicadores para la calidad de agua, sedimentos y suelos, marinos y costeros en puertos colombianos. *Gestión y Ambiente*, 13(3), 51-64.
- Retamal, M., Rojas, J., & Parra, O. (2011). Percepción al Cambio Climático y a la gestión del agua: aportes de las estrategias metodológicas cualitativas para su comprensión. *Ambiente & Sociedad*, 14(1) 175-194.
- Rodríguez, C. (2012). Calidad de cuerpos de agua: Municipios Heres y Caroní del estado Bolívar, Venezuela Marzo-abril 2010. *Universidad Ciencia y Tecnología*, 16(62).
- Rodríguez, M., Porras, L., Pérez, A., & Zamora, F. (2012). *Calidad del Recurso Hídrico de Bogotá*. Bogotá, Colombia: Universidad de los Andes.
- Ruiz, J. M. G., & Martínez, T. L. (2013). La gestión de los usos del suelo como estrategia para mejorar la producción y la calidad del agua: resultados experimentales en el Pirineo Central español. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 24, 39-58.
- Ruiz, N. E. S., Escobar, Y. C., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172-181.
- Samboni, N., Carvajal, Y., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista de Ingeniería e Investigación*, 27, 172-181.
- Singh, B., Singh Chauhan, J., & Mohan, A. (2012). A construction of water quality index considering physicochemical properties for drinking purposes in a rural settlement: a case study of Gajraula region, Ganga River Basin (North India). *Water Science & Technology: Water Supply*, 12(6), 818. doi:10.2166/ws.2012.058.

Valderrama, E. R., Flores, E. R., Patiño, R. A., Díaz, Á. D., Morales, M. D. G. S., Pérez, M. E. M., & Arreaga, M. E. G. (2010). Calidad del agua de tres pozos de la zona centro del acuífero Cuautla-Yautepec, Morelos, México. *Biocyt: Biología, Ciencia y Tecnología*, 3(1), 159-175.

Evaluación de la actividad degradadora de un microorganismo en el insecticida clorpirifus

VONY LIZETH MALDONADO PRADA¹⁶

LAURA JULIETH AMADO ARIZA¹⁷

LINA JULIANA RICARDO BENAVIDES¹⁸

Introducción

En los últimos años han aumentado las prácticas agrícolas y ganaderas, las cuales ocasionan el uso masivo e inapropiado de insecticidas organofosforados como clorpirifus, lo cual genera impactos negativos en el ecosistema debido a la bioacumulación de estos compuestos en las cadenas tróficas, incrementando los niveles de toxicidad que alteran los ecosistemas y afectan la salud de las especies expuestas (Marín & Jaramillo, 2015).

Por lo anterior, es importante establecer si una cepa bacteriana aislada de un suelo libre de insecticidas realiza procesos de degradación del clorpirifus por determinación de biomasa con recuento en placa y respirometría (producción de CO₂), como una alternativa ambiental y económicamente viable, ya que para los procesos de evaluación de biodegradación de este contaminante se requiere del uso de técnicas y equipos cromatógrafos de alto costo y poco acceso.

16 Correo electrónico: vonlis1110@gmail.com.

17 Correo electrónico: laurita_9107@hotmail.com.

18 Correo electrónico: juli_ricbe91@hotmail.com.

Objetivo general

Aislar una cepa bacteriana biodegradadora del insecticida clorpirifos y evaluar su actividad metabólica.

Objetivos específicos

- Aislar una cepa bacteriana degradadora del insecticida clorpirifos, por medio de pruebas microbiológicas.
- Identificar el microorganismo a partir de pruebas bioquímicas.
- Evaluar la tasa de degradación del microorganismo sobre el clorpirifos por los métodos de biomasa con recuento en placa y producción de CO₂ (respirometría).

Marco teórico

El clorpirifos o O, O-dietil O-3,5,6-tricloro-piridil -2-il fosforotiato (nombre UIPAC), es un insecticida clorado organofosforado de amplio espectro. Se usa en la agricultura, ganadería, tratamientos de madera, plantas ornamentales, campos de golf y edificios. Actualmente, el clorpirifos es considerado uno de los insecticidas más usados a nivel mundial.

El clorpirifos es moderadamente persistente en el ambiente; en el aire puede hallarse en forma de vapor y partículas. La reacción con radicales hidroxilo elimina el vapor de la atmósfera y la precipitación húmeda y seca remueve las partículas. La fotólisis directa también está involucrada en la destrucción de este plaguicida en el aire. Es moderadamente persistente en suelo, su vida media en los sistemas terrestres varía usualmente entre 60 y 120 días, pero puede abarcar un intervalo de 2 semanas hasta 1 año dependiendo del tipo de suelo, el clima y otras condiciones (Watts, 2012).

Estudios recientes indican que clorpirifos es mutagénico o tiene toxicidad genética en seres humanos, ratas, ratones, hámster chino, renacuajos, peces, mosca de la fruta y células de la mosca (Watts, 2012).

Es importante resaltar que en la actualidad la legislación nacional referente a este tema es muy ambigua e insuficiente. En la Resolución 3057 de 2010 se establecen las “disposiciones sobre medidas y precauciones para el manejo de sustancias codificadas en fase de desarrollo para fines de investigación en plaguicidas químicos de uso agrícola”; sin embargo, en comparación con normas internacionales, es evidente que no existan las capacidades y regulaciones nacionales indispensables para asegurar que se minimicen los riesgos para la salud y el ambiente.

Entre las técnicas de medición de la eficiencia de biodegradación se encuentran el aumento de biomasa y respirometría, las cuales van a determinar la actividad degradadora de los microorganismos aislados de la muestra de suelo.

Aumento biomasa

El crecimiento de una población bacteriana puede ser entendido desde diferentes perspectivas y, de acuerdo a estas, se puede llegar a determinar la medida del crecimiento mediante diversas metodologías.

El crecimiento implica el aumento de los microorganismos capaces de formar colonias debido a que solo se tiene en cuenta el número de microorganismos viables, esto es capaces de crecer indefinidamente (Microbiología e Inmunología, s.f.). Las determinaciones que se utilizan son:

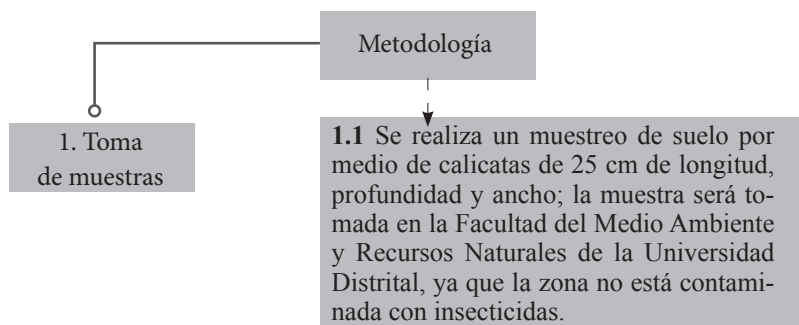
- Recuento de colonias.
- Método del número más probable.

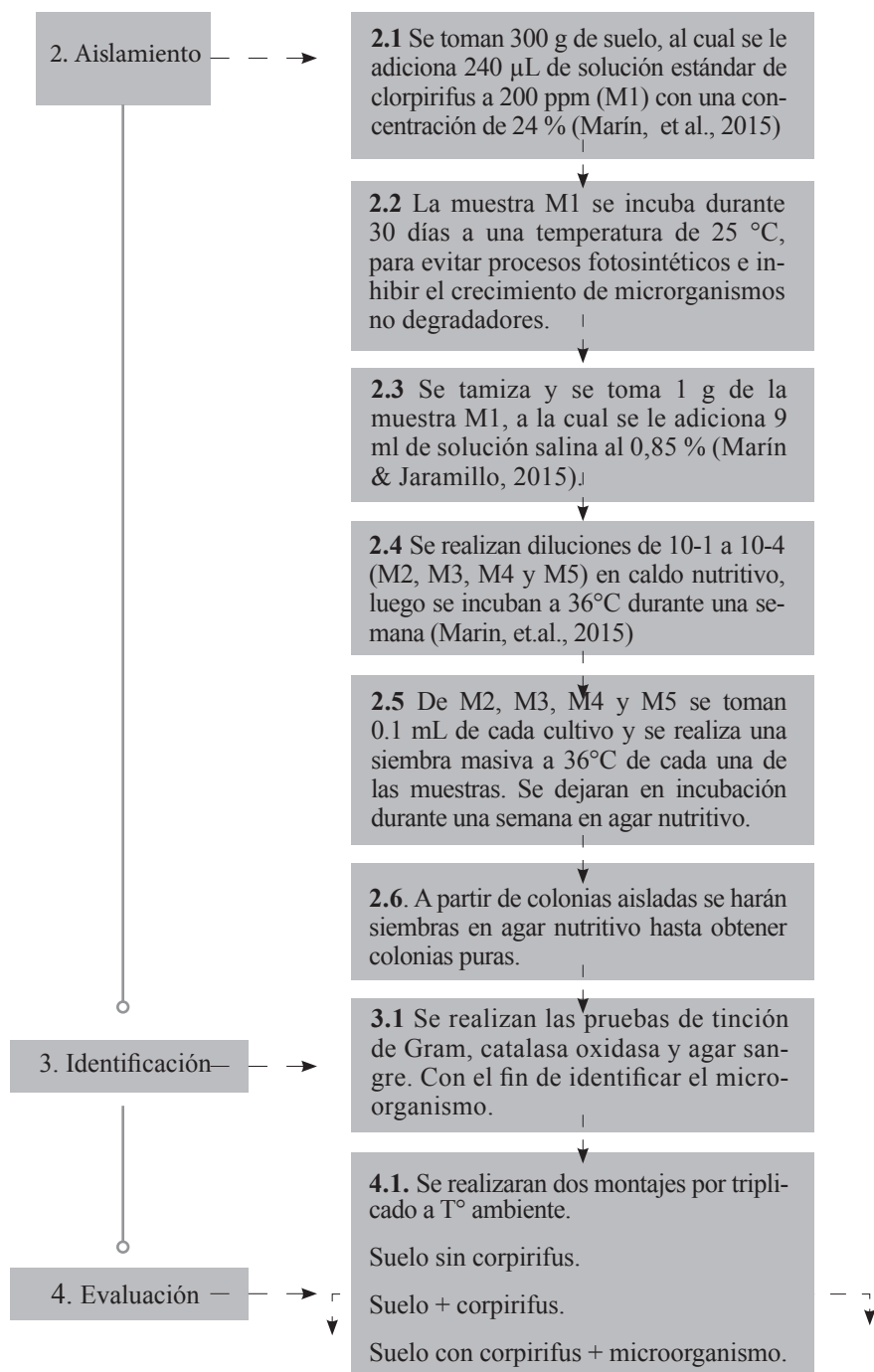
Respirometría

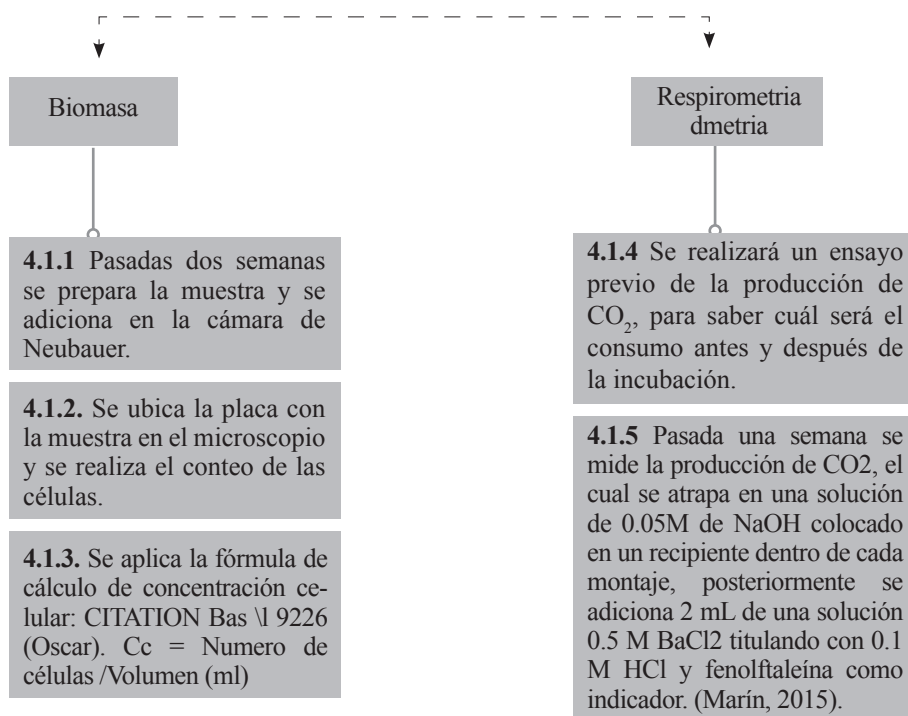
La respirometría es una técnica basada en la medición del consumo de oxígeno por parte de microorganismos que trabajan sobre un sustrato orgánico, el cual es degradado y oxidado a CO₂. Esta técnica encuentra crecientes aplicaciones en la determinación de la cinética de la biodegradación. Los análisis respirométricos permiten adquirir datos sobre el consumo de oxígeno en respuesta al metabolismo de un sustrato por la respiración de microorganismos.

La respirometría ahorra el tiempo y el trabajo asociados con los experimentos de agotamiento de sustratos y provee puntos de referencia de alta calidad para la valoración de parámetros biocinéticos (Dr. Calderón LABS, s.f.).

Metodología







Posibles resultados

Obtener datos respecto a contenidos de dióxido de carbono (CO₂) y crecimiento microbiano que permitan establecer una posible degradación del contaminante clorpirifus por parte de la cepa bacteriana aislada.

Establecer una alternativa de degradación de clorpirifus, ambiental y económicamente sostenible.

Referencias

- Baquero Romero, E. G. (2008). *Aislamiento de una cepa bacteriana sensible al Mancozeb para ser utilizada como bioindicadora de su presencia en sobrenadantes de cultivo*. Bogotá, Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Calderón LABS. (s.f.). *Respirometría*. Recuperado de <http://www.drcalderonlabs.com/Publicaciones/Respirometría.htm>
- Marín, L. F., & Jaramillo, B. (2015). Aislamiento de bacterias degradadoras de pesticidas organofosforados encontrados en suelos y en leche bovina. *Rev Chil Nutr*, 42(2), 179-185.

- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96. Recuperado de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-27912008000100006
- Microbiología e Inmunología. (s.f.). *Medida del crecimiento*. Departamento de Química Biológica, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <http://www.microinmuno.qb.fcen.uba.ar/SeminarioRecuento.htm>
- Watts, M. (2012). *Clorpirifos, un posible COP a nivel mundial*. Recuperado de http://www.rap-al.org/articulos_files/Clorpirifos_Rev_.pdf

Tratamientos biológico y fisicoquímico en serie de lixiviados procedentes del relleno sanitario Los Corazones

CLARIVEL PARRA DITTA¹⁹
JULIO VEGA SUÁREZ²⁰
FELINGER PÉREZ JIMÉNEZ²¹

Introducción

Todas las actividades del hombre producen contaminación ambiental de diferentes tipos, una de estos, y la que está más a la vista, son los residuos sólidos que tienen diferente origen: residencial, comercial, de plazas de mercado, industrial, institucional, el originado en espectáculos públicos como en partidos de fútbol o en el barrido de las calles, por solo citar algunos. La disposición de las basuras en los rellenos sanitarios constituye un gran problema ambiental, en parte por la producción de lixiviados, cuyo tratamiento hoy día se constituye en todo un reto para la ingeniería por ser uno de los efluentes más difíciles de tratar dada la variabilidad en su composición y a sus altas cargas orgánicas contaminantes (Ordoñez & Betancur, 2003).

19 Ingeniera química. Magister en ciencias ambientales. Docente Universidad Popular del Cesar, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Valledupar, Colombia. Correo electrónico: clarivel-parra@unicesar.edu.co.

20 Ingeniero agroindustrial. Magister en ingeniería ambiental. Docente Universidad Popular del Cesar. Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Valledupar, Colombia. Correo electrónico: julio-vega@unicesar.edu.co.

21 Ingeniero ambiental y sanitario. Universidad Popular del Cesar. Valledupar, Colombia. Correo electrónico: felinger-55@hotmail.com.

Al filtrarse el agua a través de los residuos sólidos en descomposición, se lixivian en solución materiales biológicos y constituyentes químicos. La composición química de los lixiviados, y por ende su calidad, variará mucho con el tiempo y con el tipo de relleno sanitario que se tenga (George, 1994).

La generación de lixiviados durante y después de la construcción del relleno sanitario varía significativamente, ya que la cantidad producida depende del área rellenada, la humedad de los residuos y de las precipitaciones presentadas e infiltradas en el interior del relleno. Así mismo, la composición de estos residuos varía espacial y temporalmente, influenciada por la edad del relleno y por la naturaleza misma de los residuos dispuestos.

El área rellenada afecta porque es a través de ella que se realiza la entrada y el contacto del agua de infiltración con la basura. Al aumentar el área rellenada, aumenta paralelamente la cantidad de lixiviados. Teniendo en cuenta que los rellenos son sistemas que duran lustros y décadas en su funcionamiento, igualmente se espera que la cantidad de lixiviados aumente. Este aumento es gradual, lento, con los años (Giraldo, 2001).

El más típico efecto perjudicial de la descarga de lixiviados en el medio ambiente es el de la contaminación de las aguas subterráneas (Jordening & Winter, 2005). La recolección y tratamiento de lixiviados se ha reconocido como uno de los mayores problemas asociados con la operación de los rellenos sanitarios. Varias tecnologías se aplican para el tratamiento de lixiviados. Estas se pueden clasificar en tres grupos principales: biodegradación (aerobia y/o procesos anaeróbicos) y métodos químicos y/o métodos físicos (Sartaj et al., 2010).

En la actualidad, el sitio de disposición final de los residuos sólidos de la ciudad de Valledupar y sus municipios aledaños es el relleno sanitario Los Corazones, operado por la empresa ASEOUPAR S.A. E.S.P., ubicado a seis kilómetros del casco urbano de la capital departamental sobre la vía que conduce a Patillal y posee un área de 120 hectáreas (Trujillo & García, 2011).

Esta investigación tiene como objetivo evaluar la tratabilidad de los lixiviados generados en el relleno sanitario Los Corazones mediante un sistema combinado de tratamiento conformado por un reactor UASB y una columna empacada de carbón activado, bajo diferentes condiciones de carga y a escala de laboratorio, con el propósito de que más adelante se implemente por parte de la empresa municipal operadora del relleno este tipo de tratamientos que permitan lograr la máxima remoción de la materia orgánica presentes en el lixiviado. Contribuyendo así a mejorar las condiciones ambientales de la población aledaña, en este caso corregimiento Los Corazones, debido a la disposición de los lixiviados en pondajes sin ningún tratamiento secundarios y terciarios, impacto paisajístico, que contribuye al detrimento de la calidad de vida de sus habitantes.

Metodología

Área, material de estudio e instrumento de recolección de la información

El relleno sanitario Los Corazones se encuentra ubicado a seis kilómetros del casco urbano de Valledupar, sobre la vía que conduce a Patillal y posee un área de 120 hectáreas.

El material de estudio lo constituyó el lixiviado recolectado en el punto de descarga, lodo granular o inóculo extraído de un reactor UASB de la industria cervecera Bavaria (Barranquilla), carbón activado granular de origen mineral, reactor UASB operado bajo el modelo de flujo hidráulico continuo, columna empacada de carbón activado y el sistema en serie conformado por el reactor y la columna anteriormente mencionados.

Los elementos manejados en esta investigación fueron recogidos y registrados como información mediante tabulación de datos sistemáticamente, con base en el monitoreo del comportamiento que se presentó en el proceso anaerobio y luego en la operación de adsorción. Por otra parte, se contó con fuentes secundarias que permitieron analizar lo obtenido en la etapa experimental con principios teóricos e investigaciones afines y así tener la mejor información y un buen análisis de ella.

Muestreo y caracterización del lixiviado

Todas las muestras fueron simples y puntuales en días diferentes, tomadas en el punto de descarga del relleno sanitario Los Corazones; se recolectó el volumen necesario (40 a 80 litros aproximadamente) cada 15 días, durante ocho (8) meses. Fueron conservadas a través de refrigeración y sometidas a estudio y análisis en los laboratorios de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad Popular del Cesar, Valledupar. Las características fisicoquímicas del lixiviado utilizado se recogen en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de los lixiviados del relleno sanitario Los Corazones, de la ciudad de Valledupar. Pondaje 1

Parámetro	Unidad	Valor
pH		8,4
Alcalinidad	mg/l	24,12
DQO	mg/l	2
DBO ₅	mg/l	10
ST	mg/l	17 884

SST	mg/l	16 550
Temperatura	°C	33
Detergentes	mg/l	2,29±0,17
Sulfuros	mg/l	<0,05
H ₂ S	mg/l	<0,05
Sulfatos	mg/l	9667,50±34,13
Cianuros	mg/l	<0,02
Plomo	mg/l	0,29±0,02
Hierro total	mg/l	40,82±0,62
Magnesio	mg/l	7635,00±26,26
Aluminio	mg/l	184,22±1,44
Cromo hexavalente	mg/l	1,48±0,04
Cobre	mg/l	0,104±0,004
Mercurio	mg/l	2,000±0,008
Zinc	mg/l	0,0162±0,0004
Cadmio	mg/l	0,91±0,02

Fuente: elaboración propia.

Todos estos parámetros fueron determinados con base en las técnicas dadas en los Standard Methods for Examination of Water and Wastewater de la APHA, AWWA, WPCF (18th edition), presentando en todos los parámetros de interés sanitario concentraciones por debajo del máximo permisible, de acuerdo a los valores de referencia de los artículos 72 y 74 del Decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana.

Procedimiento experimental

La evaluación experimental consistió de dos fases: La fase I es la adaptación del inoculo a las características fisicoquímicas del lixiviado dentro del reactor operado en forma discontinua (107 días); y la fase II es la operación en continuo del sistema combinado en serie UASB, columna empacada con carbón activado (52 días).

En la fase I, la unidad experimental se inoculó con un lodo granular extraído de un reactor UASB en funcionamiento de una industria cervecera nacional, cuya caracterización se realizó teniendo en cuenta los parámetros fundamentales de mayor importancia

en la investigación: sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV), índice volumétrico (IVL) y análisis granulométrico. Todos estos parámetros fueron determinados con base en las técnicas recomendadas por Giraldo (2001).

Esta caracterización se realizó antes y después de la experimentación con el objeto de establecer el efecto ocasionado por el residuo sobre las características y propiedades del lodo, obteniéndose los siguientes valores: SST: 103,46 g/l, SSV: 54,78 g/l, SSF: 51,32 g/l, IVL: 5,86 ml/g, tamaño promedio del gránulo: 0,86 mm y un volumen de 853 ml.

El reactor UASB utilizado a escala de laboratorio posee las especificaciones mostradas en la tabla 2.

Tabla 2. Descripción del reactor UASB utilizado

Condiciones	Unidad	Valor
Diámetro de la columna	Cm	11,6
Altura útil	Cm	24,12
Puertos de muestreo	Unidad	2
Distancia entre puertos	Cm	10
Volumen útil del reactor	cm ³	2550

Fuente: Parra et al. (2014).

La columna empacada para la adsorción con carbón activado presenta las características presentadas en la tabla 3.

Tabla 3. Características de la columna de adsorción

Parámetros	Unidad	Valor
Diámetro de la columna	Cm	6
Altura total de la columna	Cm	60
Altura útil de la columna	Cm	50
Altura de la columna de carbón activado	Cm	35
Volumen útil de la columna	cm ³	1413,7
Volumen total de la columna	cm ³	1696,2
Volumen de contacto de la columna	cm ³	989,45

Fuente: Trujillo y García (2011).

A lo largo de la fase I, se tomaron los datos de las diferentes variables de control del reactor: pH, temperatura, DQO. Los análisis se hicieron de acuerdo con The Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater para evaluar la eficiencia y expresarlo en términos de porcentaje de remoción de DQO. Estos parámetros también fueron evaluados en la fase II a los distintos tiempos de retención hidráulicos (24, 18 y 12 horas), una vez el reactor UASB presentó estabilidad en su funcionamiento y definida por el test de Jarras la dosis óptima de 100 gr de carbón a utilizar como adsorbente en la columna empacada y la obtención de dos horas como tiempo óptimo de contacto entre el carbón activado y el lixiviado objeto de estudio.

Figura 1. Sistema combinado UASB- adsorción



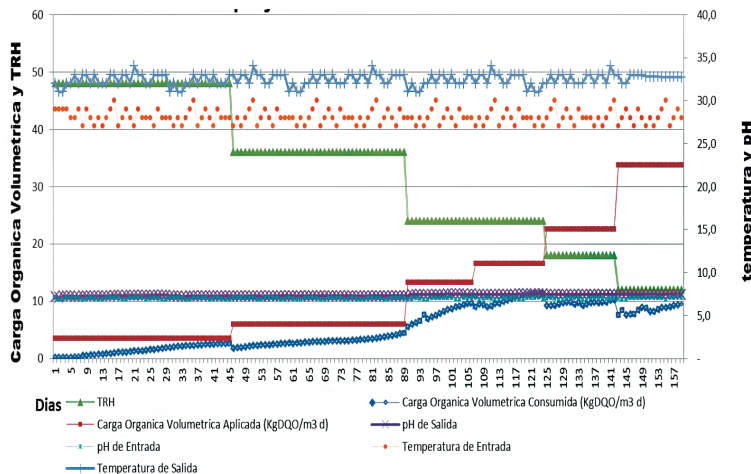
Fuente: Parra et al. (2014).

Resultados y discusión

Variación del TRH, temperatura, pH y carga orgánica volumétrica (COV) para el reactor UASB

El comportamiento del pH de entrada al reactor UASB en el periodo de la investigación se mantuvo entre 6,9 y 7,15, garantizando de esta forma las condiciones iniciales del lixiviado. La temperatura se conservó en los rangos mesófilos entre 30 y 35 °C, con una carga orgánica volumétrica aplicada que fluctuó entre 2,4 y 22,5 Kg DQO/m³*d con consumo de carga orgánica volumétrica de 0,2 a 7,6 Kg DQO/m³*d , siendo la DQO mínima de alimentación de 3000 mgO₂/lt y una DQO máxima de 11253 mgO₂/lt en términos de DQO total.

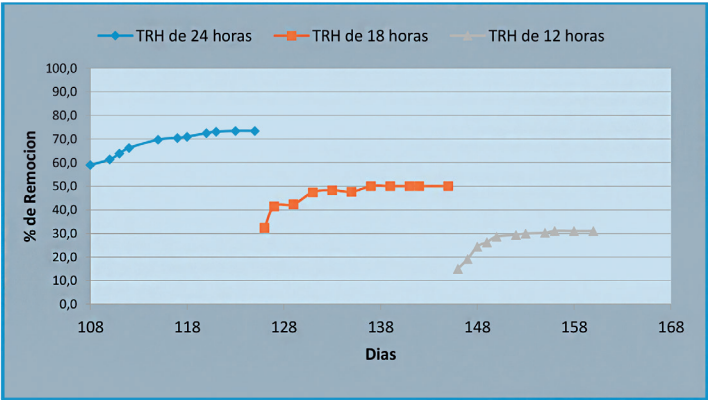
Figura 2. Variación del TRH, Temperatura, pH, COV en el reactor UASB



Fuente: Parra et al. (2014).

Al trabajar el reactor UASB con alimento de una COV que fluctuó entre 10,6 y 21,7 Kg DQO/m³*d con TRH de 24, 18 y 12 horas se obtuvo para TRH de 24 horas y COV de 10,6 Kg DQO/m³*d una remoción de 73,4 % en términos de DQO soluble, que corresponde al máximo valor logrado por este método de tratamiento; este valor es muy parecido al obtenido por Vega, 2006 quien trató los lixiviados del relleno sanitario Doña Juana en la Universidad Nacional de Colombia y obtuvo un porcentaje de remoción del 75,86 % con una COV aplicada 19,54 Kg DQO/m³*d. para este mismo TRH.

Figura 3. Variación del porcentaje de remoción del reactor UASB en términos de DQO a distintos TRH

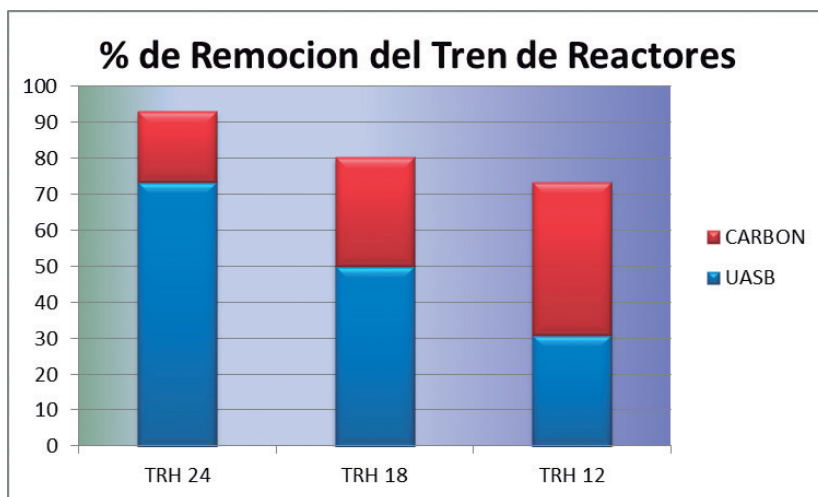


Fuente: Parra et al. (2014).

Comportamiento del sistema combinado UASB-adsorción a los distintos TRH de trabajo

Las condiciones finales del reactor UASB en los distintos TRH fueron las condiciones iniciales de la columna. Se evaluó la tratabilidad del residuo a través de los reactores en serie con TRH de 24, 18 y 12 horas y un tiempo de contacto en la columna empacada de carbón activado de dos horas, donde su máximo desempeño se obtuvo con un TRH de 24 horas y la COV fue de 10,6 Kg DQO/m³*d alcanzando una remoción del 93,16 % en términos de DQO soluble. De igual forma, aumentó notoriamente el % de remoción para TRH 18 horas y TRH 12 horas, en donde se obtuvieron remociones en términos de DQO soluble de 82,79 % y 75,57 %, respectivamente. De igual forma, al hacer las respectivas cuantificaciones de detergentes, sulfatos, plomo, hierro total, magnesio, aluminio, cromo, cobre, mercurio, zinc y cadmio se presentaron remociones de estas sustancias por encima del 60 % para TRH de 24 horas, del 37 % para TRH de 18 horas y del 23 % para TRH de 12 horas, tal como lo muestra la tabla 4. En síntesis, este tipo de combinación de tratamientos en serie mejora el porcentaje de remoción de materia orgánica, detergentes, sulfatos y algunos metales livianos y pesados a los distintos TRH evaluados.

Figura 4. Porcentaje de remoción en el sistema UASB-adsorción en términos de DQO



Fuente: Parra et al. (2014).

Tabla 4. Porcentaje de remoción de metales y otros compuestos a diferentes TRH

Parámetros	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l) CAR 12	Salida (mg/l) CAR 18	Salida (mg/l) CAR 24	% Remoción (TRH = 12 horas)	% Remoción (TRH = 18 horas)	% Remoción (TRH = 24 horas)
Detergentes	2,29	0,79	0,73	0,59	65,5	68,1	74,2
Sulfuros	0,05	<0,05	<0,05	0,05	0,0	0,0	0,0
H ₂ S	0,05	<0,05	<0,05	0,05	0,0	0,0	0,0
Sulfatos	9667,5	836,00	948,96	759,47	91,4	90,2	92,1
Cianuros	0,02	<0,02	<0,02	0,02	0,0	0,0	0,0
Plomo	0,29	0,07	0,04	0,03	75,9	86,2	89,7
Sodio	7635	7362,47	7519,21	7597,47	3,60	1,5	0,5
Hierro total	40,82	6,48	5,43	3,01	84,1	86,7	92,6
Magnesio	184,22	84,72	79,01	63,80	54,0	57,1	65,4
Aluminio	1,48	1,13	0,93	0,59	23,6	37,2	60,1
Cromo	0,104	0,018	0,017	0,012	82,7	83,7	88,5
Cobre	2	0,042	0,024	0,018	97,9	98,8	99,1
Mercurio	0,0162	0,010	0,0051	0,0051	18,7	58,5	68,5
Zinc	0,91	0,24	0,21	0,21	73,6	76,9	76,9
Cadmio	0,011	0,005	0,004	0,004	54,5	63,6	63,6

Fuente: Parra et al. (2014).

Conclusiones

Los lixiviados generados en el relleno sanitario Los Corazones presentan características de lixiviado joven y lixiviado viejo de acuerdo a los parámetros de DQO y pH, respectivamente. Sin embargo, la edad de funcionamiento del relleno nos muestra que estos lixiviado ya tienen más de 10 años y que deben comportarse como lixiviado viejo.

El procedimiento de recirculación utilizado en el relleno influye en el establecimiento del tipo de lixiviado, debido a la continua combinación del lixiviado producido y depositado.

El lodo anaerobio utilizado fue adecuado debido a su rápida adaptación al lixiviado, inoculación, crecimiento y a características como SST, SSF, SSV, velocidad de sedimentación, índice volumétrico de lodo (IVL) y tamaño promedio de granulo.

La aplicación de la tecnología UASB seguida de adsorción mediante columna empacada de carbón activado es una alternativa viable como sistema de tratamiento de lixiviados proveniente de rellenos sanitarios; pues, presentó alta eficiencia en su funcionamiento, al ser capaz de remover porcentajes elevados no solo de materia orgánica, sino también de detergentes, sulfatos, metales livianos y pesados como plomo, hierro total, magnesio, aluminio, cromo, cobre, mercurio, zinc y cadmio.

El sodio, por ser un metal liviano, presenta remoción casi nula por los tratamientos biológico (UASB) y fisicoquímico (adsorción), pues alcanza para TRH = 24 horas remoción de 0 % en el UASB y de 0,5 % en la columna empacada con carbón activado, de ahí que el sistema en serie resultó prácticamente negativo para este elemento metálico. Estos valores logran un poco incremento al trabajar con los TRH de 18 y 12 horas.

Financiamiento

Este artículo se encuentra asociado a la investigación titulada Evaluación de la Tratabilidad de los Lixiviados del Relleno Sanitario Los Corazones mediante combinación de sistemas de tratamiento UASB-adsorción, avalada y financiada por la Universidad Popular del Cesar.

Referencias

- Collazos, C. J., & Vega, J. (2006). *Tratabilidad de los lixiviados del relleno sanitario Doña Juana en un reactor UASB*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- George, T. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. Madrid: McGraw Hill.
- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Avances Recientes. *Revista de Ingeniería*, 14. Bogotá, Colombia: Universidad de los Andes.
- Jordening, H., & Winter, J. (2005). *Concepts of biotechnology and environment Applications*. The representative of the Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. Weinheim, Fed.
- Ordoñez L. P., & Betancurt, P. A. (2003). *Estudio preliminar para el tratamiento de lixiviados en un reactor de biodiscos*. Manizales, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Presidencia de la República de Colombia. (1984). Decreto 1594. Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 09 de 1979, así como el Capítulo II del Título

VI - Parte III - Libro II y el Título III de la Parte III Libro I del Decreto 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos.

Sartaj, M., Ahmadifar, M., & Karimi Jashni, A. (2010). Evaluation of in-situ aerobic treatment of municipal landfill leachate. *Iranian Journal of Science & Technology, Transaction B, Engineering*, 34(B1), 107-116.

Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, AWWA, WPCF. (18th edition) (2016). Washintong: American public health association.

Trujillo R., O., & García P., A. (2011). *Tratamiento Fisicoquímico de los lixiviados generados en el relleno sanitario “los corazones” mediante el uso de carbón activado*. Valledupar, Colombia: Universidad Popular del Cesar.

Modelación hidrodinámica y de la calidad del agua para la evaluación ambiental de los vertimientos generados a la ciénaga Mesolandia, Atlántico-Colombia

JUAN MIGUEL HERNÁNDEZ RANGEL²²
FRANKLIN MANUEL TORRES BEJARANO²³
DANIEL EDUARDO MARTÍNEZ RICARDO²⁴

Introducción

Los vertimientos de aguas residuales de origen urbano, sin tratamiento previo, es una práctica generalizada en las ciudades y pueblos. La contaminación hídrica y del medio ambiente de la ciénaga de Mesolandia y sus alrededores se ve influenciada por la inadecuada disposición de vertimientos industriales y domésticos (Rincón, 2015), así como residuos sólidos en el caño de Soledad, cuya sedimentación es tan alta que taponan la comunicación con el río Magdalena y la ciénaga Grande de Malambo (CRA, 2012). Dentro de la normatividad ambiental asociada con el presente estudio, encontramos el Decreto Ley 1076 de 2015, la Resolución 631 de 2015 y la Resolución 000258 de 2011, los cuales son las bases jurídicas para la conservación de cuerpos de aguas; esta última define los criterios de calidad que debe tener la ciénaga Mesolandia y fue publicada por la Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA) en el año 2011.

La aplicación de modelos numéricos permite determinar el comportamiento de diferentes sustancias en la hidrosfera estudiada, pudiendo predecir posibles contingencias

22 Ingeniero Ambiental. Correo electrónico: jhernand28@cuc.edu.co.

23 Docente de planta. Universidad de la Costa. Correo electrónico: ftorres4@cuc.edu.co.

24 Ingeniero Ambiental. Correo electrónico: dmartine14@cuc.edu.co.

que ocasionen las actividades humanas. La ciénaga Mesolandia es un cuerpo de agua léntico que hace parte del departamento del Atlántico, Colombia, ubicada en la zona industrial del municipio de Soledad. Igualmente, es receptor de los vertimientos líquidos de industrias y barrios aledaños, teniendo como consecuencia que en los últimos años se evidencie su deterioro igual como el de varios cuerpos de agua del departamento debido a diferentes factores que confluyen para acabar con la fauna y flora acuática, dando como resultado el deterioro de la calidad de vida de los pobladores que obtienen sus sustentos de diferentes actividades encontradas en estos ecosistemas.

En el mismo orden de ideas, el objeto general del presente trabajo es implementar un modelo numérico bidimensional que tenga la capacidad de definir los procesos físico-químicos-biológicos de la ciénaga Mesolandia con el fin de simular correctamente el comportamiento hidrodinámico y de la calidad del agua, logrando evaluar ambientalmente los vertimientos de aguas residuales industriales y domésticas.

El modelo seleccionado para la modelación es el EFDC Explorer, el cual tiene la capacidad de realizar modelaciones de hidrodinámica y calidad del agua. El modelo ha sido aplicado e implementado con éxito en diversos casos de estudio a escala mundial, y en las dos últimas décadas se ha convertido en uno de los modelos hidrodinámicos más utilizados y técnicamente defendibles del mundo: se ha aplicado en más de 100 cuerpos de agua, así como para la gestión ambiental de los recursos hídricos (Kuo et al., 1996; Kim et al., 1998; Moustafa & Hamrick, 2000; Ji et al., 2000; Park et al., 2005; Lu & Li, 2009). EFDC Explorer utiliza métodos numéricos simplificados capaces de representar las leyes de masas en el transporte y transformación de contaminantes a través de las ecuaciones propias del modelo, esto con el fin de realizar una simulación del comportamiento hidrodinámico y de calidad del agua de los vertimientos industriales y domésticos que penetran la ciénaga.

Metodología

Para realizar las simulaciones de la dinámica del agua y la calidad de la misma se contó con una línea base de la ciénaga y la zona de estudio, que está basada en mediciones directas e indirectas.

Para la hidrodinámica se realizó la batimetría, adquiriendo datos de profundidades para su posterior interpolación. Los datos hidrometeorológicos que se utilizaron fueron obtenidos del Instituto de Hidrología, Meteorología y estudios Ambientales (IDEAM). Los datos de caudales de los caños fueron obtenidos a través de mediciones en campo.

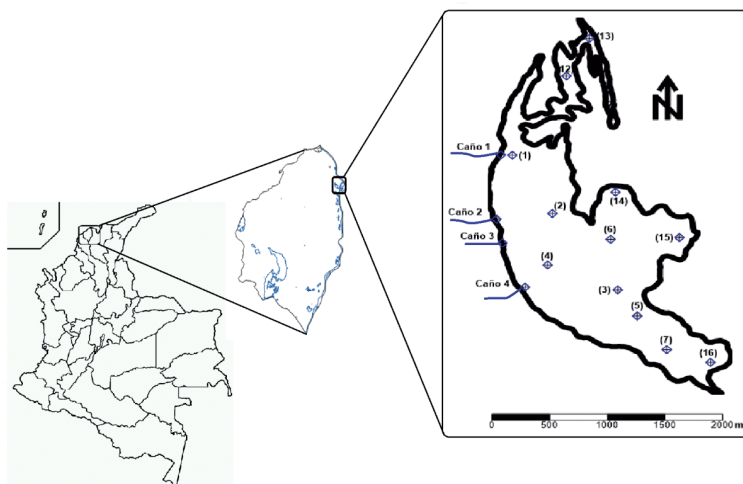
Para la calidad del agua se tomaron muestras para análisis en laboratorio y se realizaron mediciones in situ, tanto en la ciénaga como en los arroyos, cumpliendo metodológi-

camente con lo indicado en la Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas publicado por el IDEAM.

Descripción de la zona de estudio

La ciénaga Mesolandia se localiza entre los municipios de Soledad y Malambo, formando parte del complejo de humedales de la zona oriental del Departamento del Atlántico, con una superficie que abarca entre 240 y 337 hectáreas de acuerdo con las fluctuaciones de la dinámica del río Magdalena a lo largo del año. Está ubicada al suroriente de la cabecera municipal de Soledad, bordeando el río Magdalena, entre las coordenadas Magna-Sirgas X: 925622.94; Y: 1698322.03; X: 925833.16; Y: 1694382.78 (Arbat et al., s.f.). Hacia el norte comunica con el río Magdalena (a través del caño de Soledad) y hacia el sur con la ciénaga de Malambo (a través de caño Hondo). Su profundidad media en época de aguas bajas es de 1,2 m y en época de aguas altas, de 2,4 m aproximadamente. Esta ciénaga recibe vertimientos orgánicos e industriales provenientes principalmente de las empresas y barrios ubicados a su alrededor.

Figura 1. Ubicación de la zona de estudio, ciénaga Mesolandia



Fuente: elaboración propia.

Hace parte de la zona de inundación del río Magdalena y está conectada a los arroyos el Salado y el Platanal, del municipio de Soledad, y el Caracolí, del municipio de Malambo. La comunicación se da por bocas naturales y artificiales o por desbordamientos generalizados a lo largo de las orillas, en estados altos del río e intercomunicación entre las demás ciénagas de la zona (Arbat et al., s.f.). Esta ciénaga recibe vertimientos orgánicos e industriales provenientes de las empresas ubicadas a su alrededor y a través del caño de soledad,

principalmente. Se destaca la presencia de una compuerta construida con la intención de permitir una comunicación mucho más directa con el río Magdalena (CRA, 2012).

Criterios de calidad de la ciénaga Mesolandia

A nivel departamental, la Resolución 000258 de 2011 de la CRA, establece objetivos de calidad para las cuencas hidrográficas en su jurisdicción para el periodo 2011-2020. Igualmente, confirma que la cuenca del río Magdalena está conformada por las subcuencas 2904-2 (ciénaga Mesolandia), 2904-3 (ciénaga del Convento y Malambo), 2904-4 (ciénaga La Luisa) y define que con sectores que abarcan los humedales de la franja nororiental del departamento, receptores de las descargas de aguas residuales industriales y domésticas provenientes de los cascos urbanos de los municipios de Soledad, Malambo, Sabanagrande, Santo Tomas y Palmar de Varela, Baranoa y Polonuevo. En su artículo segundo define que las cuencas y tramos Clase I son aquellos cuyo potencial de uso del agua es prioritariamente para la preservación de la flora y la fauna y cuya calidad permite el consumo humano y doméstico con tratamiento convencional, así como el uso agrícola y pecuario. A su vez, en el artículo tercero se establecen los objetivos de calidad para el quinquenio 2011-2020 para las cuencas y tramos clasificados como clase I en la matriz de zonificación ambiental de cuencas y tramos. Esta resolución indica que el valor máximo en la ciénaga para los parámetros estudiados debe ser menor que 7 mg/L para la DBO₅, el oxígeno disuelto debe ser mayor que 3 mg/L, el nitrógeno amoniacal debe encontrarse por debajo de 0,7 mg/L y la temperatura inferior a los 40°C.

Descripción del modelo EFDC Explorer

Este modelo fue desarrollado inicialmente en el Virginia Institute of Marine Science y posteriormente fue patrocinado por la Environmental Protection Agency de Estados Unidos (US EPA). El modelo EFDC Explorer tiene la capacidad de analizar la hidrodinámica de forma tridimensional, resolviendo las ecuaciones de movimiento (verticalmente hidrostáticas) y de superficie libre, junto con las ecuaciones de continuidad y de balance de masa, es decir, con módulos acoplados de salinidad, temperatura, sedimentos y transporte de contaminantes adaptados a diferentes cuerpos de agua, incluyendo costas. Es un modelo adaptable a las características necesarias de los estudios sobre cuerpos de agua (Zhou et al., 2014). El modelo EFDC ha sido aplicado en el río Yangtsé, en China, con el fin de calibrar y validar el control diario de la elevación de la superficie del agua y utilizar los datos de concentración de sedimentos para simular el sedimento móvil en el lecho del río para los periodos de aguas altas (Jun et al. 2012). También se ha demostrado la utilidad de este modelo para contribuir a la restauración ecológica de Perdido Bay, en Estados Unidos (Xia et al., 2011). Entre otras aplicaciones importantes del EFDC destacan

la transferencia de agua para el control de la eutrofización en los lagos y la predicción de la temperatura del agua en los embalses y también como herramienta de gestión para la restauración de la calidad del agua (He et al., 2011; Li et al., 2011; Yang et al., 2012; Wu & Zu, 2011; Torres-Bejarano et al., 2015).

EFDC Explorer aplica en la modelación hidrodinámica las ecuaciones de movimiento (1) y (2), la ecuación de continuidad (3), la ecuación de estado (4) y las ecuaciones de transporte para la salinidad y la temperatura (5) y (6), estas ecuaciones son resultados integradamente en 2D y 3D.

$$\begin{aligned} & \overbrace{\frac{\partial(mHu)}{\partial t}}^1 + \overbrace{\frac{\partial(m_yHu u)}{\partial x}}^2 + \overbrace{\frac{\partial(m_xHvu)}{\partial y}}^2 + \overbrace{\frac{\partial(mwu)}{\partial z}}^2 - \overbrace{\left(mf + v \frac{\partial m_y}{\partial x} - u \frac{\partial m_x}{\partial y}\right)Hv}^3 = \overbrace{-m_yH \frac{\partial(g\zeta + p)}{\partial x}}^4 - \\ & \overbrace{m_y \left(\frac{\partial h}{\partial x} - z \frac{\partial H}{\partial x}\right) \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_v \frac{\partial u}{\partial z}\right)}^5 + Q_u \end{aligned} \quad \text{Ecuación (1)}$$

$$\begin{aligned} & \overbrace{\frac{\partial(mHv)}{\partial t}}^1 + \overbrace{\frac{\partial(m_yHuv)}{\partial x}}^2 + \overbrace{\frac{\partial(m_xHvv)}{\partial y}}^2 + \overbrace{\frac{\partial(mwv)}{\partial z}}^2 + \overbrace{\left(mf + v \frac{\partial m_y}{\partial x} - u \frac{\partial m_x}{\partial y}\right)Hu}^3 = \overbrace{-m_xH \frac{\partial(g\zeta + p)}{\partial y}}^4 - \\ & \overbrace{m_x \left(\frac{\partial h}{\partial y} - z \frac{\partial H}{\partial y}\right) \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_v \frac{\partial v}{\partial z}\right)}^5 + Q_v \end{aligned} \quad \text{Ecuación (2)}$$

En las ecuaciones (1) y (2), el término 1 representa la razón del cambio de la velocidad con respecto al tiempo. El término 2 son los componentes advectivos y representan el movimiento del fluido debido a las fuerzas inerciales. El término 3 es la aceleración de Coriolis en la curvatura y sobre las tensiones tangenciales del fondo, representada a través de la variación de la superficie libre. El término 4 es la fuerza de presión, representada a través de la variación de la superficie libre. Y el termino 5, los esfuerzos viscosos que dan origen a la turbulencia dentro del flujo.

$$\frac{\partial(m\zeta)}{\partial t} + \frac{\partial(m_yHu)}{\partial x} + \frac{\partial(m_xHv)}{\partial y} + \frac{\partial(mw)}{\partial z} = 0 \quad \text{Ecuación (3)}$$

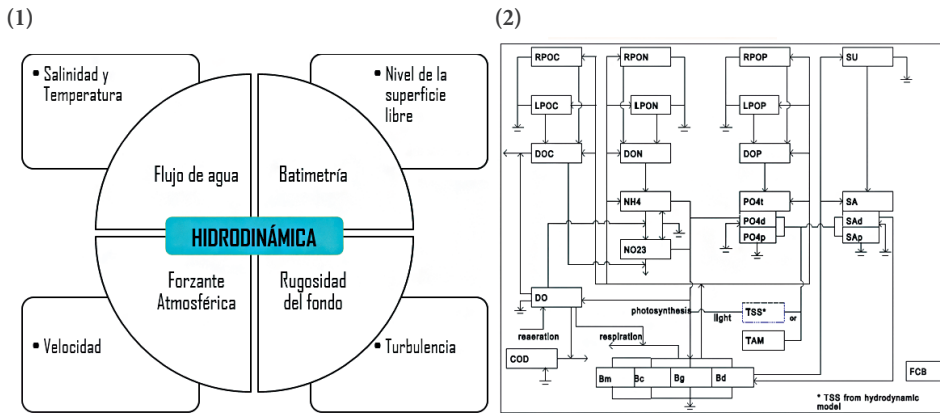
$$\rho = \rho(p, S, T) \quad \text{Ecuación (4)}$$

$$\frac{\partial(mHT)}{\partial t} + \frac{\partial(m_yHuT)}{\partial x} + \frac{\partial(m_xHvT)}{\partial y} + \frac{\partial(m_xwT)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_v \frac{\partial T}{\partial z}\right) + Q_T \quad \text{Ecuación (5)}$$

$$\frac{\partial(mHS)}{\partial t} + \frac{\partial(m_yHuS)}{\partial x} + \frac{\partial(m_xHvS)}{\partial y} + \frac{\partial(m_xwS)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(m \frac{1}{H} A_v \frac{\partial S}{\partial z}\right) + Q_S \quad \text{Ecuación (6)}$$

Donde u, v son las componentes de velocidad en las coordenadas horizontales (LT-1), x, y son las curvilíneas-ortogonales (L); m se define como la raíz cuadrada de los componentes diagonales (adimensional); H es la profundidad total, o la suma de la profundidad y la superficie libre (L); p es la presión física en exceso de la densidad referencial (ML-2); f es el parámetro de Coriolis (adimensional); A_v es la turbulencia vertical o viscosidad de Eddy (L²T-2); Q_u y Q_v son los términos de movimiento afluente-efluente [ML-3]; p representa las densidades (ML-3); T y S , la temperatura y la salinidad [ML-3]; A_b es la turbulencia vertical difusiva [L²T-1]; Q_S y Q_T incluyen la difusión turbulenta de escala horizontal de la malla [L²T-1].

Figura 2. Estructura del modelo EFDC Explorer- (1) Hidrodinámica;
(2) Calidad del agua



Fuente: elaboración propia.

Para el procesamiento de calidad de aguas, se desarrollan las ecuaciones de advección-difusión-reacción (7), oxígeno disuelto (8), nitrógeno amoniacal (9), demanda biológica de oxígeno-DBO (10), igualmente el modelo las resuelve integradas 2D y en 3D.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(wC)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + S_c \quad \text{Ecuación (7)}$$

En donde c es la concentración de la variable en la calidad del agua [ML-3], los componentes u, v, w definen las velocidades entre los ejes x, y, z [LT-1], las constantes K_x, K_y, K_z definen los coeficientes respecto a las difusiones turbulentas en las direcciones x, y, z , [L²T-1]; S_c son las fuentes o sumideros internos y externos por unidad de volumen, también se pueden catalogar como reacción de las variables de la calidad del agua.

$$\begin{aligned} \frac{\partial DO}{\partial t} = \sum_{c,d,g,m} \left[(1 + 0.3(1 - PN)P - (1 - FCD) \left(\frac{DO}{K_{HR} + DO} \right) BM \right] + AOCR(B) - \\ (AONT)(Nit)(NH_4) - AOCR(K_{HR})(DOC) - \left(\frac{DO}{K_{H_{COD}} + DO} \right) + K_{H_{COD}}(COD) + K_R(DO_s - \\ DO) + \frac{SOD}{\Delta V} + \frac{WDO}{V} \end{aligned} \quad \text{Ecuación (8)}$$

Donde, PN define la absorción de amoníaco por algas (adimensional); P es la tasa de producción de algas (T-1); FCD se define como fracción del metabolismo basal (adimensional); KHR es la constante media de saturación de oxígeno disuelto para algas del (ML-3); BM es la tasa de metabolismo basal de algas (T-1); AOCR se puede definir como la relación disuelta del oxígeno-carbono en la respiración; AONT se define como la masa de oxígeno disuelto consumido por unidad de masa de nitrógeno de amonio nitrificado (M); Nit es la tasa de nitrificación (T-1); NH₄ es la concentración de nitrógeno amoniacal (ML-3); AOCR es la relación disuelto en oxígeno-carbono en la respiración (M); KHR es la tasa de respiración heterotrófica de carbono orgánico disuelto (T-1); DOC es la concentración de carbono orgánico disuelto (ML-3); KHCOD es igual a la saturación constante del medio de oxígeno disuelto requerido para la oxidación de COD (ML-3); DO se interpreta como la concentración de oxígeno disuelto (ML-3), COD es la concentración de la demanda química de oxígeno (ML-3); Kr es el coeficiente de aireación (adimensional); DO_s la concentración saturada de oxígeno disuelto (ML-3); SOD es la demanda de oxígeno del sedimento (ML-2T-1); y WDO son las cargas externas de oxígeno disuelto (MT-1).

$$\begin{aligned} \frac{\partial NH_4}{\partial t} = \sum_{c,d,g,m} FNI * BM + FNIP * PN - PNP * ANCB + K_{DON} * DON - KNit * NH_4 + \\ \frac{BFNH_4}{\Delta z} + \frac{WNH_4}{V} \end{aligned} \quad \text{Ecuación (9)}$$

Donde NH₄ es la concentración del nitrógeno amoniacal; FNI es la fracción de nitrógeno metabolizado por algas generando nitrógeno inorgánico (adimensional); BM es la tasa de metabolismo basal de algas (T-1); FNIP se define como la fracción de nitrógeno producido y despojado como nitrógeno inorgánico (adimensional); PN es la preferencia por la captación de amonio en algas x (adimensional); P tasa de producción de algas (T-1); ANCB se define como la constante de relación algas-nitrógeno-carbono (M); KDON Tasa de mineralización de nitrógeno orgánico disuelto (T-1); DON es la concentración de nitrógeno orgánico disuelto (MT-1); KNit se define como tasa de nitrificación dada en la ecuación (T-1); BFNH₄ es el intercambio de flujo de agua y sedimentos de amonio, aplicada solo a la parte inferior de la capa (ML-2T-1); y WNH₄ son las cargas externas de amonio (MT-1).

$$\frac{\partial \text{DOC}}{\partial t} = \sum_{c,d,g,m} \left(\text{FCD} + (1 - \text{FCD}) \left(\frac{\text{KHR}}{\text{KHR} + \text{DO}} \right) \text{BM} \right) \text{BM} + K_{\text{RPOC}} \text{RPOC} + K_{\text{LPOC}} \text{LPOC} + K_{\text{HR}} \text{DOC} - \text{DenitDoc} + \frac{W_{\text{DOC}}}{V}$$

Ecuación (10)

Donde, DOC es la concentración de la DBO (ML-3); FCD se define como la fracción del oxígeno disuelto en función de la exudación metabólica por algas; KHR es la saturación del oxígeno por un grupo x de algas (ML-3T-1); DO es la concentración del oxígeno disuelto (ML-3); FCDP se define como fracción de carbono producido por la dilución del carbono orgánico disuelto; BM es la tasa de metabolismo basal de algas (T-1); KHR determina la tasa de respiración heterotrófica del carbono orgánico disuelto (T-1); KHR es la tasa de respiración heterotrófica del carbono orgánico disuelto [T-1]; Denit es la tasa de desnitrificación (T-1); WDOC cargas externas de carbono orgánico disuelto (MT-1).

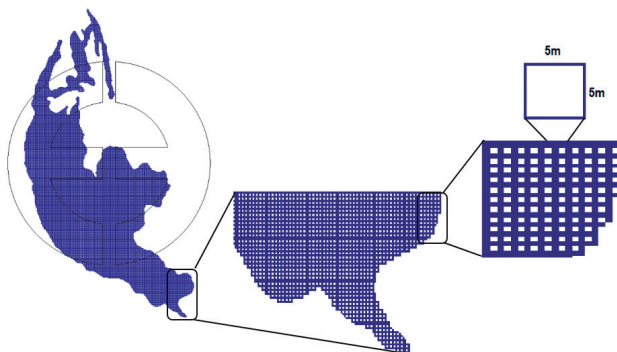
Resultados

Malla de cálculo

La malla numérica se generó utilizando el modelo EFDC Explorer, el cual proporciona un ambiente para el usuario donde la información geoespacial (tipo mapa) puede ser fácilmente sintetizada, generando lugares de cálculo para su posterior procesamiento, transformando así un espacio continuo en un espacio discreto. La generación de la malla de cálculo requiere de la definición del contorno y batimetría del cuerpo de agua definidos en los ejes XYZ.

La malla numérica utilizada para realizar las simulaciones tiene un $\Delta X = \Delta Y = 5 \text{ m}$, quedando con 384 elementos en la dirección X y 214 elementos en la dirección Y, para un total de elemento 82 176.

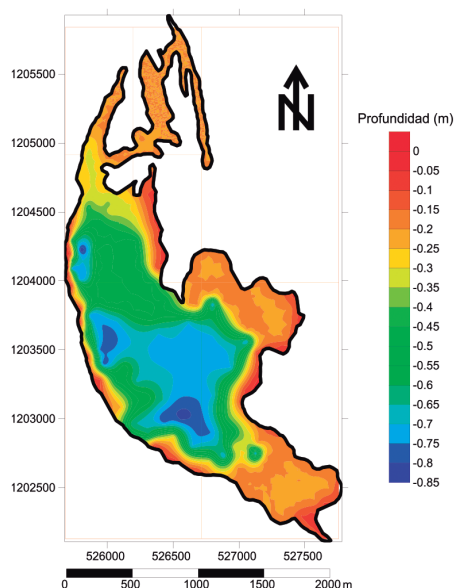
Figura 3. Configuración de la malla de cálculo



Batimetría

Para obtener las profundidades del agua se interpolaron los datos X (longitud) Y (latitud) Z (profundidad), arrojando como resultados las curvas de nivel de la ciénaga.

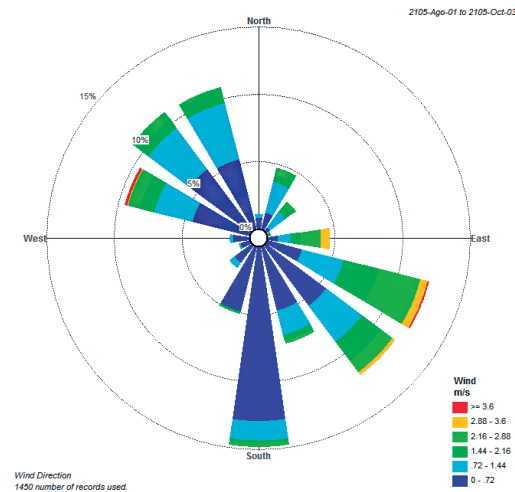
Figura 4. Batimetría ciénaga Mesolandia



Hidrometeorología

La hidrometeorología es fundamental para realizar el balance hidrológico del sistema que, junto a las salidas (captaciones y evaporación) y entradas (precipitación y vertimientos), el modelo numérico realiza un balance de materia que se fundamenta en la primera ley de la termodinámica. Igualmente, la forzante viento (condición de frontera) es una de las principales fuentes de energía necesaria para la generación de corrientes y, por lo tanto, para producir la energía cinética turbulenta que influye directamente en la mezcla y el transporte de sedimentos desde el fondo en estos cuerpos de agua, la dirección hacia donde se mueven los vientos en los cuerpos de aguas lenticos define la dirección hacia donde se mueve el espejo de agua. Los datos hidrometeorológicos fueron obtenidos de la estación Apto Ernesto Cortizos tx gprs [0029045190], perteneciente al IDEAM. Las figuras a continuación muestran los datos correspondientes en los meses de septiembre-octubre de 2015.

Figura 5. Rosa de los vientos



Calidad del agua

La calidad del agua indica las condiciones iniciales antes de realizar la modelación (línea base), que se definen en resultados físicos-químicos el estado de la ciénaga. En la tabla 1 se presentan sus resultados.

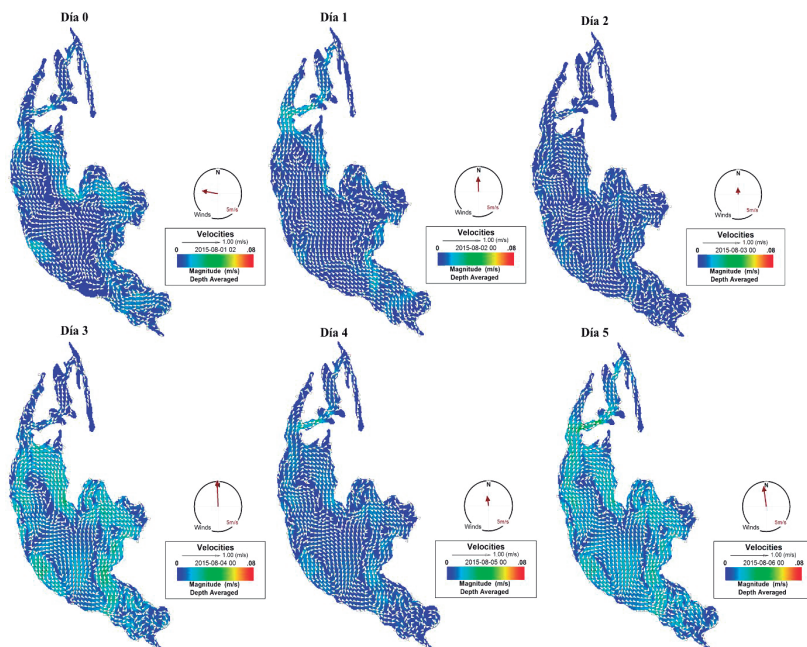
Tabla 1. Resultados de las condiciones iniciales

Nombre	Coordenadas (E - N)		Caudal (m3/s)	Temp (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NH4 (mg/L)
Caño 1	525762	1204515.5	0.0035	33	8.8	66	0.65
Caño 2	525731.9	1203872.4	0.005	31.2	1	66	18.5
Caño 3	525802.1	1203631.25	0.015	31	2.1	120	12
Caño 4	525962.4	1203189 N	0.015	32.9	0.5	68.4	3.5
Mesolandia	Constante			32	5	43	0.12

Hidrodinámica

En la figura 6 se evidencia el resultado de la simulación hidrodinámica, observándose los resultados de las velocidades (magnitudes) y la dirección predominante del agua (vectores). Se supuso que los vientos actúan desde el epicentro de la ciénaga, los caudales de vertimiento son constantes, el coeficiente de Manning es del 0,025, implementándose un incremento temporal del 0,4s y un tiempo de simulación de los primeros cinco días del mes de agosto.

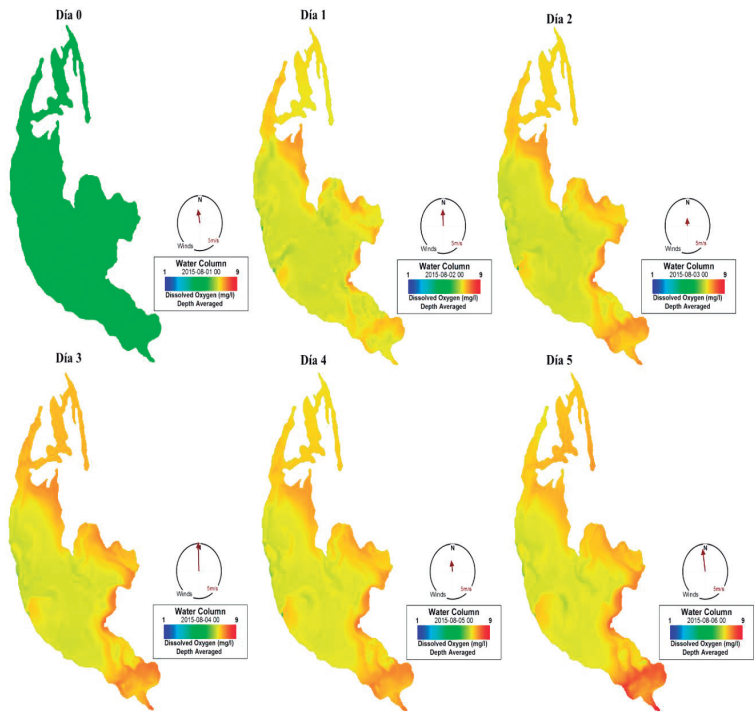
Figura 6. Resultados de la hidrodinámica, ciénaga Mesolandia



El movimiento del agua se encuentra en función de las condiciones de fronteras (flujos vertientes, velocidad y dirección del viento), como se observa en la figura 6, la velocidad del agua es baja y sus velocidades mayores se encuentran en las zonas de mezclado por vertimientos y áreas menores, resultando valores máximos y mínimos de 0,8 y 0,001 m/s respectivamente. Los vectores que definen la dirección del agua predominan hacia la dirección NW debido al rumbo con que se encuentra el viento en la zona, también se puede destacar que existen zonas muertas ($v=0$).

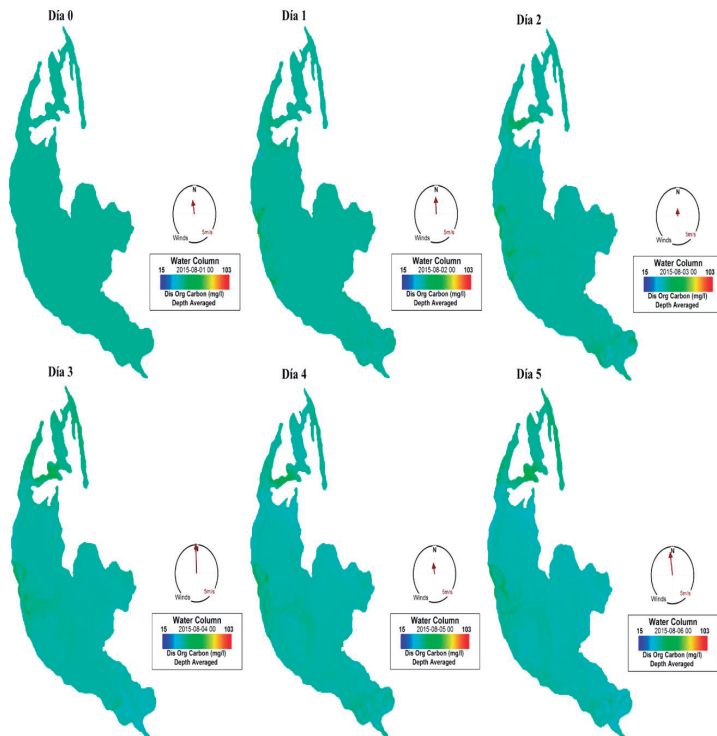
Oxígeno disuelto

Figura 7. Simulación oxígeno disuelto (mg/L)



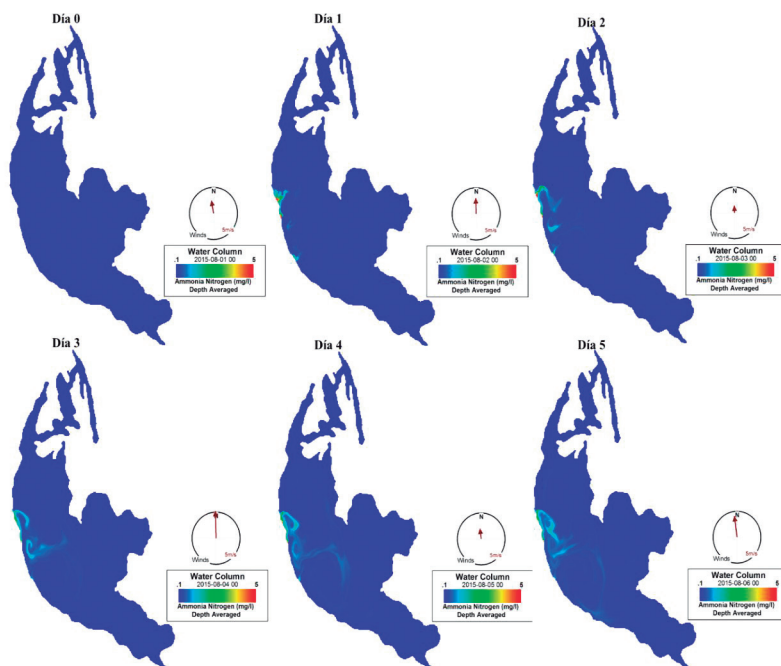
Demanda bioquímica de oxígeno

Figura 8. Simulación DBO (mg/L)



Nitrógeno amoniacal

Figura 9. Simulación nitrógeno amoniacal (mg/L)



La calidad actual de la ciénaga (condiciones iniciales) no cumple en algunos parámetros con los criterios de calidad indicados en la resolución 000258 de 2011, pero para otros se encuentran unas concentraciones favorables. Para la DBO debe encontrarse menor de 7 mg/L y se analiza que posee una concentración aproximada de 40 mg/L en toda el área. El oxígeno disuelto presenta concentraciones adecuadas para la ciénaga ya que cumplen con los criterios de calidad, con valores mayores a 3 mg/L, resultando en un promedio de 7 mg/L. La temperatura tiene un comportamiento adecuado para la ciénaga obteniéndose valores menores de 38°C a lo largo de toda la ciénaga. Sin embargo, el nitrógeno amoniacal se encuentra en concentraciones del 0,12mg/L como promedio, el cual en condiciones de calidad se debe encontrar menor de 0,7 mg/L.

Conclusiones

En este proyecto de investigación se realizó la modelación hidrodinámica y de la calidad del agua de la ciénaga Mesolandia a través de la aplicación del modelo comercial EFDC Explorer, logrando definir el comportamiento de los vertimientos que llegan a este cuerpo de agua.

Los resultados simulados permitieron determinar el comportamiento de la temperatura, oxígeno disuelto, nitrógeno amoniacal y DBO en la ciénaga, así como los impactos que tienen estos vertimientos de aguas residuales industriales y domésticas.

No obstante, las simulaciones permitieron observar que la ciénaga Mesolandia es capaz de asimilar la carga de nitrógeno amoniacal, mostrando valores menores en otras áreas del cuerpo de agua.

Por otra parte, los resultados que se muestran en la modelación de son una herramienta para la planificación del cuerpo de agua, se recomienda plantear el objetivo de lograr su recuperación y la ciénaga llegue a los criterios de calidad otorgado por la autoridad ambiental pudiéndose reactivar las diferentes actividades de pesca y agricultura para el beneficio ambiental, social y económico de la población atlanticense.

Referencias

- Arbat, M., González, O., Salgado, A., Sánchez, M., Bladé, E., & Dolz, J. (s.f.). *Modelación unidimensional del Embalse de Ribarroja de Ebro con DYRESM*. Grupo de Investigación FLUMEN. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA). (2012). *Plan de acción 2012-2015. Desarrollo con sostenibilidad ambiental*. Barranquilla, Colombia.
- He, G., Fang, H, Bai, S., Liu, X., Chen, M., & Bai, J. (2011). Application of a Three-Dimensional Eutrophication Model for the Beijing Guanting Reservoir, China. *Ecological Modelling*, 222(8), pp. 1491-1501.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y estudios Ambientales (IDEAM). (s.f.) *Guía para el monitoreo de aguas superficiales y subterráneas*. Bogotá, Colombia.
- Ji, Z.G., Morton, M.R., & Hamrick, J.M. (2001). Wetting and drying simulation of estuarine recesses, *Estuar. Coast. Shelf S.*, 53, 683-700.
- Jun, Q., Zhifeng, Y., & Zhenyao, S. (2012). Three-Dimensional Modeling of Sediment Transport in the Wuhan Catchments of the Yangtze River. *Procedia Environmental Ecological*, 13, 2437-2444.

- Kim, S.C., Wright, D.L., Maa, J.P.Y., & Shen J. (1998). Morphodynamic Responses to Extratropical Meteorological Forcing on the Inner Shelf of the Middle Atlantic Bight: Wind Wave, Currents, and Suspended Sediment Transport. En: Spaulding, M.L., & Blumberg, A.F. (Eds.), *Estuarine and Coastal Modeling V*. New York: ASCE, 456-466.
- Kuo, A.Y., Shen, J., & Hamrick J.M. (1996). The effect of acceleration on bottom shear stress in tidal estuaries. *ASCE J. Waterw. Port Coast. Ocean Eng.*, 122, 75-83.
- Li, Y., Acharya, K., & Yu, Z. (2011). Modeling Impacts of Yangtze River Water Transfer on Water Ages in Lake Taihu, China. *Ecological Engineering*, 37(2), 325-335.
- Luo, F., & Li, R.J. (2009) Water environment simulation for North Jiangsu offshore sea based on EFDC, *J. Water Resour. Prot.*, 1, 41-47.
- Moustafa, M.Z., & Hamrick, J.M. (2000). Calibration of the wetland hydrodynamic model to the Everglades Nutrient Removal Project, *Water Qual. Ecosys. Model*, 1, 141-167.
- Park, K., Jung, H.S., Kim, H.S., Ahn, S.M. (2005). Three-Dimensional Hydrodynamic Eutrophication Model (HEM-3D): Application to Kwang-Yang Bay, Korea, *Mar. Environ. Res.*, 60, 171-193.
- Rincón, W. (2015). *Plan de Educación Ambiental "COAMCO". Campaña de Educación Ambiental: Cartilla de Buenas Prácticas Ambientales*. Bogotá, Colombia: Colombotex Ltda.
- Torres-Bejarano F., J. Padilla, C. Rodríguez-Cuevas, & R. Cantero. (2015). *Hydrodynamics modelling utilizing the EFDC Explorer model for the sustainable management of Canal del Dique-Guajaro hydrosystem, Colombia*. Faculty of Environmental Sciences, Coast University Colombia and the Faculty of Engineering, University of San Luis Potosí Mexico.
- Wu, G., & Xu, Z. (2011). Prediction of Algal Blooming Using EFDC Model: Case study in the Daoxiang Lake. *Ecological Modelling*, 222(6), 1245-1252.
- Xia, M., Craig, P. M., Wallen, C. M., Stoddard, A., Poulsen, J. M., Peng M., Schaeffer, B., & Liu, Z. (2011). Numerical Simulation of Salinity and Dissolved Oxygen at Perdido Bay and Adjacent Coastal Ocean. *Journal of Coastal Research*, 27(1), 73-86.
- Yang, M., Li, L., & Li, J. (2012). Prediction of Water Temperature in Stratified Reservoir and Effects on Downstream Irrigation Area: A case study of Xiaohushan reservoir. *Physics and Chemistry of the Earth*, 53(54), 38-42.
- Zhou, J., Falconer, R., & Lin, B. (2014). Refinements to the EFDC Model for Predicting the Hydro-Environmental Impacts of a Barrage Across the Severn Estuary. *Renewable Energy*, 62, 493.

Análisis de las precipitaciones en la cuenca del río de Bogotá utilizando el método de regresión lineal múltiple

JUAN MANUEL SÁNCHEZ CÉSPEDES²⁵

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA²⁶

CÉSAR AUGUSTO GARCÍA UBAQUE²⁷

Introducción

El impacto de las precipitaciones en cualquier comunidad puede ser significativo por las consecuencias de estas en la economía y también sus impactos ambientales. Un ejemplo de ello es el que se presenta en la agricultura, la cual correspondió al 6,19 % del PIB en Colombia para el 2015 (DANE, 2016); esta actividad económica en la cuenca del río Bogotá se presenta principalmente en la cuenca alta, donde se encuentran ubicados cultivos de papa, estos a su vez contaminan las aguas del río debido a los fungicidas utilizados (Ramos & Gónima, 2014). La principal relación entre las precipitaciones y la agricultura radica en que el comportamiento de las lluvias son un factor determinante en el proceso de cultivo y una variación fuerte en los comportamientos de las precipitaciones producen que se disminuya significativamente la producción del producto, y por consiguiente un aumento de los precios por la disminución de la oferta. Otro ejemplo de las consecuencias

25 Ingeniero electrónico, especialista en teleinformática, magister en administración. profesor asistente, Facultad de Ingeniería, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia. Grupo de Investigación GIIRA. jmsanchezcespedes@gmail.com.

26 Ingeniero sanitario y ambiental, magister en ingeniería ambiental, PhD (candidato). Profesor asociado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Director del grupo de investigación AQUA-FORMAT. jprodriguezmi@udistrital.edu.co.

27 Ingeniero civil. Doctor en ingeniería. Profesor asociado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Director de grupo de investigación GIICUD. cagarciau@udistrital.edu.co.

en la economía se presentan cuando hay un aumento significativo en el volumen de las precipitaciones y también en sus tiempos de duración, porque trae como consecuencias deslizamientos de tierra, inundaciones, aumento de mosquitos y de enfermedades que afectan el sector agropecuario, la infraestructura vial y la salud pública (IDEAM et al., 2014), lo cuales son impactos negativos en el bienestar de los integrantes de la comunidad.

En caso contrario, una ausencia prolongada de lluvias trae dos consecuencias principales: la primera cae en la producción agrícola, la cual reduce se producción y por ende genera un aumento de precios y por lo tal, de la inflación, que según algunos estudios puede incrementarla hasta en un 4 % (Banco de la Republica, 2007); la segunda consecuencia se presenta en la generación de energía eléctrica, debido a que en el país las principales fuentes de generación de energía son las hidroeléctricas, las cuales generan el 70 % del total (Unidad de Planeación Minero Energético, 2014), donde su principal insumo son los niveles de agua en sus embalses, entonces la usencia de lluvias provoca una disminución de estos y por ende puede provocar que se presenten cortes de energía eléctrica como en 1991. Esto claramente afecta la productividad del país y sus regiones.

Metodología

La metodología utilizada en la investigación fue, en primer lugar ubicar tres muestras sobre la cuenca del rio Bogotá, una por cada sector de la cuenca. Las cuencas y los municipios que la componen se pueden observar en la tabla 1.

Tabla 1. Cuenca del rio Bogotá

Cuenca	Municipios
Alta	Villapinzón, Chocontá, Suesca, Sesquilé, Gachabcpa, Tocancipá, Zipaquirá, Cajicá, Sopo, Chía, Cota, Nemocón, Cogua, Guatavita, Guasca, Tabio y Tenjo.
Media	Bogotá, Funza, Mosquera, Soacha, Sibaté, Subachoque, El Rosal, Madrid, Bojacá y Facatativá.
Baja	San Antonio del Tequedama, Tena, El Colegio, Anapoima, Apulo, Tocaima, Agua de Dios, Ricaurte, Girardot, Zipacón, Anolaima, Cahipai y Viotá.

Fuente: elaboración por los autores.

La forma de determinar las muestras de las estaciones a utilizar fueron las que tuvieran la mayor cantidad de datos históricos de precipitaciones, por lo cual se tomaron los siguientes puntos: para la cuenca alta se tomó Nemocón como punto de muestreo, en la cuenca media se tomó Funza y en la cuenca baja se tomó el municipio de Apulo. Luego de determinar los puntos de muestreo se promedió el volumen de precipitaciones en cada una de las cuatro estaciones climáticas en el año que se han determinado, las cuales son:

1. Diciembre, enero y febrero (DEF).
2. Marzo, abril y mayo (MAM).
3. Junio, julio y agosto (JJA).
4. Septiembre, octubre y noviembre (SON).

El valor promedio obtenido será el utilizado para la variable dependiente, la cual es precipitación. Ya con la variable dependiente es necesario determinar las variables independientes, para ello se tomó de base la afirmación que la variación de las precipitaciones depende principalmente de la estación del año en el cual se encuentre y también depende si se presenta o no algún fenómeno climático como El Niño o La Niña. Adicionalmente, estas variables independientes también están alineadas con las preguntas de investigación que se desean resolver las cuales son:

- ¿Cuál es el volumen de precipitaciones esperadas en cada estación climática en la cuenca del río Bogotá?
- ¿Cuál es el grado de afectación de los fenómenos de El Niño y La Niña en las precipitaciones del río de Bogotá?

$$Precipitaciones = P_1 * DEF + P_2 * MAM + P_3 * JJA + P_4 * SON + P_5 * Niño + P_6 * Niña$$

Ecuación (1)

Los pesos de las variables (P1 a P6), resuelven las preguntas de investigación. A continuación, se explica cada peso y el significado del valor esperado.

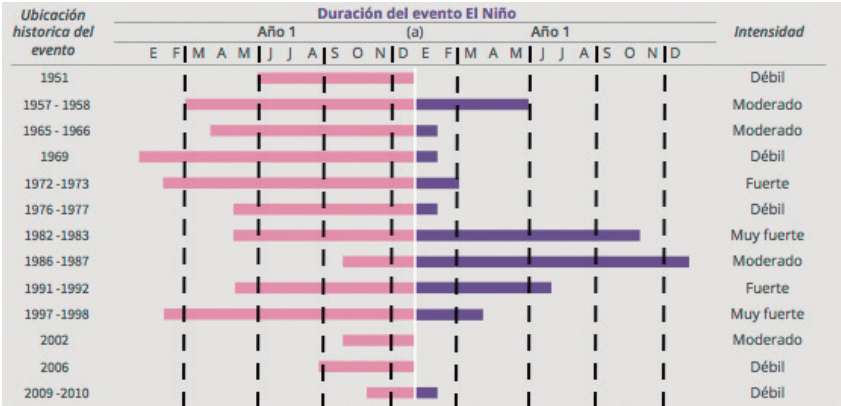
- P1: Este peso representa al volumen promedio esperado de precipitaciones en el primer trimestre correspondiente a la primera estación del año (DEF).
- P2: Este peso representa al volumen promedio esperado de precipitaciones en el segundo trimestre correspondiente a la segunda estación del año (MAM).
- P3: Este peso representa al volumen promedio esperado de precipitaciones en el tercer trimestre correspondiente a la tercera estación del año (JJA).
- P4: Este peso representa al volumen promedio esperado de precipitaciones en el primer trimestre correspondiente a la primera estación del año (SON).
- P5: Es la variación en el volumen de precipitaciones que es afectado por la presencia del fenómeno de El Niño en la cuenca.
- P6: Es la variación en el volumen de precipitaciones que es afectado por la presencia del fenómeno de La Niña en la cuenca.

Los valores que pueden tomar las variables independientes es de tipo binario, en el cual 1 representa presencia del fenómeno o situación y 0 la ausencia de este. Por ejemplo, si el valor de la muestra de la precipitación se realizó en abril y había presencia del fenómeno de El Niño, el valor de las variables será:

- DEF: 0,
- MAM: 1.
- JJA: 0.
- SON: 0.
- Niño: 1.
- Niña: 0.

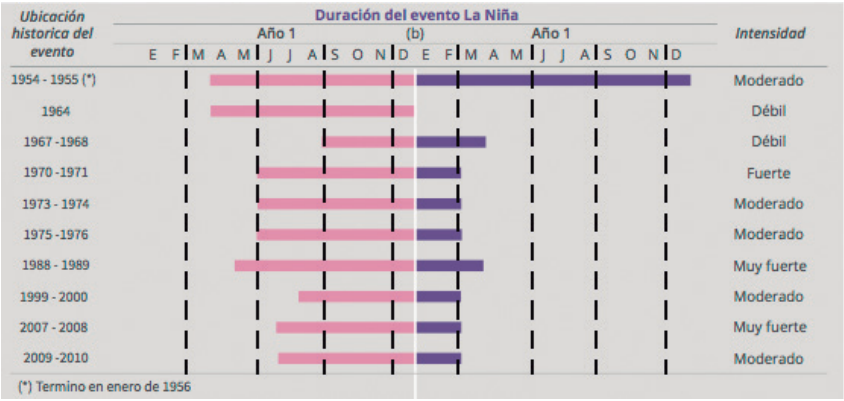
Es claro recordar que los fenómenos de El Niño y La Niña son mutuamente excluyentes. La información utilizada para completar los valores de las variables de El Niño y La Niña fueron tomados del artículo del IDEAM titulado Evolución de precipitación y temperatura durante los fenómenos El Niño y La Niña en Bogotá - Cundinamarca (1951 - 2012), estos se pueden observar en las figuras 1 y 2.

Figura 1. Fenómeno de El Niño (1951-2012)



Fuente: IDEAM et al. (2014).

Figura 2. Fenómeno de La Niña (1951-2012)



Fuente: IDEAM et al. (2014).

Para la construcción de los valores se tomó como presencia de los fenómenos la intensidad muy fuerte, fuerte y moderado y se descartó con intensidad débil.

Ya con los valores de las variables dependientes y las variables independientes, el siguiente paso es decidir la herramienta a utilizar para determinar los diferentes pesos de la ecuación, por lo cual se decidió que la herramienta sería la de regresión lineal múltiple. A continuación, se presenta los resultados obtenidos.

Resultados y análisis

Luego de realizar el procesamiento de los datos utilizando regresión lineal múltiple, en la tabla 2 se observan los valores obtenidos de R2 y R2 ajustado, para los tres casos analizados.

Tabla 2. Valores R de las regresiones.

Sector	Municipio	R2	R2 Ajustado
Cuenca alta	Nemocón	0,408397367	0,383329459
Cuenca media	Funza	0,487557207	0,464680297
Cuenca baja	Apulo	0,343959087	0,269408984

Fuente: elaboración por los autores.

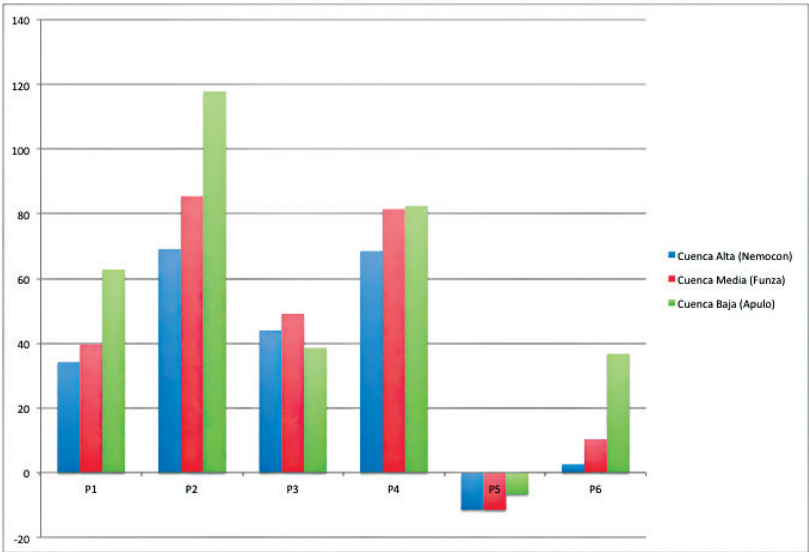
Los valores de los pesos que se obtuvieron a partir de los coeficientes de la regresión para las muestras de las tres cuencas se pueden observar en la tabla 3.

Tabla 3. Valores P de las ecuaciones de precipitaciones.

Sector	Municipio	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Cuenca alta	Nemocón	34,17861	69,16368	43,98515	68,49653	-11,4852	2,70097
Cuenca media	Funza	39,64398	85,46049	49,0963	81,45897	-11,55368	10,36963
Cuenca baja	Apulo	62,77095	117,83735	38,58165	82,49228	-6,71491	36,74337

Fuente: elaboración por los autores.

Figura 3. Valores P de las ecuaciones de precipitaciones



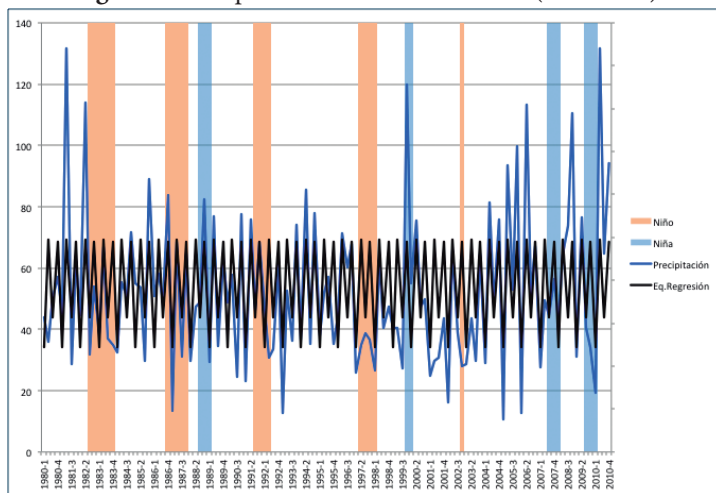
Fuente: elaboración por los autores.

Al observar los pesos obtenidos se puede determinar que de las cuatro estaciones hay tipos de estados uno que se puede llamar de invierno, en cual hay un volumen considerable de lluvias que corresponde a los trimestres MAM y SON. El otro estado sería el de verano, en el cual se presentan pocas precipitaciones que corresponde a los trimestres de DEF y JJA. El comportamiento de las estaciones de verano en las cuencas altas y media son similares, en la cual el trimestre DEF para ambas se presenta un verano más intenso. En cambio para la cuenca baja el primer trimestre presenta un verano leve a comparación de las otras dos cuencas; el tercer trimestre JJA en las tres cuencas tiene comportamientos similares. Para las estaciones de invierno, el segundo trimestre MAM, el más intenso se presenta en la cuenca baja, el invierno con intensidad intermedia se presenta en la cuenca media y en la cuenca baja se presenta el más leve de

las tres cuencas. Con respecto al trimestre SON que también es de invierno, el comportamiento de las precipitaciones es muy similar en las cuencas baja y media, y en la cuenca alta las precipitaciones son inferiores comparativamente. Al observar P5 correspondiente al fenómeno de El Niño se evidencia que sí provocan una disminución en las precipitaciones sobre las cuencas, en las cuales la influencia es mayor en las cuencas alta y media, que con respecto a la baja. Con respecto al fenómeno de La Niña la influencia de este en el aumento de las precipitaciones en la cuenca alta es prácticamente nula, en la cuenca media si provoca un aumento en las precipitaciones y por último en la cuenca baja la influencia del fenómeno de La Niña es muy alta por lo cual induce un aumento muy significativo en las lluvias.

Para profundizar el análisis de la influencia de los fenómenos de El Niño y La Niña se graficó el comportamiento real de las precipitaciones en los tres puntos analizados. También se graficó la ecuación de precipitaciones hallada sin P5 y P6, y así observar las precipitaciones esperadas sin la presencia de los fenómenos de El Niño y La Niña y poder compararlo con la real. Para complementar el análisis, se graficó la presencia del fenómeno de El Niño y La Niña por aparte por medio de franjas, en los cuales se esperaría que en el momento que se presente discrepancias entre el real y el esperado es porque se tiene la presencia de alguno de estos fenómenos. En las figuras 4, 5 y 6 se presentan descritas en cada uno de los puntos de muestreo.

Figura 4. Precipitaciones en la cuenca alta (Nemocón)

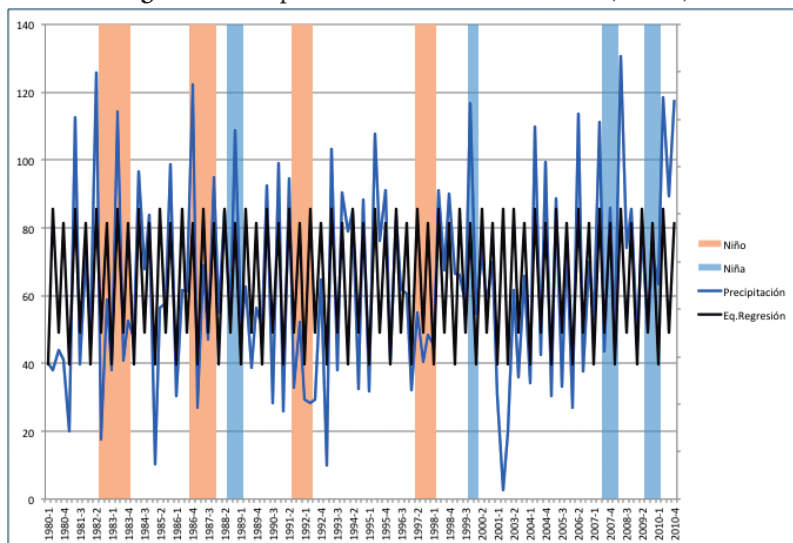


Fuente: elaboración por los autores.

Como ya se mencionó, en la cuenca alta el fenómeno de El Niño tiene una influencia en la disminución de las lluvias y el fenómeno de La Niña su influencia es prácticamente nula. Al

observa la figura 4 se corrobora lo analizado previamente, pero también muestra épocas de verano y de inviernos con mayor frecuencia que no pueden ser atribuibles a dichos fenómenos.

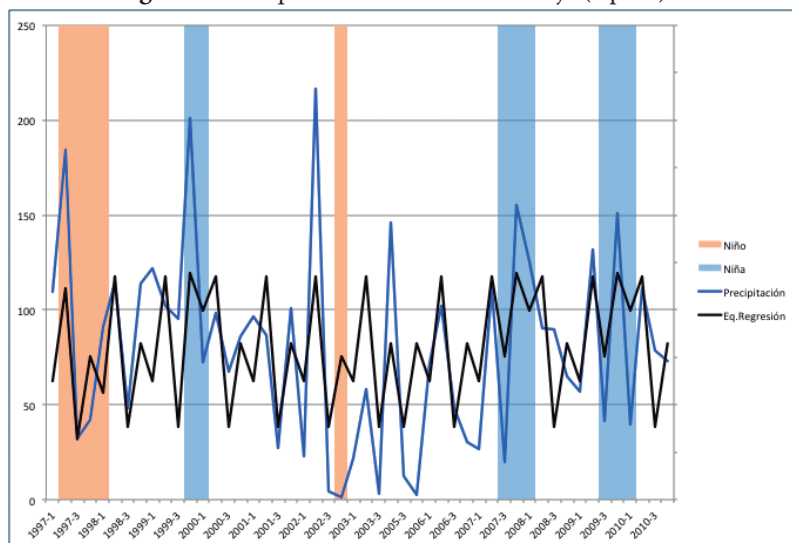
Figura 5. Precipitaciones en la cuenca media (Funza)



Fuente: elaboración por los autores.

En la cuenca media se había encontrado que sí hay influencia de los fenómenos de El Niño y de La Niña en las precipitaciones de la zona, en la figura 5 se ve claramente esta situación. Pero también se observa que en algunos casos hay un aumento o disminución de las lluvias con respecto a las esperadas, aunque no se presente alguno de los dos fenómenos.

Figura 6. Precipitaciones en la cuenca baja (Apulo)



Fuente: elaboración por los autores.

Por último, en la cuenca baja se había encontrado que la influencia del fenómeno de El Niño era baja, en cambio el de La Niña era alta, lo cual es coherente con lo que muestra la figura 6, pero también se observan algunos casos donde hay cambios del comportamiento de las precipitaciones que no se relacionan con el fenómeno de El Niño y La Niña.

Conclusiones y recomendaciones

Se evidencia que efectivamente hay cuatro periodos de estaciones los cuales se clasifican en dos estados invierno y verano.

Las épocas de verano son mas fuertes en la cuenca alta y media que en la baja; y también coincide que la influencia de El Niño que genera una disminución en las lluvias sea más severa en las cuencas alta y media.

El trimestre de invierno MAM es mucho más fuerte en la cuenca baja que en la media, y en la cuenca media es más alta que la cuenca alta. Esta situación es muy coherente con la influencia del fenómeno de La Niña, donde influye significativamente en la cuenca baja, su influencia es media en la cuenca media y es prácticamente nula en la cuenca alta.

A partir de las conclusiones dos y tres se puede afirmar que hay una relación del aumento o disminución de las lluvias y de la influencia de los fenómenos de El Niño y La Niña, según su ubicación geográfica, en la cual la cuenca alta se ve mayormente afectada

por las estaciones verano. En cambio, la cuenca baja se ve fuertemente influenciada en las estaciones de invierno.

Se recomienda para trabajos futuros aplicar como herramientas adicionales, y así mejorar los resultados encontrados, técnicas de econometría espacial, porque observa la relación e influencia en el comportamiento de las precipitaciones según su ubicación dentro de la cuenca.

También se recomienda en futuras investigaciones analizar otras variables independientes que puedan justificar las variaciones fuertes del comportamiento de las lluvias que no se relacionen con el fenómeno de El Niño o de La Niña.

Referencias

- DANE. (2016). *Cuentas económicas nacionales trimestrales-PIB*. Recuperado de <http://www.dane.gov.co/index.php/pib-cuentas-nacionales/cuentas-trimestrales>
- Ramos, E., & Gónima, N. (Julio de 2014). *Cuenca alta del río Bogotá*. [Entrada de blog] Recuperado de <http://blogs.elespectador.com/el-rio/2014/07/24/cuenca-alta-del-rio-bogota-donde-empiezan-los-problemas/>
- IDEAM, PNUD, Alcaldía de Bogotá, Gobernación de Cundinamarca, CAR, Corpogua-vio, Instituto Alexander von Humboldt, Parques Nacionales Naturales de Colombia, MADS, & DNP. (2014). *Evolución de precipitación y temperatura durante los fenómenos el Niño y la Niña en Bogotá - Cundinamarca. Plan Regional Integral de Cambio Climático para Bogotá Cundinamarca (PRICC)*. Bogotá.
- Banco de la República. (Enero de 2007). *El fenómeno de El Niño y su posible impacto en Colombia*. Recuperado de http://www.banrep.gov.co/docum/Lectura_finanzas/pdf/92.pdf
- Unidad de Planeación Minero Energético. (2014). *Estudio de generación eléctrica bajo escenario de cambio climático*. Recuperado de http://www1.upme.gov.co/sites/default/files/generacion_electrica_bajo_escenarios_cambio_climatico.pdf

Comportamiento de un polímero natural (*quitosano*) durante el post-tratamiento de aguas asociadas a la producción de aceite de palma

ALCIDES ANTONIO TORREGROZA MOZO²⁸

YIM JAMES RODRÍGUEZ DÍAZ²⁹

JAIME LUIS ARIZA RESTREPO³⁰

EVA SANDRITH BAQUERO RAMÍREZ³¹

LUIS HERNANDO MONTOYA ARMENTA³²

Introducción

Las aguas residuales industriales originadas durante la producción de aceite de palma representan una gran problemática ambiental y social. Generan efluentes líquidos que contienen compuestos altamente contaminantes y perjudiciales para el medio ambiente y la salud humana, si superan los límites permitidos y no se tratan correctamente. Estos contaminantes presentan características físico-químicas específicas, dentro de las que se

28 Ingeniero químico, especialista en química orgánica. Docente de la Universidad Popular del Cesar, Colombia. alcidestorregroza@unicesar.edu.co.

29 Ingeniero del medio ambiente, magíster en ingeniería ambiental. Docente de la Universidad Popular del Cesar, Colombia. yimrodriguez@unicesar.edu.co.

30 Ingeniero ambiental y sanitario. Universidad Popular del Cesar, Colombia. jaluarre@hotmail.com.

31 Ingeniera ambiental y sanitaria. Universidad Popular del Cesar, Colombia. evasandrith0993@hotmail.com.

32 Ingeniero químico, PhD. ingeniería ambiental. Director del Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad Popular del Cesar. Líder del grupo de investigación Estudios sanitarios y ambientales (E.S.A.), Colombia. luismontoya@unicesar.edu.co.

destacan: bajo pH, elevada temperatura, alto contenido de sólidos y constituyentes orgánicos e inorgánicos, entre otros (Comisión Nacional del Medio Ambiente, 1998), presentando además un elevado consumo de agua.

La biotecnología se puede definir como “toda aplicación tecnológica que utiliza sistemas biológicos y organismos vivos o derivados, para la creación o modificación de productos o procesos para un uso específico” (Naciones Unidas, 1992). De modo que el hecho de utilizar la herramienta que los microorganismos nos proporcionan de manera natural hace que estos procesos biotecnológicos sean cada vez más extendidos para el manejo de residuos líquidos, de forma más económica y amigable con el ambiente.

Por otra parte, se ha demostrado que la implementación de biopolímeros podría garantizar una reducción en costos de insumos y una óptima eficiencia en la remoción de materia orgánica. Dado lo anterior, el quitosano descrito como un polímero catiónico lineal, biodegradable, no tóxico, de alto peso molecular, de fácil aplicación y amigable con el ambiente, podría aprovecharse dadas sus excelentes propiedades tales como la biodegradabilidad, biocompatibilidad, capacidad de absorción, floculación, coagulación, entre otras. Este polímero es usado en áreas de trabajo como la química analítica, biomedicina, agricultura y ganadería, cosmetología, dietéticos, en la industria de papel, textil, en la industria alimentaria y tratamientos de aguas (Larez, 2003).

Por lo anteriormente expuesto, y teniendo en cuenta que los efluentes de este tipo de aguas residuales presentan altos niveles de contaminantes persistentes, que son el objeto de estudio a través de la eficacia de un coagulante natural quitosano durante el post-tratamiento de los efluentes del sistema de tratamiento biológico, se evalúa su eficacia a distintas concentraciones como una alternativa viable desde el punto de vista técnico, económico y ambiental, que ayudaría a minimizar los impactos negativos generados por este tipo de aguas. Para llevar a cabo esta investigación se realizó una caracterización de las aguas residuales de producción de aceite de palma generadas en la empresa OLEO-FLORES S.A., ubicada en el municipio Agustín Codazzi (Cesar). La simulación del proceso coagulación-floculación se desarrolló en el laboratorio de mecánica de fluidos de la Universidad Popular del Cesar, evaluando el comportamiento del coagulante en la remoción de los parámetros tales como DQO, AyG, SST, SSV y pH.

Metodología

Muestreo

Las muestras de agua residual usadas en esta investigación se recolectaron en la hacienda Las Flores propiedad del grupo empresarial OLEOFLORES S.A., ubicada en el municipio de Agustín Codazzi, departamento del Cesar (Colombia).

Se realizaron muestreos simples en el efluente de la última laguna de maduración, el agua recolectada se almacenó en recipientes plásticos de 20 L y se conservaron a 4 °C. Para el análisis de aceites y grasas se emplearon envases de vidrio ámbar de 350 mL conservados con ácido clorhídrico (IDEAM, 2007), luego fueron trasladadas al laboratorio de la Universidad Popular del Cesar para su respectivo tratamiento.

Diseño experimental

Se realizó un diseño experimental completamente al azar, con seis tratamientos. Para este diseño se hicieron unas pruebas preliminares con quitosano usando dosis desde 10 mg/L hasta 1000 mg/L. Lo anterior se realizó con el fin de encontrar el rango óptimo del cual se tomaron las cinco mejores dosis que fueron 500, 600, 700, 800 y 900 mg/L. Para este diseño experimental se realizaron pruebas de jarras con un tiempo de mezcla rápida de dos minutos y una velocidad de agitación de 125 rpm, mezcla lenta con un tiempo de 20 minutos y una velocidad de agitación de 41 rpm y sedimentación con un tiempo de 30 minutos. Se utilizaron seis jarras y a cada una se adicionó 1 L de agua residual; para el tratamiento uno (control) se realizó el ensayo de jarras sin adicionarle ningún tipo de coagulante, a los tratamientos dos, tres, cuatro, cinco y seis se le adicionó 500, 600, 700, 800 y 900 mg/L de quitosano respectivamente. Cada tratamiento se realizó por triplicado y se trabajó a temperatura ambiente $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Preparación de la solución coagulante

Para la preparación de la solución coagulante se trabajó quitosano comercial Sigma Chemical Co. (QC). La muestra se disolvió en ácido clorhídrico 0,10 M, preparando soluciones al 1,0 % (Divakaran & Pillai, 2002). Se trabajó con concentraciones de 500, 600, 700, 800, 900 mg/L de QC.

Proceso de coagulación

Al iniciar la mezcla rápida (125 rpm, 2 min) se procedió a agregar las diferentes dosis de coagulante en cinco de los vasos de precipitado, se aplicó luego la mezcla lenta (41 rpm, 20 min), por último se finalizó con la fase de sedimentación (30 min). Los ensayos se realizaron

por triplicado, a una temperatura de $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$. Los parámetros fisicoquímicos de cada una de las muestras se determinaron antes y después del tratamiento. Para determinar la concentración óptima se consideró la menor cantidad del coagulante que removi6 la mayor concentración de DQO. Las muestras para la determinaci6n de los parámetros de estudios después del tratamiento fueron tomadas del sobrenadante de cada jarra en dos frascos de 200 mL. Para la determinaci6n de aceites y grasas se tom6 una muestra por cada jarra y fue conservada con ácido sulfúrico, mientras que para determinar los parámetros pH, DQO, SST y SSV se tom6 otro recipiente de la misma capacidad, ambos fueron conservados a $4\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Determinaci6n de los parámetros fisicoquímicos

Para la caracterizaci6n de las aguas de producci6n de aceite de palma se determin6 la DQO, SST, SSV y aceites y grasas seg6n lo establecido en los métodos estándar (APHA, AWWA, WEF, 1998). Estos parámetros mencionados se analizaron antes y después del tratamiento de coagulaci6n para evaluar la eficacia del quitosano.

Resultados

Características fisicoquímicas de las aguas residuales de la industria de aceite de palma de la empresa Oleflores

La tabla 1 muestra los resultados obtenidos de la caracterizaci6n de las aguas residuales de la industria de aceite de palma, provenientes del efluente de la última laguna del tratamiento biológico que aplica el grupo empresarial Oleflores. Se observa que los valores obtenidos de esta caracterizaci6n son altos para los parámetros DQO, SST, SSV y aceites y grasas.

Tabla 1. Caracterizaci6n del efluente de la empresa Oleflores. Fuente: elaboraci6n propia.

Parámetros	Unidad	Concentraciones de la muestra
DQO	mg/L de O_2	5571
*DBO ₅	mg/L de O_2	459
SST	mg/L	2200
SSV	mg/L	1420
AYG	mg/L	1261,8
pH		8,6

La relaci6n DBO5/DQO presentada en esta investigaci6n fue de 0,11, indicando que un tratamiento biológico no es la mejor opci6n ya que muchos autores han demostrado que la relaci6n debe ser mayor a 0,5 para que los microorganismos tengan una f6cil degradaci6n (Crites y Tchobanoglous, 2000). Si la relaci6n es me-

nor a 0,2 los vertidos se consideran de naturaleza inorgánica, pocos biodegradables (Lombardero, 2009), siendo en este caso conveniente utilizar tratamientos físico-químicos como alternativa en post-tratamiento para remover los contaminantes presentes en las aguas residuales industriales de aceite de palma.

Resultados de los tratamientos

En la tabla 2 se muestran los valores de pH, DQO, SST, SSV, aceites y grasas y pH después del tratamiento con quitosano a las aguas residuales derivadas de la industria de aceite de palma para las diferentes concentraciones evaluadas (500, 600, 700, 800 y 900 mg/L), además se presentan los resultados del control. Para la DQO se obtuvieron valores entre 1457 y 3000 mg/L de O₂, evidenciándose la disminución de la concentración inicial presentada en este tipo de aguas residuales; el valor de menor DQO se obtuvo de la dosis de 700 mg/L de quitosano; mientras que en aceites y grasas la dosis que presentó un mejor comportamiento fue la de 900 mg/L de quitosano con un remanente de 19,7 mg/L, por otro lado para SST y SSV, las dosis que presentaron menores concentraciones fueron las de 700 y 800 mg/L de quitosano, encontrándose remanentes de 400 y 360 mg/L en SST; mientras que para los SSV se encontraron remanentes de 250 y 220 mg/L; para el parámetro de pH se observa que las dosis utilizadas no presentan alteraciones considerables ya que este se encuentra en un rango entre 8,4 y 8,1.

Tabla 2. Resultados después de realizado los tratamientos. Fuente: Elaboración propia.

PARÁMETRO	Concentración de coagulante (mg/L)					
	Control	500	600	700	800	900
DQO (mg/L de O ₂)	4714	2143	3000	1457	1714	3000
A y G (mg/L)	905,6	197,1	117,1	64,7	50	19,7
SST (mg/L)	1060	710	600	400	360	560
SSV (mg/L)	780	470	500	250	220	410
pH	8,6	8,4	8,3	8,2	8,2	8,1

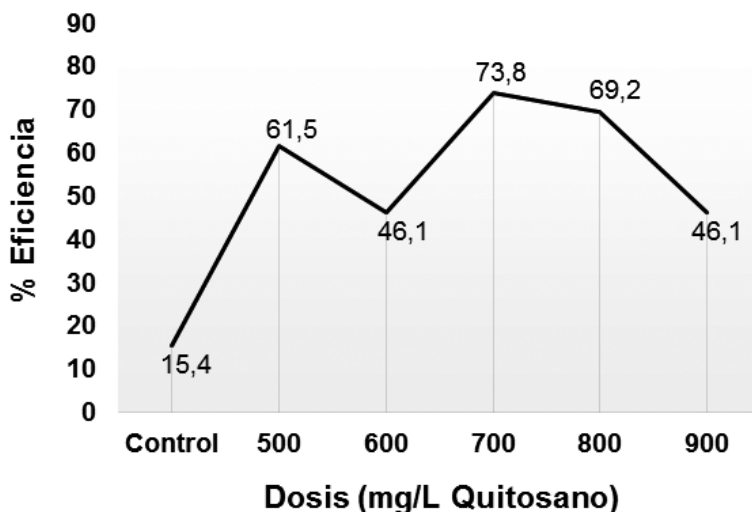
Analizando los datos obtenidos después de realizados los tratamientos se puede observar cómo se presentan comportamientos diferentes para cada parámetro, es así como para la DQO la dosis que presentó el mejor comportamiento fue la dosis de 700 mg/L de quitosano, mientras que para aceites y grasas la mejor dosis fue la de 900 mg/L de quitosano, y para SST y SSV la mejor dosis fue la de 800 mg/L de quitosano. Teniendo en cuenta este comportamiento presentado en esta investigación, para tomar la dosis óptima se tuvo en cuenta la dosis que presentó el mejor comportamiento en todos los parámetros evaluados.

Fue así como la dosis de 700 mg/L de quitosano presentó el mejor comportamiento en todos los parámetros de estudios, siendo esta la dosis óptima.

La figura 1 muestra la eficiencia presentada en los tratamientos en el parámetro de DQO. La mayor remoción presentada en este parámetro fue la presentada por la dosis de 700 mg/L de quitosano con porcentaje de eficiencia de 73,8 %. Además se observa cómo en el control no se presenta una remoción significativa de solo un 15,4 %, lo que demuestra que el quitosano es un coagulante efectivo para remover DQO en este tipos de aguas residuales industriales en post-tratamiento y por ende un coagulante efectivo para remover materia orgánica.

Resultados similares a los encontrados en esta investigación presento Álava (2015) durante la aplicación de quitosano como biocoagulante en aguas residuales contaminadas con hidrocarburo obteniendo remociones del 78,17 %. De igual manera No y Meyers (2000) encontraron eficiencia del quitosano entre 55 % y 75 % para remover DQO presente en aguas residuales de la industria de alimentos. Por otro lado Rodríguez, Oñate, Gutiérrez y Caldera (2012) encontraron remociones inferiores al 60 % durante la eficiencia del quitosano como coagulante en el tratamiento de aguas asociadas a la producción de petróleo mediano. Así mismo, Baquero, Ortiz y Rodríguez (2014) estudiaron la eficacia del quitosano como coagulante en el pos-tratamiento de aguas residuales municipales encontrando remociones hasta del 57,63 %.

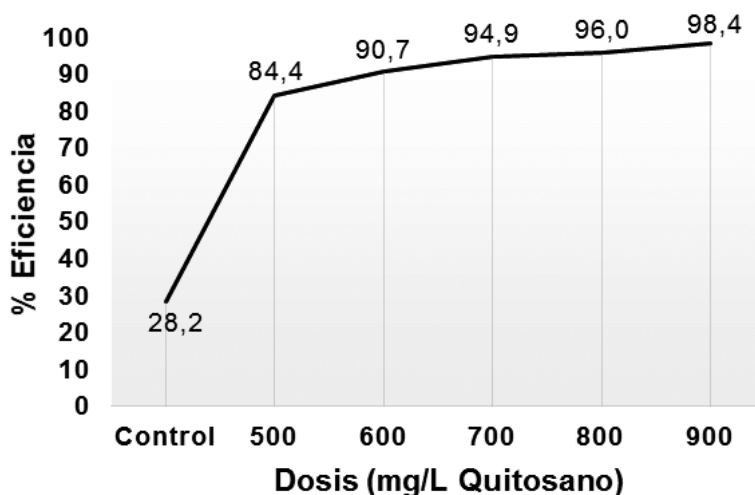
Figura 1. Eficiencia del quitosano en el parámetro DQO



Fuente: elaboración propia.

La figura 2 muestra el porcentaje de remoción presentada por los tratamientos en el parámetro de aceites y grasas. Se puede observar cómo el quitosano obtiene unos porcentajes de eficiencia mayores del 90 % en casi todas las dosis utilizadas en este trabajo de investigación, obteniendo su mayor remoción en la dosis de 900 mg/L de quitosano con un porcentaje del 98,4 %. Lo que indica que el quitosano es un excelente coagulante para la remoción de aceites y grasas en este tipo de aguas residuales en post-tratamiento, esta eficiencia es debido a que el quitosano es un buen coagulante para desestabilizar coloides y emulsiones, adicionalmente para disminuir la tensión superficial entre la fase aceitosa dispersa y el agua residual ya que se pudo evidenciar que además de sedimentar los sólidos aceitosos se creó una fase de aceites y grasas la cual no se evidenció antes del tratamiento. Igualmente, Ahmad, Sumathi y Hameed (2006) estudiaron la coagulación del aceite de orujo y sólidos suspendidos, realizada por el quitosano, el alumbre y el polícloruro de aluminio en el efluente de una planta de aceite de palma, demostrando que el quitosano removió más del 95 % de residuos de aceite.

Figura 2. Eficiencia del quitosano en el parámetro aceites y grasas

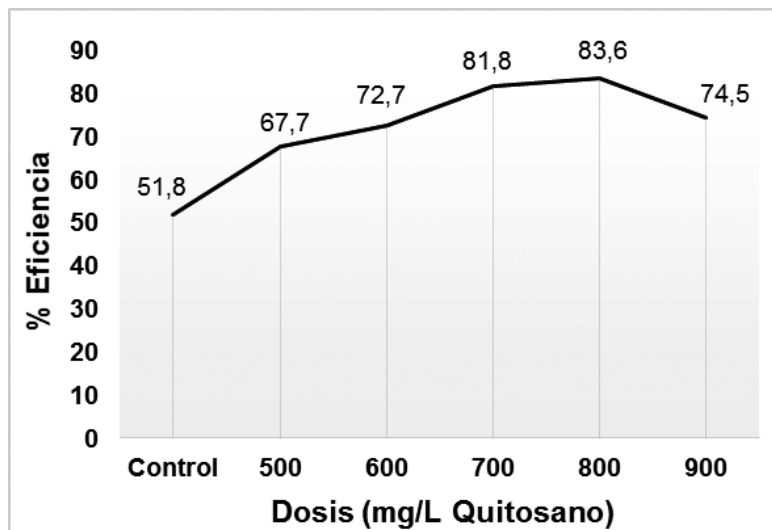


Fuente: elaboración propia.

Analizando los datos contenidos en la figura 3, la cual nos muestra el porcentaje de remoción presentada por los tratamientos en el parámetro de SST, se observa que se realizaron ensayos con la prueba de jarras y se encontró una remoción aceptable en las dosis de 700 y 800 mg/L de quitosano, los cuales arrojaron una concentración de SST de 400 y 360 mg/L respectivamente. Después del tratamiento con las dosis mencionadas de quitosano,

la concentración de SST se reducen cumpliendo con el valor límite máximo permisible, presentándose las mejores remociones en las dosis de 700 mg/L y 800 mg/L de quitosano.

Figura 3. Eficiencia del quitosano en el parámetro de SST



Fuente: elaboración propia.

Resultados similares fueron encontrados en los SSV, en los cuales se presentaron las mejores remociones en las dosis de 700 y 800 mg/L de quitosano encontrando remociones de 82,4 y 84,5 % con remanentes de 250 y 220 respectivamente. Con estas dosis se disminuye considerablemente la carga contaminante presentada inicialmente en estas aguas residuales. Rodríguez et al. (2012) tuvieron remociones entre 77 % y 89 %, de igual manera Ahmad et al. (2006) encontraron remociones del 99 % en sólidos suspendidos con una concentración de 500 mg/L de quitosano en aguas aceitosas de efluentes de aguas asociadas a la producción de aceite de palma.

Conclusiones

El quitosano como coagulante durante el pos-tratamiento de las aguas residuales de producción de aceite de palma con DQO, aceites y grasas, SST y SSV iniciales de 5571 mg/L de O₂, 1261,8 mg/L, 2200 mg/L y 1420 mg/L respectivamente, es eficiente para remover los parámetros anteriormente mencionados.

El quitosano es una buena alternativa para el post-tratamiento de las aguas residuales industriales del aceite de palma, obteniendo unas altas disminuciones en las concentra-

ciones de DQO, aceites y grasas, SST y SSV con porcentajes de remoción de 73,8 %, 94,9 %, 81,8 % y 82,4 % respectivamente para una dosis de 700 mg/L de quitosano.

Financiamiento

Esta investigación fue realizada gracias al apoyo y financiamiento de la Universidad Popular del Cesar. Convocatoria interna de proyectos de investigación. Convenio de desempeño 124 del 27 de diciembre de 2013.

Referencias

- Álava, J. (2015). Aplicación de quitosano como biocoagulante en aguas residuales contaminadas con hidrocarburos. *Enfoque UTE*, 6(3), 52-64.
- Ahmad, A.L., Sumathi, S. & Hameed, B. H. (2006). Coagulation of residue oil and suspended solid in palm oil mill effluent by chitosan, alum and PAC. *Chemical Engineering Journal*, 118(1-2), 99-105.
- APHA, AWWA, WEF. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20 ed.). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environmental Federation, Washington, D. C.: United Book Press, Inc.
- Baquero, M., Ortiz, J., & Rodríguez, Y. (2014). *Eficacia del quitosano como coagulante en el pos-tratamiento de aguas residuales municipales*. Memorias del II Seminario de Ciencias Ambientales Sue-Caribe & VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental. Santa Marta, Colombia.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente. (1988). *Región metropolitana. Guía para el control y prevención de la contaminación industrial. Fabricación de grasas y aceites vegetales y subproductos*. Santiago: Corporación de Investigación Tecnológica INTEC-CHILE.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales a pequeñas poblaciones*. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill.
- Divakaran, R., & Pillai, V. N. (2002). Flocculation of river silt using chitosan. *Water Research*, 36, 2412-2418.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Instructivo para la toma de muestras de aguas residuales (Código TI0187)*. Bogotá: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Larez, C. (2003). Usos del quitosano en sistemas acuosos. *Iberoamericana de polímeros*, 4(2), 91-109.

- Lombardero, J. (2009). *Manual para la formación en medio ambiente*. Valladolid: Lex Nova.
- Naciones Unidas. (1992). *Convenio sobre la Diversidad Biológica. Artículo 2. Uso de Términos*. Recuperado de <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- No, H., Meyers, S. (2000). Application of chitosan for treatment of wastewaters. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 163, 1-28.
- Rodríguez, Y., Oñate, H., Gutiérrez, E., & Caldera, Y. (2012). Eficiencia del quitosano como coagulante en el tratamiento de aguas asociadas a la producción de petróleo mediano. *Impacto Científico*, 7(2), 218-228.

Reducción de la concentración de anilina por medio del método Electro-Fenton controlado por Labview

YULIETH VERÓNICA LOZANO QUIROGA³³

JHON ERIK NAVARRETE GÓMEZ³⁴

CÉSAR AUGUSTO QUIÑONES SEGURA³⁵

PAOLA ANDREA SEPÚLVEDA GRISALES³⁶

Introducción

La ingeniería consiste en la solución de problemáticas mediante la investigación y los conocimientos científicos para desarrollar tecnologías e innovación usando teorías científicas y herramientas tecnológicas actuales. Las teorías en las que se basa este proyecto de grado son la electroquímica, la reacción Fenton, ley de Beer y espectrofotometría UV-Vis. Además, se usan herramientas tecnológicas como el software LabVIEW y los circuitos integrados del hardware. El desarrollo de prototipo a nivel laboratorio es un ejercicio intelectualmente avanzado que permite poner en práctica las competencias del ingeniero ambiental con el fin de generar productos y beneficios que cubren demandas y necesidades que la sociedad y su entorno presentan en la actualidad.

33 Estudiante de ingeniería ambiental. Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: vero_lozano13@hotmail.com.

34 Ingeniero electrónico. Docente Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: jhonerik15769@hotmail.com.

35 Químico. Docente Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: cesarquiones@usantotomas.edu.co.

36 Estudiante de ingeniería ambiental. Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: pasaje92@hotmail.com.

El principal objetivo de este proyecto de grado es construir un equipo Electro-Fenton conformado por un reactor, hardware y software. Se busca suministrar a la Universidad Santo Tomás un equipo a escala laboratorio para que los estudiantes puedan facilitar su aprendizaje realizando prácticas de electroquímica ambiental, ya que esta electiva actualmente no cuenta con equipos para realizar experimentación.

Los resultados obtenidos en el trabajo de grado son el diseño conceptual y la construcción de un equipo EF conformado por un reactor electroquímico, un hardware y un software; para cada uno de estos se desarrolló un capítulo.

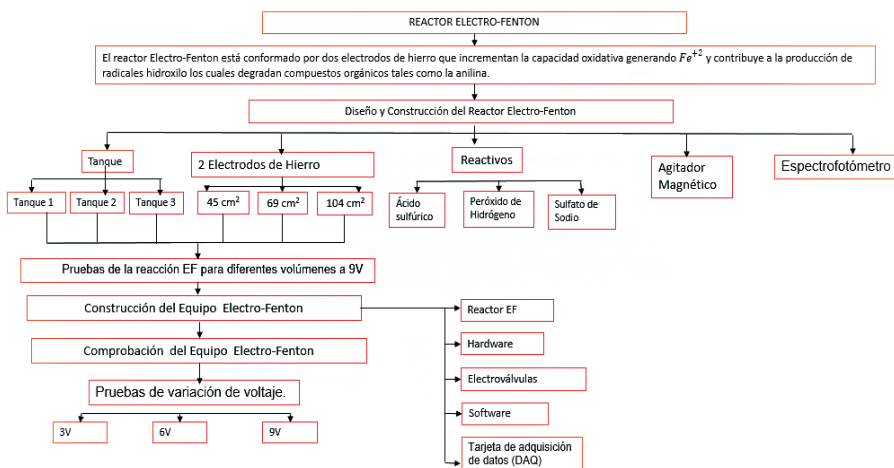
El capítulo del reactor EF contiene la metodología experimental del reactor encargado de la degradación de compuestos orgánicos considerados de difícil degradación por tratamientos convencionales (APHA, 1998). Cabe resaltar que el compuesto orgánico con el que se prueba el funcionamiento de este equipo es la anilina mediante el análisis espectrofotométrico UV-Vis; en este capítulo también se muestra la descripción del sistema, el diseño experimental, las pruebas de la reacción EF y la construcción y la comprobación del equipo EF.

En el capítulo hardware se muestran las funciones, el diseño, los componentes y el funcionamiento del circuito. En el capítulo de software y adquisición de datos se presentan las funciones requeridas, el diseño, el desarrollo de la programación en LabVIEW y el sistema de adquisición de datos (DAQ).

Metodología

A continuación, se muestran las etapas del desarrollo del diseño y construcción del reactor EF. Se presenta el método de análisis espectrofotometría UV-Vis. Los procedimientos experimentales fueron realizados en los laboratorios de Ingeniería Ambiental y Electrónica de la Universidad Santo Tomás, sede central, Bogotá. Finalmente, para la comprobación del sistema del equipo EF se integra el software en LabVIEW y el hardware que controlan su funcionamiento.

Figura 1. Metodología experimental equipo EF.



Fuente: autoría propia.

Descripción del sistema experimental

El reactor Electro-Fenton está conformado por dos electrodos de hierro que incrementan la capacidad oxidativa generando y contribuye a la producción de radicales hidroxilo. Se diseñó el reactor con un ánodo y un cátodo que permiten la oxido-reducción del reactor, se dosificaron los reactivos que son introducidos en el reactor mediante electroválvulas. La circulación de la corriente en el electrolito es de ánodo a cátodo y regresa desde el cátodo al ánodo a través del hardware.

Construcción y caracterización del reactor EF

Fueron probados tres tanques con diferentes volúmenes, permitiendo la configuración del área de los electrodos. Cabe resaltar que existen varios estudios previos sobre la construcción de un reactor electroquímico. El propuesto en este trabajo consiste en configurar el área de los electrodos para determinar el correspondiente tanque con mayor porcentaje de remoción del compuesto orgánico, anilina y posteriormente su comprobación en el equipo EF con variación de voltaje³⁷.

³⁷ Se diseñó y construyó un hardware para brindar al sistema la energía necesaria para que ocurran las reacciones electroquímicas, ya que no era posible controlarlo por medio de LabVIEW con una fuente simple de poder.

Diseño experimental

A continuación, se muestran los dimensionamientos de los tanques y electrodos basados en revisiones bibliográficas, la cantidad de reactivos agregados son proporcionales a cada tanque. Cabe resaltar que la cantidad de peróxido de hidrógeno y sulfato de sodio agregado a la reacción EF para cada tanque se estableció de acuerdo a la relación concentración y volumen.

Tanque 1: El reactor está compuesto por dos electrodos de un área de 45 cm² cuyo tanque tiene una capacidad de 300 mL de volumen. La cantidad de peróxido de hidrógeno usado es 5 mL, el ácido sulfúrico se agregó para controlar el pH durante todo el tiempo de la reacción, de electrolito 5 mL (Vargas, 2007).

Tanque 2: Este reactor tiene dos electrodos con un área de 69 cm², su tanque tiene una capacidad de 600 mL. La cantidad de peróxido de hidrógeno agregado es de 10 mL, el ácido sulfúrico se agregó para controlar el pH durante todo el tiempo de la reacción, de electrolito 10 mL (Vargas, 2007).

Tanque 3: Este reactor tiene dos electrodos con un área de 104 cm², su tanque tiene una capacidad de 900 mL. La cantidad de peróxido de hidrógeno agregado es de 15 mL, el ácido sulfúrico se agregó para controlar el pH durante todo el tiempo de la reacción, de electrolito 15 mL (Vargas, 2007).

Las siguientes fueron las variables operadas por medio de un diseño conceptual en el reactor electroquímico:

1. Volumen a tratar.
2. Área electrodos.
3. Voltaje.

Técnica analítica para la determinación de la anilina

El procedimiento y la técnica analítica empleadas durante las pruebas de laboratorio realizadas se muestran a continuación:

Sustancia modelo

La sustancia modelo está formada por una amina cíclica llamada anilina, que es un compuesto orgánico usado comercialmente en la producción de plásticos, tintes, medicinas, explosivos y otros productos sintéticos. Fue encontrada en otras bibliografías donde se estudia su degradación; es un compuesto de fácil detección debido a su coloración y es medida mediante la técnica espectrofotometría UV-Vis.

Las muestras de la sustancia modelo se realizaron pesando y disolviendo en agua destilada 100 mg/L para las pruebas experimentales fue necesaria la determinación de longitud de onda de la anilina que es 546 nm.

Espectrofotometría UV-Vis

Para la determinación del porcentaje de remoción de anilina se empleó un método de análisis espectrofotométrico UV-Vis, el seguimiento de la concentración de anilina se realizó en el equipo espectrofotómetro UV-visible (La Matle, Smart spectro), fue necesaria la construcción de una curva de calibración previa para el seguimiento de la concentración de anilina.

Durante las pruebas realizadas en cada reactor se tomaron medidas cada dos minutos durante la primera fase de la reacción, posteriormente cada 5 minutos hasta llegar a 30 minutos; luego cada 10 minutos hasta completar la hora; y después cada 30 minutos hasta completar los 150 minutos.

Pruebas de la reacción EF para diferentes volúmenes

Como se especificó anteriormente, se usaron tres tanques de diferentes volúmenes y sus correspondientes electrodos con el fin de seleccionar el tanque de mayor porcentaje de remoción de anilina a una concentración inicial de 100 mg/L. Los 3 reactores funcionaron por un tiempo de 150 minutos sometidos a un voltaje de 9V. Para cada prueba se midieron los valores de corriente.

Tabla 1. Resultados pruebas en tanques de diferentes volúmenes con concentración inicial 100mg/L.

Tanque 1		Tanque 2		Tanque 3	
Volumen	300mL	Volumen	600mL	Volumen	900mL
Electro-lito	0,05M	Electrolito	0,05M	Electrolito	0,05M
Peróxido de hidrógeno	5mL	Peróxido de hidrógeno	10mL	Peróxido de hidrógeno	15mL
Voltaje	9V	Voltaje	9V	Voltaje	9V
Intensidad de corriente	0-0,03A	Intensidad de corriente	0-0,12A	Intensidad de corriente	0-0,14A
Ácido sulfúrico	0,01M	Ácido sulfúrico	0,01M	Ácido sulfúrico	0,01M

pH	3- 3,5
Concen- tración final	0,6 mg/L
Eficien- cia máx.	99,40 %

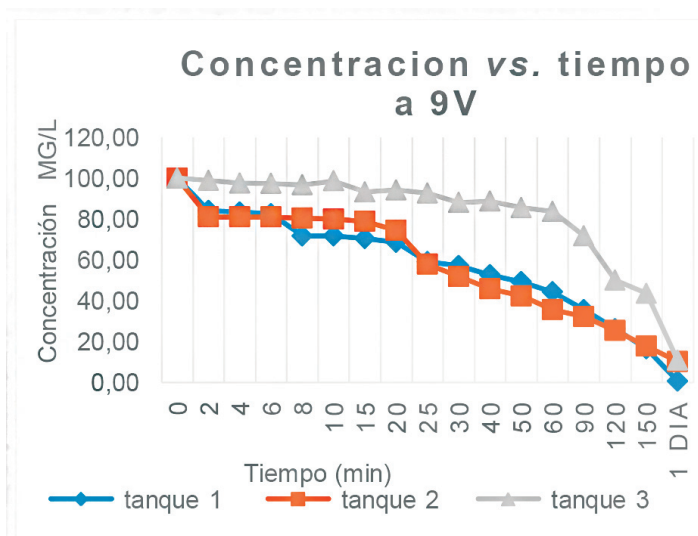
pH	3- 3,5
Concen- tración final	10,19 mg/L
Eficiencia máx.	89,80 %

pH	3- 3,5
Concen- tración final	10,8 mg/L
Eficiencia máx.	89,14 %

Fuente: elaboración propia.

En la siguiente gráfica se compara la degradación de la anilina en los tres tanques usados y se muestra la degradación en el tiempo de la anilina usando el método EF. El tanque 1 es el que logra alcanzar la menor concentración final con 0.6 mg/L.

Figura 2. Concentración de anilina vs. tiempo a 9V.



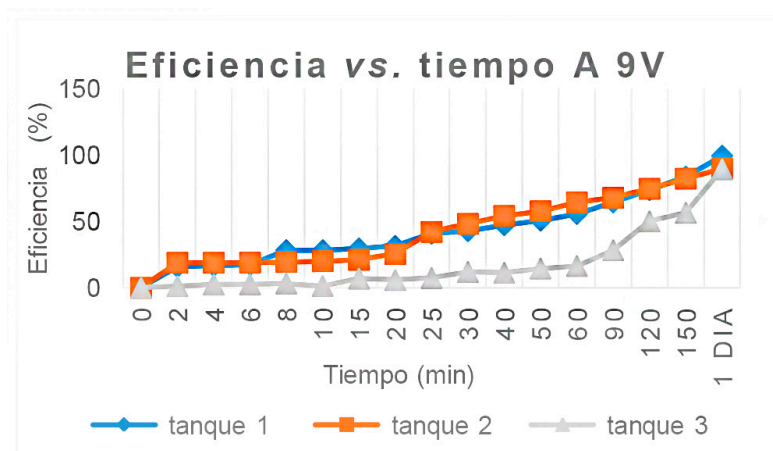
Fuente: elaboración propia.

Según la figura de eficiencia vs. tiempo, se puede observar que los porcentajes de remoción logrados para los tres diferentes volúmenes son satisfactorios. El tanque que alcanzó una mayor degradación de anilina fue el de 300 mL con 99,4 %, mientras que los tanques 2 y 3 lograron una remoción del 89,8 % y 89,14 % respectivamente.

En la curva se visualiza que los tanques 1 y 2 tienen un comportamiento similar los primeros 6 minutos, alcanzando una eficiencia del 18 %, mientras que el tanque 3 los primeros 15 minutos tiene una menor eficiencia lo cual indica que a mayor volumen a tratar en el reactor EF se requiere un mayor voltaje para iniciar la oxidación de la materia orgánica.

Los tres tanques alcanzan una eficiencia igual o superior a 89 % debido a la generación de radicales. Sin embargo, el tanque 1 mostró un mayor porcentaje de remoción.

Figura 3. Eficiencia degradación anilina vs. tiempo a 9V.



Fuente: elaboración propia.

El reactor de menor tamaño se escogió porque fue el que alcanzó la mayor degradación de anilina. Aunque tenía el mismo voltaje que los demás tanques su volumen de agua con anilina era menor, lo cual indica que entre mayor volumen se necesite degradar mayor es el voltaje que se necesita para la degradación del compuesto orgánico.

Análisis de las pruebas experimentales

A continuación, se muestran los efectos de las variables y los reactivos en el reactor EF:

Efecto de la intensidad de corriente y resistencia eléctrica

El flujo de corriente circulado por el área de los electrodos es la variable que controla la velocidad del proceso de la reacción EF. Al aumentar el voltaje la reacción electroquímica es más óptima y beneficiada, ya que el voltaje es directamente proporcional a la densidad de corriente, esto permite que la carga transportada por los iones que facilita el agregado de electrolito, incrementa, y de esta forma la anilina que es el compuesto orgánico a tratar es oxidado más eficientemente (Apaydin, 2014).

Entre menor concentración de compuesto menor conducción eléctrica, debido a que al aplicar el mismo voltaje la corriente circulante es menor. A mayor carga orgánica existente en el agua modelo se produce una resistencia con el flujo de corriente entre los electrodos, lo cual dificulta la carga eléctrica entre el ánodo y el cátodo (Harris, 2007).

Efecto del pH

Mediante el agregado de la disolución de ácido sulfúrico a 0,01M al agua modelo de anilina se mantiene y se ajusta un pH entre tres. El pH es de gran importancia para la oxidación y reducción del hierro ya que un pH menor a tres permite que el hierro se encuentre en solución, mientras que si es mayor a tres el hierro se encuentra en forma coloidal o se precipita. El pH menor a tres permite que la reacción sea autocatalítica, ya que el Fe^{+3} a través del mecanismo en cadena altera el peróxido de hidrógeno formando moléculas de oxígeno y agua (Chaverri, 1984).

Efecto del peróxido de hidrógeno y sulfato de sodio

El peróxido es el agente oxidante el cual, junto con el hierro, genera los radicales hidroxilo los cuales son los que degradaran la anilina separando sus componentes químicos (Moreno et al., 2014).

El sulfato de sodio es un electrolito fuerte ya que al disolverse en agua se rompe y produce iones positivos de sodio (Na) y negativos sulfato (SO_4), los cuales poseen un potencial de oxidación y reducción que causan que el agua se descomponga permitiendo el transporte de carga en la reacción electroquímica, es decir, la corriente (Moreno et al., 2014).

En el reactor EF se visualizaron burbujas de gas, las cuales corresponden a partículas de hidrógeno y oxígeno. Esto se crea ya que el peróxido de hidrógeno se descompone para generar la oxidación y reducción del hierro en hidrógeno y en oxígeno; los iones de hidrógeno, por ser positivos, se dirigen al electrodo negativo (ánodo) y los de oxígeno al ser negativos se transportaran al electrodo positivo (cátodo), cuando se mezcla el hierro con el peróxido de hidrógeno, el hierro se oxida y se generan iones hidroxilo y radicales hidroxilo. El sulfato de sodio es el electrolito que se encarga de cerrar el circuito o celda electrolítica, es decir, transporta los electrones en el reactor y el ajuste de pH en 3 se encarga de que la reacción sea autocatalítica, es decir, que siempre haya reducción y oxidación en el hierro. El radical hidroxilo en la reacción es el que tiene el mayor potencial, es decir, es el protagonista en la reacción según la tabla de potenciales de reducción fuerza electromotriz (FEM), eficiente para degradar materia orgánica (Harris, 2007).

Software y DAQ

LabVIEW es un software que mediante la programación gráfica facilita y permite la construcción de un instrumento para desarrollar sistemas sofisticados de pruebas, medida y control de todo tipo de plantas, todo esto usando íconos gráficos e intuitivos que parecen un diagrama de flujo. LabVIEW tiene un conjunto de herramientas que son utilizados para adquirir, analizar, visualizar y almacenar datos y así ayudar a usuarios a la solución

de problemas, ya que ofrece una integración incomparable con miles de dispositivos de hardware y brinda cientos de bibliotecas integradas (Lajara & Pelegri, 2011).

Función del software

En el software LabVIEW se realizó la programación gráfica del reactor electro-Fenton, que tiene como función que permitir el registro de los usuarios, la dosificación de los reactivos mediante la apertura y cierre de tres electroválvulas, la variación del voltaje de los electrodos, el tiempo de la reacción, el almacenamiento de datos y su representación gráfica de los valores de absorbancia obtenidos del espectrofotómetro UV visible y la generación de un informe con dichos resultados. A continuación, se explica cómo se dará cumplimiento a las funciones del software:

Registro de usuarios. Se crea una interfaz entre el software y el usuario que permite acceder como estudiante, docente u otro, insertar sus datos e ingresar al entrenamiento del reactor EF.

Entrenamiento. En esta sección del software el usuario debe identificar cada uno de los componentes del reactor EF, reconociéndolos por el movimiento del cursor en la imagen del reactor EF que indica sus partes con su respectivo nombre.

Dosificación de los reactivos por medio de las electroválvulas. El usuario, una vez identifica el manejo del reactor EF, se dispone a insertar las cantidades de volumen de disolución del peróxido de hidrógeno, sulfato de sodio y ácido sulfúrico. Una vez se da clic en continuar, las electroválvulas son activadas para dispensar las cantidades insertadas por el usuario.

Variación del voltaje de los electrodos. Permite que el usuario inserte el voltaje deseado en los rangos de 1.4V a 10V para la reacción EF.

Control del tiempo. Una vez el usuario acepta el voltaje de salida para los electrodos, inicia el tiempo de la reacción EF, mediante pruebas de laboratorio se estableció un tiempo de 150 minutos, cabe aclarar que el usuario puede disminuir, interrumpir y extender este tiempo.

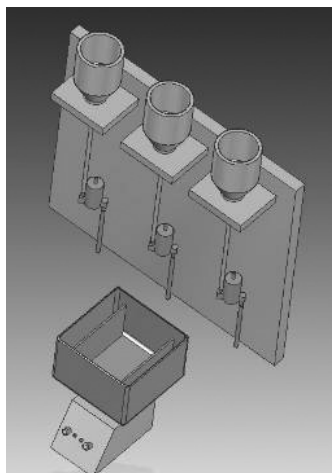
Almacenamiento de datos, representación gráfica y generación de informe. Cuando se da inicio a la reacción EF, se generan cuadros de diálogo para insertar los valores de absorbancia cada determinado tiempo. Estos se van almacenando para construir una representación gráfica en la misma interfaz con el usuario y al finalizar la reacción EF se puede generar un informe con dichos resultados.

Análisis de resultados y discusión

Construcción equipo EF

De acuerdo con las pruebas de diseño experimental se construyó el equipo EF conformado por:

Figura 4. Diseño equipo para la reacción electrofenton



Fuente: autoría propia en software Solid Edge ST7.

Agitador magnético: encargado de la aireación en el reactor EF, suministrado por el laboratorio de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Santo Tomás.

Reactor EF: construido con medidas de 9.2 cm * 10 cm * 8 cm con volumen graduable hasta 600 mL, el reactor está conformado por dos electrodos de hierro de 1 mm de espesor y un área de 45 cm².

Electroválvulas: son tres electroválvulas que permiten la dosificación de los reactivos, estas son manipuladas por el usuario y provistas de energía por el hardware (PCB) diseñado y construido.

Tanques contenedores de reactivos: son tres tanques con capacidad de 500 mL los cuales almacenan cada uno de los reactivos como la disolución de ácido sulfúrico, peróxido de hidrógeno y sulfato de sodio.

Hardware: componente encargado de energizar las electroválvulas y suministrar la energía para los electrodos.

DAQ: dispositivo que permite la comunicación entre hardware y software (ver capítulo software).

Software: programa mediante el cual el usuario controla la cantidad de reactivos que se agregan al reactor mediante las electroválvulas y controla el voltaje suministrado a los electrodos.

Espectrofotómetro: equipo encargado de la medición de absorbancia de las muestras de la anilina en la reacción EF.

Figura 5. Equipo para la reacción EF



Fuente: autoría propia.

Comprobación equipo EF

El reactor con volumen de 300 mL fue sometido a tres pruebas con diferente voltaje para verificar con que voltaje se conseguirá la mayor remoción de anilina. Para estas pruebas se integraron hardware y software.

Pruebas de variación de voltaje. El radical hidroxilo encargado de la oxidación de la anilina tiene un potencial de oxidación de 2,8V, en el agua a 25°C (Chang, 2002), por esta razón no se realizan pruebas para la degradación de la anilina aplicándole un voltaje menor a este, y se decide aplicar 3V, 6V y 9V para cada prueba con un tiempo de 150 minutos. En estas pruebas el área de los electrodos es la misma: 45 cm².

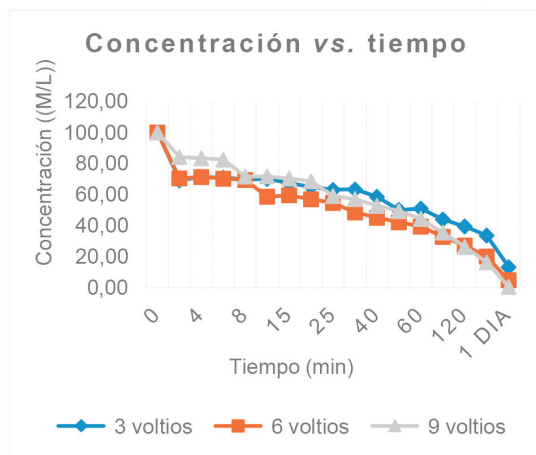
Tabla 2. Resultados pruebas a diferentes voltajes del método EF con concentración inicial 100mg/L de anilina

Voltaje	3V	Voltaje	6V	Voltaje	9V
Volumen	300mL	Volumen	300mL	Volumen	300mL
Electrolito	0,05M	Electrolito	0,05M	Electrolito	0,05M
Peróxido de hidrógeno	5mL	Peróxido de hidrógeno	5mL	Peróxido de hidrógeno	5mL
Intensidad de corriente	0-0,05A	Intensidad de corriente	0-0,04A	Intensidad de corriente	0-0,03A
Ácido sulfúrico	0,01M	Ácido sulfúrico	0,01M	Ácido sulfúrico	0,01M
pH	3- 3,5	pH	3- 3,5	pH	3- 3,5
Concentración final	13,23 mg/L	Concentración final	4,87 mg/L	Concentración final	0,59 mg/L
Eficiencia máx.	86,70 %	Eficiencia máx.	95,10 %	Eficiencia máx.	99,40 %

Fuente: elaboración propia.

El primer grupo de datos corresponde a un voltaje constante de 3V y se midió una corriente de 0-0,05A; el segundo grupo de resultados obtenidos a 6V generó una corriente de 0-0,04^a; y el tercer grupo de datos a 9V presenta corriente de 0-0,03A. Cabe resaltar que las variables constantes en las tres pruebas fueron el pH fijado en 3, la cantidad de sulfato de sodio y peróxido de hidrógeno.

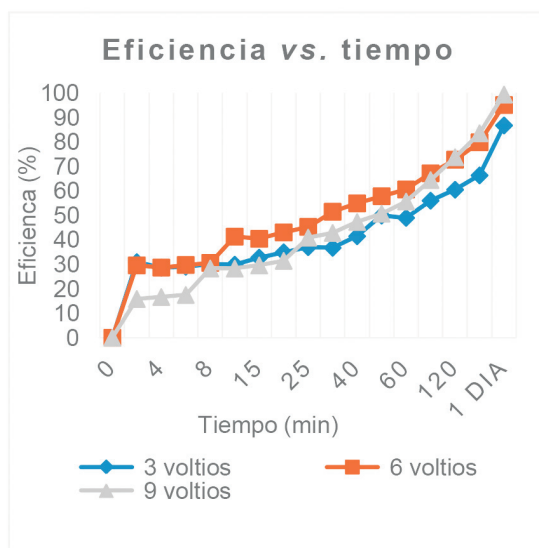
Figura 6. Concentración en el tiempo de la degradación de anilina



Fuente: elaboración propia.

La concentración de anilina fue removida satisfactoriamente para el tanque 1 a diferentes voltajes, se identificó una concentración final a 3V de 13,2 mg/L, a 6V una concentración final de anilina de 4,8 mg/L y una concentración final a 9V de 0,6 mg/L. Esto ocurre porque al aumentar el voltaje aplicado a la celda electroquímica la velocidad de la reacción EF genera mayor producción de radicales encargados de la oxidación de la anilina.

Figura 7. Eficiencia vs. tiempo de la degradación de anilina



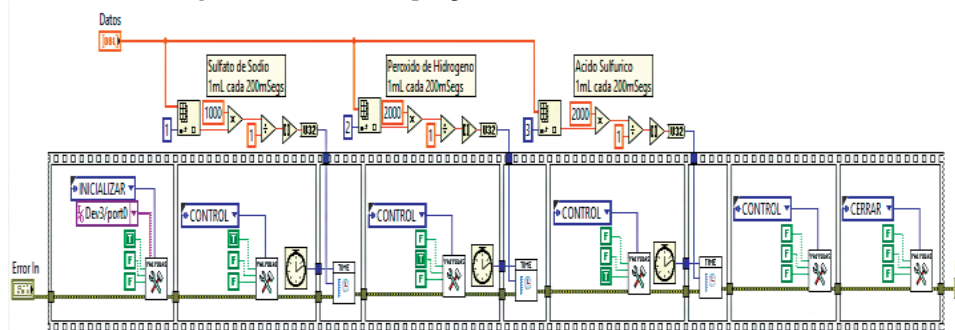
Fuente: elaboración propia.

En la gráfica anterior se evidencia que la remoción máxima se genera en los dos primeros minutos para las tres pruebas al aplicar 3V, 6V y 9V, después de 60 min a un voltaje de 3V se pierde fuerza en la reacción disminuyendo la eficiencia con respecto a los otros voltajes alcanzando 86,7 % de remoción de anilina, mientras que a 6V y 9V se alcanzan eficiencias de 95,1 % y 99,4 %, demostrando la gran capacidad que tiene la reacción EF para degradar compuestos orgánicos como la anilina.

De acuerdo con la tabla de potenciales eléctricos FEM potencial de celda, se necesitan mínimo 0,77 V para que el hierro se reduzca de hierro Fe^{3+} a hierro Fe^{2+} ; el hierro Fe^{3+} actúa con el peróxido de hidrógeno para que este se descomponga en iones hidroxilo e hidrógeno, por lo cual se requiere un voltaje de 1,31 V. Debido a esto se generan radicales hidroxilo encargados de la oxidación del compuesto orgánico lo que exige un voltaje de 2,06 V en condiciones de temperatura ambiente (Chang, 2002).

Se creó en el software una interfaz de comunicación entre el usuario y software para el control del reactor EF, primero el usuario ejecuta el programa y este espera a que el usuario dé una orden de ingreso o salida, si ordena ingresar hay una etapa de registro e identificación que permite entrar al programa principal para continuar con las otras etapas que se realizaron para el desarrollo del software, como se describe en la figura 8.

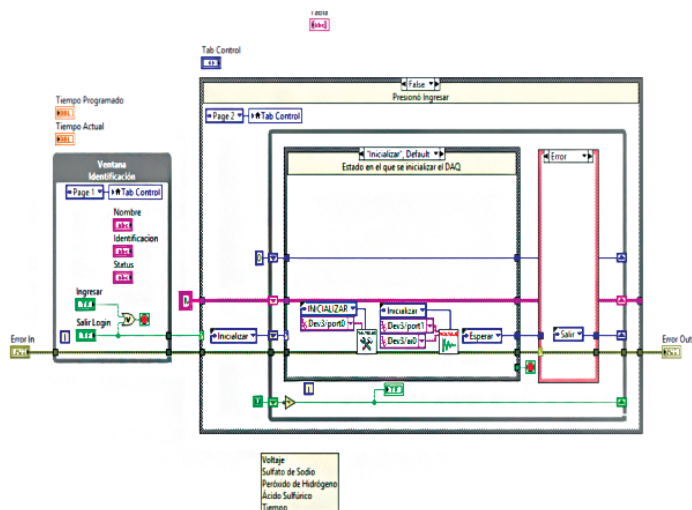
Figura 8. SubVI de la programación de las electroválvulas



Fuente: autoría propia, software LabVIEW.

Una vez el usuario ingresa al programa principal debe verificar el check-list de cada uno de los componentes que conforman el equipo EF (ver figura 9) para ingresar al Sub-VI de válvulas, donde se insertan las cantidades de electrolito, agente oxidante y peróxido de hidrógeno (ver figura 10), una vez el usuario da la orden, se dispensan dichas cantidades en el reactor EF. Para dicho Sub-VI se usó la programación tipo máquina de estados (ver figura 8); algoritmo diseñado para que el usuario inserte los valores de voltaje en el panel frontal. Estos valores de voltaje tienen unos rangos establecidos con los que el usuario podrá contar el valor de voltaje de salida es el que suministra de energía a los electrodos.

Figura 9. VI principal de la programación en LabVIEW



Fuente: autoría propia, software LabVIEW.

Para controlar el voltaje de salida o referencia hacia los electrodos mediante la DAQ fue necesario realizar el siguiente algoritmo:

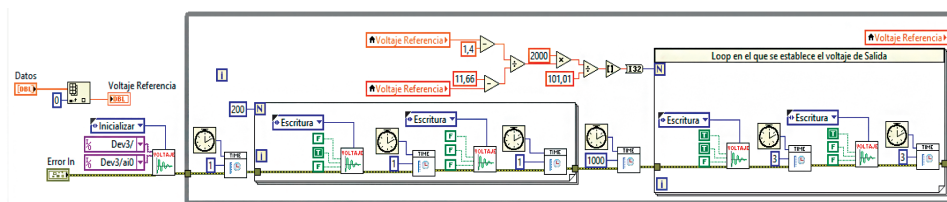
Inicializar: en este estado los puertos de la DAQ se activan; de esta forma, se da un valor inicial a los pines encargados de U/D, INC (Intersil, 2009), el usuario registra los valores de voltaje establecidos en el rango para la reacción EF.

Calcular pulsaciones: en este estado se halla en el software los flancos de subida o número de pulsaciones, que el potenciómetro digital en el hardware pulsa para alcanzar el voltaje de referencia requerido por el usuario, código de programación (Intersil, 2009).

$$Rp = 2000 \frac{Vref - 1,4}{11,66 - Vref} \quad (1)$$

$$n = \frac{Rp}{101,01} \quad (2)$$

Figura 10. SubVI para la programación del voltaje



Fuente: autoría propia, software LabVIEW.

Probar señal cuadrada: en este estado se tomará la medida de longitud de señal cuadrada para comprobar que el voltaje de referencia es igual al voltaje de salida (National Instruments, 2016).

Rectificar voltaje salida: una vez tomados los cálculos y haber probado la señal cuadrada se verifica que el voltaje de salida es igual al deseado o insertado por el usuario (National Instruments, 2016).

Continuar: en este estado se pregunta si el voltaje de salida es el deseado por el usuario y, en caso de ser verdadera la respuesta, se continúa aplicando el voltaje a los electrodos; quiere decir que se da inicio a la reacción EF.

Cerrar: se cierran todos los puertos de medidas y se termina el programa una vez haya finalizado el tiempo de la reacción EF o una vez se haya interrumpido manualmente.

Cuando el voltaje es fijado, se considera un tiempo de duración de la reacción EF. Según los cálculos de diseño, se recomienda un tiempo de 150 min, pero el usuario puede modificar este tiempo por el que considere.

Los datos de absorbancia son tomados de acuerdo a los tiempos establecidos en las pruebas del reactor EF, estos datos se almacenan en el software y se muestran gráficamente en el panel frontal. Además, al finalizar o interrumpir el proceso, puede generar un reporte de datos y gráfica.

Conclusiones

En el reactor EF se obtuvieron altos porcentajes de remoción de anilina por un tiempo de 150 minutos, se identificó que si se prolonga el tiempo de la reacción EF se podría alcanzar la máxima degradación del compuesto orgánico en CO₂ y H₂O.

Se demostró que por medio del reactor EF se logra una degradación eficiente de la anilina, alcanzando una remoción del 99,4 % empleando un voltaje de 9V, una concentración inicial de 100mg/L a un volumen de 300 mL y un pH de 3, generando rangos de corriente de 0,01 a 0,03 A.

Es importante mantener y ajustar durante la reacción EF un pH de 3 para que la reacción sea autocatalítica ya que el Fe^{+3} , a través del mecanismo en cadena, altera el peróxido de hidrógeno formando moléculas de oxígeno y agua que permiten la generación de radicales hidroxilo encargados de la degradación de la anilina.

A mayor cantidad de disolución de ácido sulfúrico mayor corriente eléctrica se requiere en el reactor EF, ya que a valores de pH menores a 3 se disminuye la formación de radicales intermediarios y , lo que impide la degradación de la anilina u otro compuesto orgánico. Estos radicales son formados por las reacciones de formación del peróxido de hidrógeno y las oxido-reducciones del hierro, por tal razón para compensar el equilibrio de la reacción EF en la producción de radicales se necesita un mayor potencial en el medio.

Los electrodos son reutilizables para numerosas pruebas experimentales de la reacción EF mientras los valores de pH estén ajustados en 3, ya que si sobrepasa un pH de 4 se forman en la solución hidróxidos de hierro .

Las pruebas realizadas experimentalmente para la comprobación del funcionamiento del equipo EF se realizaron variando el voltaje de 3V a 9V, teniendo en cuenta que la corriente eléctrica aplicada en la celda electroquímica se transporta del ánodo al cátodo porque existe un diferencial de energía potencial eléctrico entre electrodos, este potencial eléctrico se denomina fuerza electromotriz (FEM) que permite la producción de los radicales hidroxilo encargados de la oxidación de la anilina, tienen un potencial de oxidación mínimo de 2,8V, en el agua a 25°C.

El proceso Fenton posee una desventaja ya que al no haber una relación de equilibrio entre el peróxido de hidrógeno y el Fe^{2+} se puede detener la producción de radicales hidroxilo OH^\bullet , lo cual interrumpe el ciclo catalítico en la reacción, ocasionando una degradación incompleta de la anilina.

Fue necesario el diseño y la construcción de un hardware para el reactor EF que permitiera controlar las variables establecidas por el usuario desde el software, ya que sin este no hubiera sido posible el control del reactor con el software.

A partir del análisis de resultados de las pruebas experimentales del reactor EF, fue posible diseñar y desarrollar una interfaz electrónica en el software LabVIEW, para la adquisición, procesamiento de datos y el suministro de voltaje a las electroválvulas dosificadoras y a los electrodos encargados de la reacción electroquímica.

El desarrollo de la programación gráfica en el software (LabVIEW) se realizó mediante algoritmos para controlar el reactor EF, ya que en este se programó la dosificación de los reactivos mediante las electroválvulas, la aplicación del voltaje para los electrodos, el registro de los usuarios, el almacenamiento de datos, la representación gráfica de estos y el procesamiento de los datos medidos en el espectrofotómetro de forma interactiva.

Referencias

- Apaydin, Ö. (2014). Reduction of cod in wastewater from a textile industry by electro-Fenton process. *Global NEST Journal*, 16(10), 1-7.
- APHA (American Public Health Association). (1998). *Estándar Methods for the Examination of Waster and Wastwater*. Washington DC: American Public Health Association.
- Chang, R. (2002). *Química*. 7ma ed. Buenos Aires, Caracas, Guatemala, Madrid, Bogotá, Santiago, Sao Paulo: McGraw-Hill.
- Chaverri Benavidez. (1984). *Fundamentos de Química*. 3ra ed. San José: Universidad Estatal a Distancia.
- Harris, D. (2007). *Análisis Químico cuantitativo*. 3ra ed., California: Reverté.
- Intersil. (2009). Datasheet X9C103 Digitally Controlled Potentiometer. Recuperado de <https://www.intersil.com/content/dam/Intersil/documents/x9c1/x9c102-103-104-503.pdf>
- Lajara, J., & Pelegri, J. (2011). *LabVIEW Entorno gráfico de programación*. 2da ed. Barcelona: Marcombo.
- Moreno, J., Moral, R., García, J.L., Pascual, J.A., Bernal, M.P. (2014). *De residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad*. Madrid: Mundi-Prensa.
- National Instruments. (2016). NI LabVIEW - NI.com. National Instruments Corporation. Recuperado de <http://www.ni.com/labview/whatsnew/esa/>
- Vargas Zabala, V., (2007). *Electrogeneración del reactivo de Fenton para el tratamiento de aguas residuales*. (Tesis M.S.). Facultad de química, UNAM. Ciudad de Mexico, Mexico, Barcelona-Ciudad de Mexico.

Bibliografía

- Alcalde, P. (2010). *Electrónica General*. 2da ed. Madrid: Paraninfo.
- Anotai, C., & Tsai, C. (2010). Effect of hydrogen peroxide on aniline oxidation by electro-Fenton and fluidized-bed Fenton processes. *Elsevier B.V. ScienceDirect. Journal of Hazardous Materials*, 183(888–893), 889-892.
- Badawy, M.I. & Ali, M.E. (2006). Fenton's peroxidation and coagulation processes for the treatment of combined industrial and domestic wastewater. *Journal of hazardous*, 136(3), 961-966.
- Benatti, C., Granhen, C.R. & Guedes, T.A. (2006). Optimization of Fenton's oxidation of chemical laboratory wastewaters using the response surface methodology. *Journal of environmental management*, 80(1), 66-74.

- Bigda, R. (1995). Consider Fenton's chemistry for waste-water treatment. *Chemical Engineering Progress*, 91(12), 62-66.
- Blanco, A. (2012). *Procesos Electroquímicos de Oxidación Avanzada aplicados a la recuperación de aguas contaminadas con el colorante azoico direct yellow-4*. (Trabajo de investigación). Departamento de Química Física, Universidad de Barcelona. Barcelona, España.
- Centro de automatización Industrial, SENA, Regional Caldas. (2008). *Manual de uso del programa de diseño de circuitos y simulación Proteus*. Layout Editor.
- Contento Salcedo, A. M. (1997). *Nuevos métodos fotométricos y cromatográficos para la determinación de colorantes rojos en alimentos*. Cuenca: Universidad de Castilla- La Mancha.
- Gómara, F.L., Correr, C.J., Sato, M., & Pontarolo, R. (2004). Desarrollo y validación de un método espectrofotométrico para cuantificación de ácido kójico. *Ars Pharm*, 45(2), 145-153.
- Greene, B. (2011). *El universo elegante*. Nueva York: Drakontos Bolsillo.
- Kommineni, S. (2000). *Treatment technologies for removal of methyl tertiary butyl ether from drinking water*. 2nd ed. National Water Research Institute.
- Martinez, A. (2003). Dewatering of activated sludge by Fenton's reagent. *Advances in Environmental Research*, 667-670.
- Martinez, A., & Martinez Avila. (2012). *Evaluación de un proceso integrado de adsorción y oxidación avanzada para el tratamiento de aguas residuales industriales reales*. (Tesis M.S). Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia. Bogota.
- Martínez, L., & Gassan, H. (2011). Degradation of organic matter in olive-oil mill wastewater through homogeneous Fenton-like reaction, *Chemical Engineering Journal*, 173(2), 503-510.
- Mondragon, P., & Ulloa, J. (2011). Identificación de alimentos adulterados mediante espectroscopia de infrarrojo. *Artículos de Divulgación Fuente*, 3(6).
- Montenegro, D. (2013). *Introducción a G con aplicaciones*. Bogotá: Ediciones USTA.
- Munter, R. (2001). Advance Oxidation Processes: Current Status and Prospects. *Chemistry Keemia*, 50(2), 59-80.
- National Instruments Corporation. (2004). *User Guide, NI USB-6008/6009 Bus-Powered Multifunction DAQ USB Device*. Recuperado de ni.com/manuals

- National Instruments Corporation. (2011). *LabVIEW Core 1 Manual de Curso*. Texas.
- National Instruments Corporation. (2011). *LabVIEW Core 2 Manual de Curso*. Texas.
- Neyens, E., & Baeyens, J. (2003). A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1-3), 33-50.
- Observatorio Colombiano de Ciencia y Tecnología. (2013). *Entre la legitimidad, la normatividad y la práctica*. Bogotá.
- Panizza, M., & Cerisola, G., (2001). Removal of Organic Pollutants from Industrial Wastewater by Electrogenerated Fenton's Reagent. *Water Research*, 35, 3987-3992.
- Pérez B., Pérez, P. (1983). *Análisis de elementos-traza por espectrofotometría de absorción molecular UV-visible*. Sevilla, Córdoba: Monte de piedad y caja de ahorros de Córdoba y Universidad de Sevilla.
- Pourbaix, M. (s.f.). *Atlas D'Équilibres Electrochimiques*. Paris: Éditeur-imprimeur-libraire.
- Ramírez, C., & Madeira, L. Experimental design to optimize the degradation of the synthetic dye Orange II using Fenton's reagent. *Catalysis Today*, 107-108(30), 68-76.
- Rodrigues, C.S., Madeira, L.M., & Boaventura, R. (2009). Optimization of the azo dye Procion Red H-EXL degradation by Fenton's reagent using experimental design. *Journal of hazardous materials*, 164(2-3), 987-94.
- Rodríguez, M. (2009). *Utilización de un sistema híbrido basado en filtración con membranas y electro-oxidación avanzada para depurar efluentes complejos*. (Tesis de grado). Concepción, Chile.
- Texas Instruments Incorporated. (1999). *Datasheet LM317k Series SIMPLE SWITCHER 3A Step-Down Voltage Regulator*. Recuperado de www.ti.com
- Texas Instruments. (2002). *Datasheet OPA2335 Single-Supply Cmos operational amplifiers*.
- Texas Instruments. (2004). *Datasheet LM317-N Wide Temperature Three-Pin Adjustable Regulator*.
- Walling, C. (1975). Fenton's reagent revisited. *Accounts of Chemical Research*, 125-131.
- Walton, H., & Reyes, J. (1983). *Análisis Químico e instrumental moderno*. Colorado, Trujillo: Reverté.
- Wang, J.L., & Xu, L.E. (2012). Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: Formation of Hydroxyl Radical and Application. *Environmental Science and Technology*, 42, 251-325.

Aplicación de herramientas de modelación hidrológica y socioeconómica para el diseño del esquema de pago por servicios ecosistémicos en la cuenca alta del río Bogotá, sector Sisga-Tibitoc

CAROL ANDREA MARTÍNEZ FIGUEROA³⁸

MARÍA ALEJANDRA MORENO GIRALDO³⁹

JUAN JOSÉ VARGAS OSORIO⁴⁰

DARWIN MENA RENTERÍA⁴¹

Introducción

Los pagos por servicios ecosistémicos (PSE) son mecanismos de conservación que pueden ser aplicados cuando se encuentran compradores que retribuyen económicamente a los vendedores por los servicios ecosistémicos que se generan dentro del área

Esta transacción es de tipo voluntario por la provisión de un servicio ambiental o un uso de la tierra que lo provea, el determinante de estos servicios y la base de cobro lo genera el mayor bien ambiental que se está prestando como es el agua, debido a la gran

38 Ingeniera ambiental, Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: carolmartinezf@usantotomas.edu.co.

39 Ingeniera ambiental, Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: Mariamorenog@usantotomas.edu.co.

40 Ingeniero ambiental y sanitario. Msc en economía del medio ambiente y de los recursos naturales, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: juanvargas@usantotomas.edu.co.

41 Ingeniero ambiental y sanitario. Msc en evaluación de recursos hídricos, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: darwinmena@usantotomas.edu.co.

problemática en la prestación de este servicio por medio de las distintas entidades del estado o la simple carencia de este (Ministerio de Ambiente y desarrollo sostenible, 2012). Los PSE se generan como un ente regulador al control de la conservación y disposición de este, en la cuenca alta del río Bogotá sector Sisga-Tibitoc se presenta una deplorable calidad en el agua de este río , principalmente por la contaminación de aguas domésticas e industriales. Para determinar este servicio se realizó una modelación hidrológica mediante el método S.C.S para encontrar el escenario ideal del uso adecuado del suelo (determinación número de curva). Además, una modelación socioeconómica estimando el costo de oportunidad según la actividad y valor de la tierra, cuyos resultados proveen una línea base con respecto al uso del suelo que se le está dando actualmente y sus consecuencias. Con esto se determinan y establecen las condiciones de los escenarios ideales para mejorar la calidad de los servicios ecosistémicos y la preservación de estos aplicando del diseño según la metodología propuesta.

En este contexto, la Estrategia nacional de pago por servicios ambientales surge como una oportunidad para el mejoramiento de la gestión ambiental y puede ayudar a mejorar la eficiencia y efectividad del sector ambiental, teniendo en cuenta las potencialidades asociadas de involucrar a los sectores productivos en la conservación y uso sostenible de los ecosistemas y sus servicios ambientales. Dentro de este contexto se encuentran casos específicos en Colombia como en la microcuenca de Chaina, Departamento de Boyacá, Colombia. Este surge de la necesidad de contar con un mecanismo que permita la integración de diferentes actores e intereses; la problemática ambiental asociada a esta microcuenca está asociada a la contaminación y escasez de agua. Lo que se busca mediante la aplicación del PSE es la provisión en servicios de regulación hídrica, reducción de los niveles de turbiedad y carga de sedimentos del agua debido a los cambios en el uso de suelo y cambios en las prácticas socioeconómicas. Mediante la metodología desarrollada se permite la vegetalización natural y la conservación de los bosques. Estas acciones son adoptadas por los propietarios de aguas arriba, económicamente beneficiados por los usuarios aguas abajo (Borda et al., 2010).

La aceptación y participación en el proyecto se centra en las condiciones de la población y su disposición a pagar y a aceptar según sea el rol en el que se esté desarrollando, siendo partícipe del esquema ya sea al realizar un correcto uso del suelo para el cumplimiento del escenario ideal propuesto, u obtener un sentido de pertenencia de las leyes que permiten la coherente convivencia entre el desarrollo de actividades socioeconómicas y la recuperación del ecosistema. En cuanto al ámbito internacional en Pimampiro, Ecuador, se realizó en esquema de PSE. Este se basa en la protección de las fuentes de aguas superficiales utilizadas para agua potable y riego. Las acciones se enfocan en la reducción de carga de sedimentos aguas arriba, aplicación de herramientas de evaluación de suelo y

agua SWAT, identificación de las áreas críticas para la prestación del servicio y comparación del uso del suelo actual respecto a los escenarios actuales. La metodología de este esquema incluye el uso del modelo de optimización Ecosuat, para así predecir los beneficios económicos netos para los prestadores de los servicios. Los resultados arrojados mediante esta aplicación son la reducción de sedimentos al 50 % y la reducción del flujo en un 0,5 %, lo que refuerza la justificación del PSE al cumplir con el objetivo principal en cuanto a la reducción de carga de sedimentos (Quintero, 2009).

Metodología

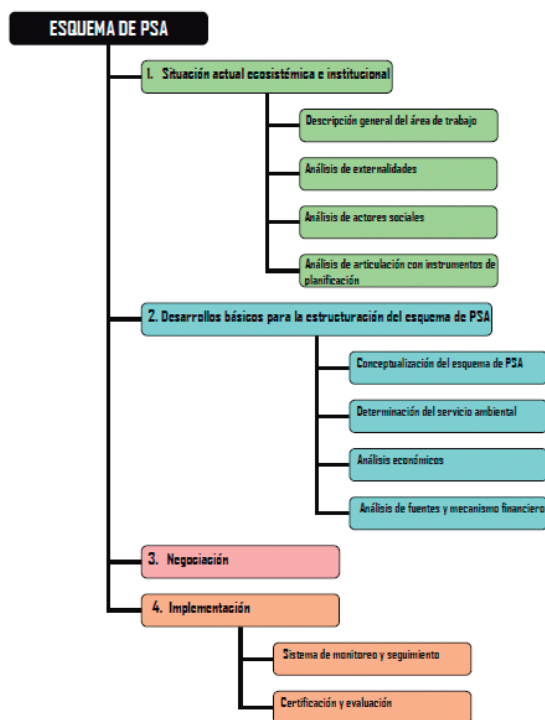
El esquema de PSA tiene un instrumento económico que recolectará los recursos de los beneficiarios del servicio ambiental. El instrumento, en este caso incentivo, es necesario en especial si existen varios beneficiarios que paguen por el servicio.

Otro elemento que conforma un esquema de PSA es el instrumento de pago (incentivo), que agrupará los arreglos institucionales necesarios para interactuar con los proveedores de los servicios ecosistémicos. Este instrumento de pago deberá formalizar la transacción de PSA (por ejemplo, mediante un contrato), hacer seguimiento a los compromisos de la transacción y realizar los pagos de acuerdo con el servicio o uso de la tierra provisto por el proveedor.

Por último, el operador del PSE será aquella institución o persona, natural o jurídica, encargada de administrar el mecanismo financiero y el mecanismo de pago. Nótese que el operador puede ser distinto al beneficiario o al proveedor; o podría ser un representante de los beneficiarios o un representante de los proveedores (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible, 2008).

Los conceptos de beneficiarios, compradores, proveedores, instrumento económico, instrumento de pago (incentivo) y operador serán utilizados en la estrategia para definir los roles institucionales. De forma similar, los siguientes conceptos serán utilizados para el diseño de un esquema de pago por servicios ecosistémicos, como los encontrados dentro de la metodología que propone el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible.

Figura 1. Esquema de PSA.



Fuente: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible (2012).

Resultados

El modelo (lluvia-escorrentía) escogido se encuentra dentro de la metodología S.C.S (Soil Conservation Service), un modelo complejo dentro del cual se deben manejar datos de precipitación diaria, en este caso con series de 15 años (1994-2010) (Henríquez, 2014).

Con respecto al grupo hidrológico del suelo S.C.S, ha definido cuatro grupos de suelos a partir de las distintas tasas de infiltración, como son:

- **Grupo A:** grupo de suelos que generan menor escorrentía; incluye suelos que presentan mayor permeabilidad. Constituidos por arenas o gravas profundas. (Misceláneos erosionados)
- **Grupo B:** suelos con permeabilidad moderada cuando están saturados; suelos profundos de texturas moderadamente finas a moderadamente gruesas, moderada transmisión de agua. (Media fina y media).

- **Grupo C:** suelos de poca permeabilidad, bajas tasas de infiltración, con texturas que van de moderadamente finas a finas. (Fina).
- **Grupo D:** alto potencial de escurrimiento, comprenden suelos de gran impermeabilidad como terrenos arcillosos profundos, muy impermeables, próximos a la superficie. (Zonas Urbanas) (Bejar Villón, 2004).

Con estas clasificaciones se superponen los mapas de cobertura y textura del suelo, para así obtener los distintos grupos que componen la subcuenca.

Dentro de la subcuenca se cuenta en su mayoría con una clasificación C (textura fina), dentro de los usos de la tierra de la subcuenca contamos con: otros cultivos, bosque plantado, sin vegetación, pastos manejados, rastrojos, cultivos de papa, entre otros. De acuerdo a estos usos de la tierra, el tratamiento o la práctica de estos ya sea en surcos rectos, curvas de nivel y terrazas o solo curvas de nivel, la condición hidrológica (buena pobre), obtenidos de la superposición de los mapas de cobertura y textura de suelo. Al reunir estas características y tabularlas se obtiene el número de curva general. Se llegó a un número de curva 90,49; esto indica que la subcuenca tiene una mayor probabilidad de escurrimiento que de infiltración, lo que muestra una buena estabilidad de suelos y un buen suministro de agua.

Para el modelo (lluvia- escorrentía) que se aplicó, se utilizaron los datos diarios con series de 15 años de precipitación de la zona. Por medio de estos datos se halla la escorrentía superficial y seguidamente el caudal de la subcuenca.

La calibración del modelo se realiza con las áreas aferentes de las estaciones limnimétricas hacia el resto de la subcuenca, la cual es un dato de entrada dentro del modelo y mediante el cambio de los números de curva, se pretende igualar los valores de los caudales simulados con los aforados.

El cambio de escenarios que se desea realizar como textura predominante es fina perteneciente al grupo hidrológico C (suelos de baja permeabilidad y bajas tasas de infiltración), con esto se busca hacer una reforestación de la zona y así obtener un mayor caudal.

Para el cambio de escenario se toma como base la normativa Resolución 0769 del 05 de agosto de 2002 “por el cual se dictan disposiciones para contribuir a la protección, conservación y sostenibilidad de los páramos” (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible, 2002). Y de acuerdo al mapa de curvas de nivel, se determina que la delimitación de la cuenca alta del río Bogotá sector Sisga-Tibitoc, sus alturas superan los 2900 m.s.n.m., dentro de lo cual pasan a ser zonas protegidas de mayor desarrollo de páramo. También, a partir del protocolo Distrital de Restauración Ecológica (2000), el DAMA propone la recuperación y rehabilitación de los ecosistemas que se localizan en la

estructura ecológica principal, haciéndose énfasis en la franja de los 2600 m.s.n.m. a los 3400 m.s.n.m., los cuales han sido alterados por procesos naturales o antrópicos.

Para mejorar el caudal se realizan cambios en la cobertura del suelo, para esto se plantea el escenario ideal tomando en cuenta las disposiciones legales.

Las rondas de nacimientos de ríos y quebradas son consideradas zonas de alta sensibilidad, por lo tanto, se tiene normativa especial para no generar alteración en sus funciones como control de procesos erosivos, flujo de sedimentos y protección a la fauna asociada. Para cumplir estas disposiciones se realizan unos buffer dentro del programa ArcGis de 30 metros a cada lado de cada una de las quebradas y el tramo del río Bogotá como cauce principal, dentro de las texturas se añadió bosque y área forestal a las zonas de más de 2900 m.s.n.m., creando así una mayor cobertura boscosa de la zona y una estructura ecológica encaminada hacia la conservación de acuerdo a las condiciones de la zona. La condición hidrológica y la textura del suelo se definió un nuevo número de curva (73) de la subcuenca, arrojando nuevos y mayores caudales con respecto a los observados por medio de la estación limnimétrica. A continuación, se presenta la comparación del escenario actual y el escenario ideal encontrado según el modelo.

Figura2. Mapa uso del suelo actual

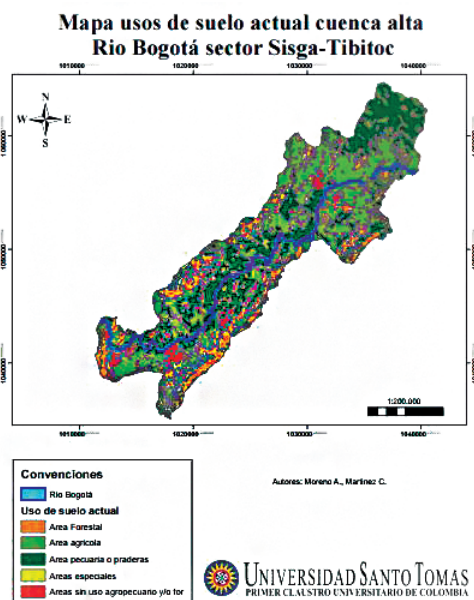
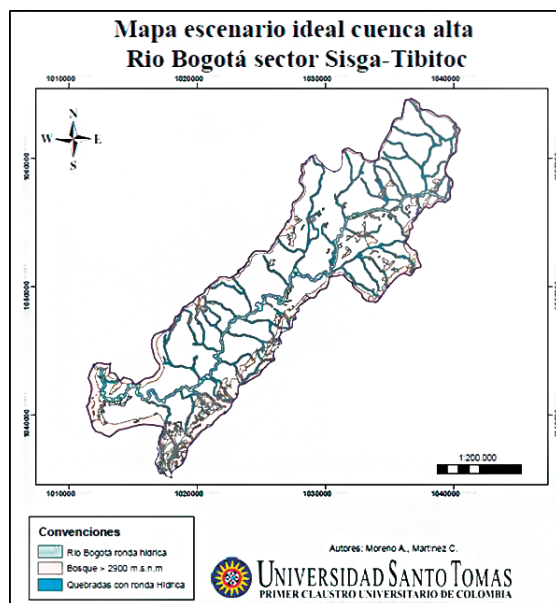


Figura 3. Mapa escenario ideal



Para realizar la modelación socioeconómica se realizaron 68 encuestas para tres municipios de Cundinamarca (Chocontá, Suesca y Sesquilé) pertenecientes a la cuenca alta de río Bogotá, sector Sisga-Tibitoc. Se convocó a la comunidad por medio de los líderes comunitarios, tomando como guía el formulario de la encuesta nacional agropecuaria (ENA) diseñado por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), en el diseño de la encuesta a aplicar para la obtención de información de las principales zonas conservadas y productivas, uso del suelo y productividad de la población presente en la cuenca y población aledaña al río de estos tres municipios y así crear una base de datos útil para la realización del modelo socioeconómico y estimación del costo de oportunidad.

El costo de oportunidad del uso de la tierra se relaciona directamente con la actividad económica y uso del suelo. La zona en estudio tiene como actividad productiva la ganadería y la agricultura, la cual representa la mejor opción económica para esas tierras en este momento. En ese sentido, el cálculo del costo de oportunidad de esa actividad permite establecer cuánto dejarían de percibir los propietarios para dedicarse a bosques en conservación y preservación del servicio ambiental. Las principales variables que permitirán realizar la estimación del costo de oportunidad a través de un modelo estadístico serán las relacionadas con las actividades económicas, para las cuales están destinadas los predios en donde se aplicaron las encuestas.

En la tabla 1 se realiza un resumen estadístico de las variables cuantitativas que se postularon para estimar el modelo, que permitirá predecir el costo de oportunidad. Varias de estas variables fueron descartadas en la estimación del modelo pues no resultaban ser parámetros con significancia en el modelo para estimar el costo de oportunidad.

Tabla 1. Resumen estadístico de variables cuantitativas del estudio.

Variable	Media	Mínimo	Máximo	Cuartil inferior	Mediana	Cuartil superior
Total de producción (COP)	37.332.724	4.124	459.844.839	492.915	2.803.500	22.500.000
Extensión área predio (ha)	3,94	0,01	40	0,32	0,64	3
Extensión área agrícola (Ha)	0,45	0	5,8	0	0	0,32
Total cabeza de ganado	12,06	1	150	2	3,5	13,5
Cobertura boscosa (Ha)	0,28	0	5,15	0	0	0,01

Varios fueron los modelos propuestos para predecir el costo de oportunidad de conservación usando como proxy la utilidad total de producción. Se pensó incluir variables importantes como tenencia de la tierra, la actividad agrícola, la actividad pecuaria, tipo de actividad pecuaria y fertilidad del suelo; pero estas variables no resultaron ser significativas en ninguno de los modelos. Finalmente se obtuvo un modelo lineal de regresión que permite predecir el costo de oportunidad por medio de la estimación del total de utilidad de la producción, el modelo propuesto tiene como variables explicativas la extensión del predio en hectáreas y la cobertura boscosa del predio.

El modelo de regresión lineal fue estimado usando el software estadístico SPSS que lo hace por medio de un modelo lineal de mínimos cuadrados ordinarios.

A continuación, se muestra en la tabla 2 la estimación de los parámetros del modelo dados por el programa SPSS

Tabla 2. Coeficientes del modelo

Parámetro	Estimador del parámetro	Pr > t
Extensión área predio (ha)	1.105.701,48	0,001
Cobertura boscosa (Ha)	31.254.293	0,0005

El p-valor ($Pr > |t|$) permite evaluar la significancia de los parámetros en el modelo, así que usando un nivel de significancia del 5 %.

La regla de rechazo será:

$$\begin{cases} P - \text{Valor} < 0,05 \rightarrow \text{Rechazo } H_0 \\ P - \text{Valor} \geq 0,05 \rightarrow \text{No Rechazo } H_0 \end{cases}$$

En caso de no rechazar la hipótesis se tendría que el parámetro no resultó significativo para el modelo. Para el modelo planteado se tiene que los parámetros estimados extensión del predio y cobertura boscosa resultaron ser significativos.

Es así como la estimación del costo de oportunidad se tiene por medio de la estimación del modelo de regresión:

$$y_i = 734.799,62 * \beta_{1i} + 31.098.576,21 * \beta_{2i}$$

Donde:

y_i es el total de la utilidad de producción de cada predio en pesos B_{1i} es el coeficiente relacionado con la extensión del predio en hectáreas.

β_{2i} es el coeficiente relacionado con la cobertura boscosa del predio.

El $R^2=0,466$ del modelo indica que 44,6 % de la variabilidad de total de la utilidad de producción es explicada por su relación lineal con la extensión del predio y la cobertura boscosa.

Por ejemplo: suponiendo que se tienen un terreno con 3Ha de extensión y una cobertura boscosa de 0,28, el costo de oportunidad de este predio seria aproximadamente \$10 912 000.

Conclusiones

Mediante la aplicación de modelación hidrológica y socioeconómica se logró obtener un diagnóstico inicial de las condiciones del sector, estableciendo cuál es el escenario ideal para la aplicación de un esquema como el propuesto y el uso adecuado de suelo para que este sea óptimo.

Se identificó cuáles de los servicios ecosistémicos prestados por la cuenca y sus usos actuales son los que están causando más afectaciones y externalidades el cambio de escenario ideal permite a la sub cuenca cumplir en mayor grado con el bien ecosistémico y preservación del servicio ambiental.

Un cumplimiento de la norma que determina la ronda hídrica y la plantación de bosque en alturas de más de 2800 m.s.n.m. permite obtener caudal óptimo de la cuenca, el

cual facilita analizar qué usos del suelo están causando externalidades y qué cambios se deben realizar.

Para mejorar el caudal se hacen cambios en la cobertura del suelo planteando así el escenario ideal. Este aumento de caudal permitiría tener una mayor cobertura de aquellos predios que requieren la implementación de un correcto acueducto veredal.

El resultado del costo de oportunidad debe ser interpretado con cuidado, teniendo en cuenta que esto es solo una simplificación de la realidad.

Dentro de la subcuenca no se respetan las rondas hídricas o la conservación de páramos y bosques en alturas mayores a los 2900 m.s.n.m., debido a que la población ha tomado parte de estos terrenos para realizar sus actividades económicas y los controles por parte de las autoridades municipales no es suficiente.

Se aplicaría una variable en la financiación del PSA, tomando en cuenta la disponibilidad a pagar de la población dependiendo de la actividad económica desarrollada y el terreno que este abarque, ya que estos parámetros no se pueden generalizar para los participantes del esquema.

Se requieren entes reguladores entre los financiadores y beneficiarios que se encuentran dentro del esquema PSA, mediante contratos y cláusulas de participación.

Referencias

- Bejar Villón, M. (2004). *Hidrología*. 200-289. Costa Rica: Editorial Tecnológica.
- Borda Almanza, C., Moreno Sánchez, R., & Wunder, S. (2010). *Centro para la Investigación Forestal Internacional CIFOR*. Recuperado de <https://www.minambiente.gov.co>
- Henríquez, C. (2014). *Modelando el crecimiento de ciudades medias: hacia un desarrollo sustentable*. 74-210. Chile: Ediciones UC.
- Ltda., E. (2012). *Elaboración del diagnóstico, prospectiva y formulación de la Cuenca Hidrográfica del Río Bogotá sub cuenca Río Bogotá sector Sisga-Tibitoc*. Bogotá, Colombia: Planeación ecológica Ltda.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). *Guía metodológica para el diseño e implementación del incentivo económico de pago por servicios ambientales-PSA*. Bogotá.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible. (2002). *Resolución 0769. Por el cual se dictan disposiciones para contribuir a la protección, conservación y sostenibilidad de los páramos*. Recuperado de https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Paramos/res_0769_050802.pdf

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible. (2008). *Estrategia Nacional de Pago por Servicios Ambientales*. Bogotá.

Quintero, S. W. (2009). For services rendered? Modeling hydrology and livelihoods in Andean payments. *Forest Ecology and Management*, 1871-1880.

Tratamiento de aguas residuales industriales con tecnología fisicoquímica y biológica de última generación: casos de estudio

LUIS ANTONIO RUBIO-LOZA⁴²

Introducción

En Colombia, como en muchos países de Latinoamérica y el Caribe, aún no se cuenta con la infraestructura adecuada para realizar el tratamiento de las aguas residuales generadas tanto a nivel municipal como industrial, aunado a una normatividad poco estricta como lo fue la Resolución 1594 (Minagricultura, 1984). Lo anterior propició que durante décadas la mayoría de soluciones que se instalaran estuvieran basadas en conceptos de operaciones unitarias y procesos muy básicos y de baja eficiencia. Actualmente, a nivel municipal solo se tiene registro que el 26 % de los municipios del país cuenta con algún sistema de tratamiento de aguas residuales, de los cuales el 17,3 % son catalogados como preliminares y primarios (con estos sistemas se trata el 43,2 % de las aguas generadas), mientras que el restante 82,7 % corresponderían a sistemas secundarios (aunque no se especifica de qué tipo), que en algunos casos no cumplen con las reducciones de diseño (Superservicios, 2013).

La industria en Colombia está conformada generalmente por empresas de pequeña escala que producen para el mercado nacional y andino principalmente. Los mayores generadores a nivel industrial son los productores de alimentos y bebidas (GWP, 2000) y en menor medida de papel, sustancias químicas, refinación del petróleo, curtiembres, textiles, rellenos sanitarios, entre otros, que están localizados en diferentes corredores industriales a lo largo y ancho del país. El vertimiento incontrolado de aguas residuales

⁴² Ingeniero Civil, Maestro en Ingeniería, Director del área técnica y científica, Clean Water Technology, Inc., Bogotá, Colombia/Los Angeles, CA. Correo electrónico: lrubio@cleanwatertechnology.com.

crudas o tratadas parcialmente, y de subproductos como lodos, ha ocasionado el deterioro de los principales ríos y cuerpos de agua del país, lo cual representa un riesgo para la salud pública. Por lo cual, actualmente existe una gran preocupación de diversos sectores acerca del origen y destino de las aguas residuales. Desafortunadamente no se cuenta con un registro completo de las compañías industriales, lo cual dificulta su monitoreo y control en el vertimiento de aguas residuales; sumado en muchos casos a la falta de voluntad política. Sin embargo, con la reciente publicación de la Resolución 0631 donde se establecen los parámetros y valores límites máximos permisibles, para vertimientos a cuerpos de agua superficiales y a sistemas de alcantarillado público (Minambiente, 2015), se espera que esta situación cambie al corto y mediano plazo.

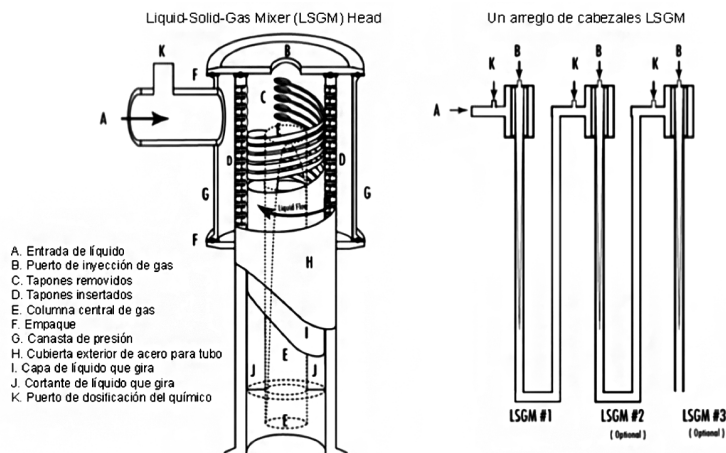
Durante los últimos años, el tratamiento de aguas residuales ha experimentado un importante desarrollo en todo tipo de tecnologías tanto fisicoquímicas como biológicas. Todas con los mismos objetivos: ser eficientes, tener costos de operación bajos, ser instalaciones compactas, ser fáciles de operar, ser sostenibles y perdurar al largo plazo. En ese sentido, en este documento se presentan algunas tecnologías de última generación desarrolladas por Clean Water Technology (CWT) que han permitido obtener resultados satisfactorios y destacados en el tratamiento de aguas residuales industriales en instalaciones a escala real.

Descripción de tecnologías

Sistema GEM[®]

El Sistema GEM[®] (Gas Energy Mixing, por sus siglas en inglés) es una tecnología fisicoquímica híbrida de última generación desarrollada y patentada por CWT, que combina los conceptos de movimiento centrífugo y flotación por aire disuelto. En esta se airea el 100 % de la corriente sin recirculación y la separación sólido-líquido ocurre en el interior de una serie de hidrociclones o cabezales LSGM (figura 1) o mezclador líquido-sólido-gas (Liquid-Solid-Gas Mixer, por sus siglas en inglés), por lo que el tanque solo sirve para recolectar el lodo fisicoquímico formado de la superficie y separar el agua libre de sólidos suspendidos, grasas y aceites (Colicet al., 2015).

Figura 1. Representación esquemática de los cabezales LSGM. Fuente: CWT



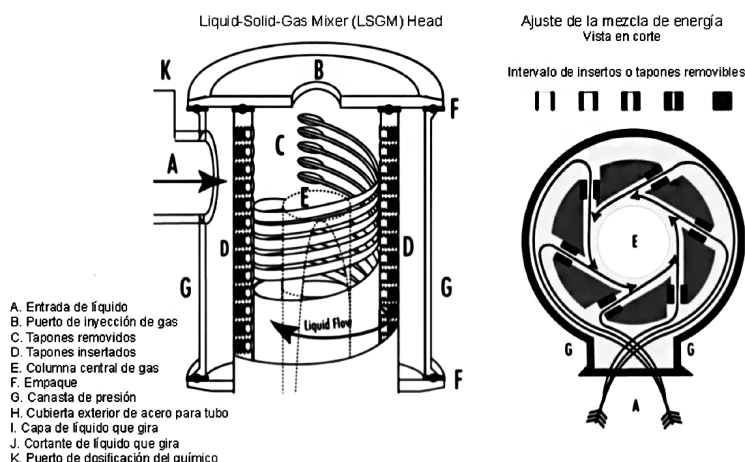
El sistema GEM® fue concebido con la finalidad de desarrollar un sistema de flotación más eficiente en comparación con los tradicionales sistemas de flotación por aire disuelto DAF (Dissolved Air Flotation, por sus siglas en inglés). Al combinar una mezcla centrífuga de alta energía de un sistema de hidrociclones con aire disuelto como una fuente de flotación. Los coagulantes y floculantes se pueden añadir directamente en la unidad hidrociclón o cabezal LSGM de flotación al mismo tiempo que el aire presurizado. Lo anterior da como resultado la formación de flóculos muy porosos y cargados con aire atrapado y arrastrado.

El cabezal LSGM proporciona un mezclado extremadamente energético al transportar secuencialmente el líquido, las partículas y las burbujas de gas a través de una capa líquida que gira de manera centrífuga. Las fuerzas axiales y radiales dentro del cabezal LSGM ayudan a mezclar los coagulantes y floculantes con las partículas. También se presenta el fenómeno de abrir el polímero y se alcanza una mejor mezcla de polímeros con ultraelevado peso molecular (y emulsiones más concentradas). El mezclado es sumamente eficiente para una floculación apropiada de las partículas suspendidas. La mezcla centrífuga evita el rompimiento de los flóculos al máximo, lo cual no ocurre con los tradicionales agitadores o mezcladores-floculadores de tubos de uso común.

Dentro de los cabezales LSGM se tienen múltiples huecos con tapones o insertos (figura 2). Al cambiar el número de tapones, es posible modificar la energía de mezcla y la caída de presión de muy baja a muy alta. De esta manera, podemos mezclar coagulante de bajo peso molecular a una relativamente alta energía y floculantes de alto peso molecular a una relativamente baja y mediana energía en la mezcla para promover la formación de flóculos de gran tamaño. La tecnología híbrida de CWT proporciona lo mejor de los

conceptos de movimiento centrífugo y de aire disuelto: mezcla continua de flujo eficiente y la floculación en línea con la nucleación y el arrastre de finas burbujas de aire disuelto. Este desarrollo ha dado lugar a una separación muy eficiente de partículas contaminantes, sistemas compactos, lodos más secos, flóculos duraderos, respuesta rápida y el tratamiento de la corriente total de aguas residuales (sin la característica recirculación del DAF).

Figura 2. Representación esquemática de los detalles en un cabezal LSGM. Fuente: CWT



Se ha utilizado la dinámica de fluidos computacional para diseñar mejores tanques de flotación con un patrón de flujo de vórtice que permite la formación de una cama de aire denso dentro del tanque. Tales capas de burbuja fina previenen la sedimentación de las partículas más pesadas previamente flotadas, que se traduce en tasas de flotación significativamente más altas (figura 3).

Lo beneficios del sistema GEM® son los siguientes:

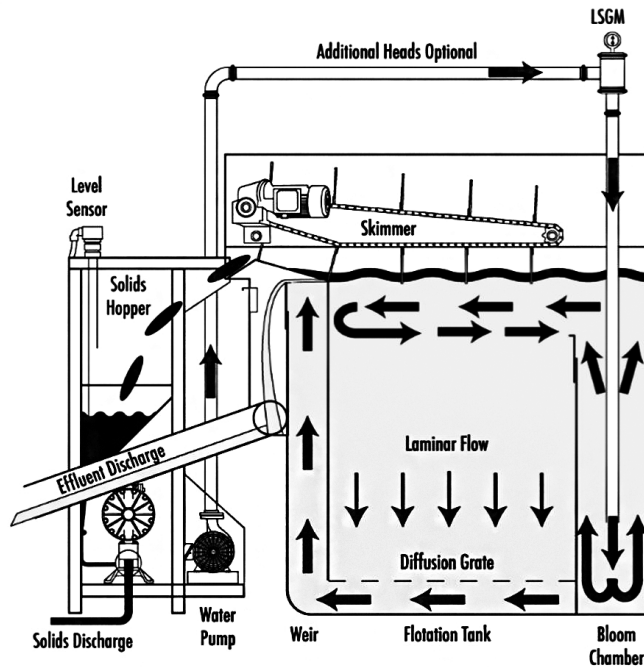
- Es el único sistema primario avanzado modular expandible en el mercado.
- Mayores niveles de remoción de contaminantes (grasas y aceites –GyA–, sólidos suspendidos –SST–, demanda bioquímica de oxígeno –DBO– y demanda química de oxígeno –DQO–).
- Menos consumo de químicos, lo cual reduce los costos de operación.
- Producción de lodos más secos comparado con otros sistemas tradicionales.
- Flexibilidad en cuanto a niveles de contaminantes y de flujo.

- Menor espacio requerido.
- Influentes variables más fáciles de tratar.
- Fácil de instalar y reubicar con tan solo un montacargas.
- Mayor eficiencia en el uso de químicos. Puede usar químicos del mayor grado. Abre los polímeros, dejando disponible todos los lugares cargados.
- El sistema GEM® disuelve aire en el 100 % del influente a alta presión y no es necesario la recirculación para realizar la aireación.
- Mantenimiento sencillo, ya que no tiene los sistemas de aireación típicos en unidades DAF.

La nueva generación de unidades de flotación de alto rendimiento como el sistema GEM® solo funciona si se utilizan productos químicos apropiados para coagular y flocular las partículas y emulsiones contenidas en el agua residual.

La coagulación, la floculación y la flotación son los conceptos más efectivos para eliminar grasas y aceites, sólidos suspendidos y materiales coloidales (incluso algunas proteínas y macromoléculas) de cualquier tipo de aguas residuales industriales, como por ejemplo la producción de alimentos. La mayoría de los coloides presentes en cualquier agua residual de procesamiento de alimentos están cargados negativamente, probablemente debido a la adsorción de iones hidroxilo y la disponibilidad de una superficie generalizada de grupos carboxilo. La carga superficial/disociación de tales grupos es dependiente del pH. Por lo tanto, el pH debe ser ajustado cerca del punto de carga cero, con el fin de ahorrar en consumo de coagulantes y floculantes necesarios para neutralizar la carga superficial. La coagulación es la adición de iones o moléculas de carga opuesta con el fin de neutralizar la carga superficial y desestabilizar las suspensiones coloidales. La floculación es un proceso de formación de flóculos grandes y estables que puedan sedimentar o flotar, al añadir reactivos químicos. Los floculantes son moléculas poliméricas grandes que agrupan los pequeños flóculos producidos en coagulación.

Figura 3. Esquema del funcionamiento del sistema GEM®. Fuente: CWT



Entonces los coagulantes se mezclan con las partículas en el proceso de mezcla de alta energía, con el fin de distribuir uniformemente las moléculas o iones de coagulante adsorbidos. Los floculantes se mezclan con menos energía con el fin de evitar la ruptura de los formados o incluso moléculas de polímero, que son grandes cadenas delicadas.

Se necesita la linealización de lograr una configuración de polímero (polímero abierto) en la cual se puedan unir numerosos flóculos más pequeños (figura 4). Los floculantes son el componente clave de cualquier tratamiento de aguas residuales de flotación exitoso. Debido al hecho de que los flóculos flotan por sí mismos (figura 5) y que no se introduce aire en el tanque, una pequeña celda de flotación es necesaria, reduciendo el espacio total requerido. Esto también elimina el traspaso de flóculos que no flotan, así como menos GyA, SST, DBO y DQO transferidos a la descarga de agua tratada. Con una aireación más eficaz y una mayor eficiencia en el uso de químicos, el sistema GEM® es capaz de eliminar constantemente los sólidos en suspensión a 10-45 ppm. El tipo de químicos a utilizar depende de cada tipo de agua, por lo cual se recomienda realizar una prueba de jarras para definirlos.

Figura 4. Diferencia entre un polímero enrollado (flóculo enrollado en DAF)
y un polímero abierto (flóculo desdoblado en el sistema GEM®)

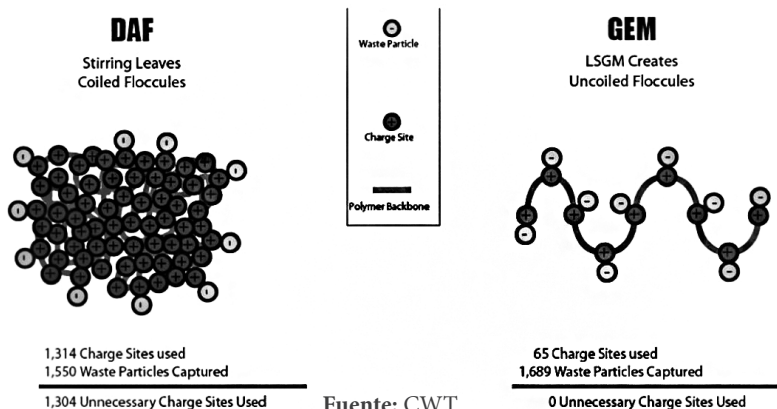
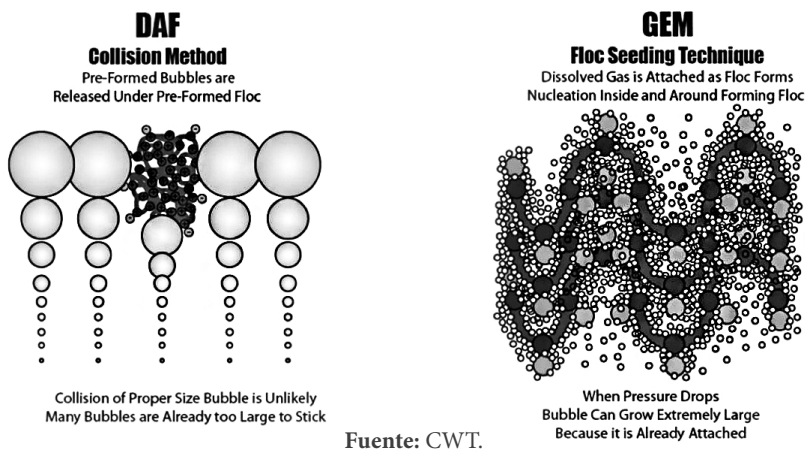


Figura 5. Diferencia entre el arrastre de flóculos formados con respecto al tipo
de aireación en un DAF vs. sistema GEM®



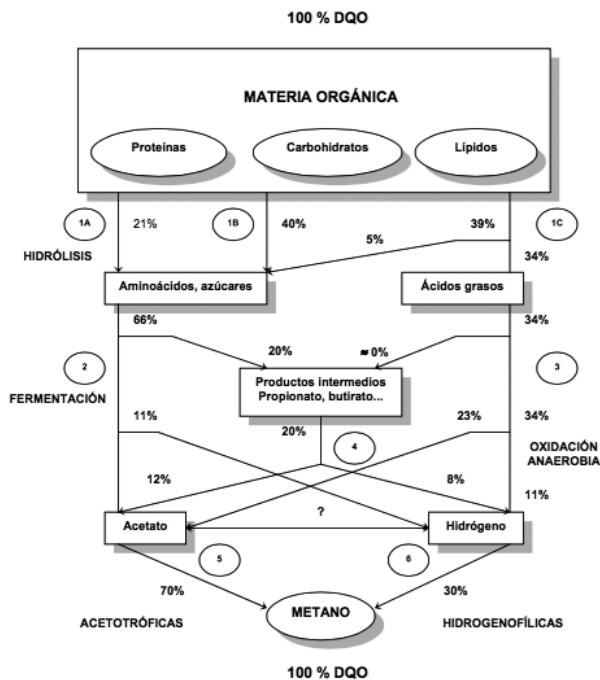
Reactor EGSB

El tratamiento biológico anaerobio por décadas ha sido utilizado tanto para la estabilización de lodos de desecho (Rubio-Loza & Noyola, 2010) como para el tratamiento de aguas residuales altamente concentradas con diversas aplicaciones alrededor del mundo (McHugh et al., 2003; Jeison & Chamy, 1999). Particularmente, los sistemas modernos como el reactor EGSB (Expanded Granular Sludge Bed por sus siglas en inglés –reactor

de cama de lodo granular expandido-) que opera a cargas orgánicas volumétricas (15 a 35 kgDQO/m³-d) y velocidades ascendentes (3 a 10 m/h) mayores a los sistemas convencionales como el reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, por sus siglas en inglés -reactor anaerobio de cama de lodo y flujo ascendente--) (Rebacet al., 1996; Van Lier et al., 2001; Dastyar et al., 2015).

Durante la digestión anaerobia, la materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular, nitratos y sulfatos, es convertida a metano y dióxido de carbono por la combinación de la actividad de cinco diferentes grupos de microorganismos, tanto anaerobios estrictos como facultativos.

Figura 6. Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano



Fuente: Gujer y Zehnder (1983).

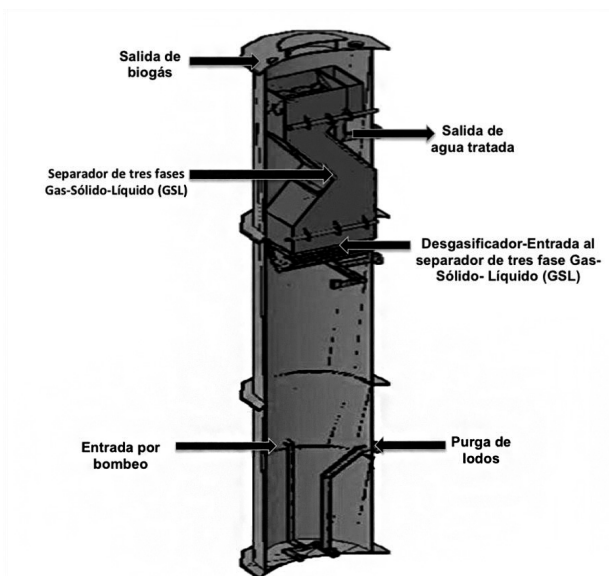
En resumen, se pueden identificar seis procesos de conversión en la digestión anaerobia (figura 6):

1. Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos).
2. Fermentación de aminoácidos y lípidos.
3. Oxidaciónβ-anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes.

4. Oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles (excepto acetato).
5. Conversión de acetato a metano.
6. Conversión de hidrógeno a metano.

El reactor EGSB (figura 7) representa una sofisticación del diseño de un reactor anaerobio UASB, de modo que promoviendo una mejor transferencia de masa se pueda tratar la misma cantidad de materia contaminante en un volumen muy reducido. Debido a las altas velocidades de flujo ascendente de líquido y de gas en los reactores de lecho expandido, se evitan las limitaciones de transferencia de masa causadas por los cortocircuitos en la cama de lodo (Van Lier et al., 2001). El reactor EGSB tiene una figura esbelta ya que se trata de tanque de al menos 8 m de altura que ocupa un área muy pequeña (small footprint). El reactor es capaz de operar con cargas orgánicas volumétricas superiores a 15 kgDQO/m³-d (lo cual dependerá del tipo de agua residual a tratar). El reactor EGSB también se caracteriza porque en él se genera lodo exclusivamente granular de muy alta sedimentabilidad, lo cual permite retener la biomasa, aunque la velocidad del agua y el flujo ascendente de biogás sean considerables. En la configuración EGSB, el reactor opera con una velocidad ascendente alta y los fenómenos de transferencia de masa se favorecen, resultando en un reactor que puede trabajar con una carga orgánica volumétrica considerablemente mayor que la de un reactor UASB convencional, pudiendo llegar a ser hasta de 35 kgDQO/m³-d (tabla 1).

Figura 7. Esquema del reactor anaerobio EGSB. Fuente: CWT



Las altas velocidades de flujo ascendente en la sección separadora del reactor EGSB da como resultado una carga superficial muy alta, y es necesario el desarrollo de separadores de fases específicos para permitir la retención de biomasa eficientemente en estos reactores, tal como el desarrollado por CWT. En otras palabras, el secreto reside en el separador de fases gas-sólido-líquido (GSL) que se encuentra en la parte superior del reactor, el cual es un diseño exclusivo de CWT (patente en trámite). El separador de fases GSL impide la evacuación del biogás por la superficie del líquido del reactor. Al mismo tiempo, crea una zona libre de turbulencia favorable a la sedimentación y retorno de los sólidos suspendidos o biomasa que hubiese llegado hasta esa zona.

Tabla 1. Comparación de tecnologías anaerobias UASB vs. EGSB. Fuente: CWT.

Parámetro	UASB	EGSB
Carga orgánica volumétrica (Kg DQO/ m ³ -d)	5-15	15-35
Altura (m)	4.5-8	8-20
Resistencia a compuestos tóxicos	+/-	++
Velocidad ascendente (m/h)	<1	3-10

El tratamiento anaerobio es siempre una forma de pre-tratamiento en aguas residuales industriales que lo permitan. Como corriente de salida de un reactor EGSB se obtiene un agua con contenido de materia orgánica en términos de DQO entre un 70 a 90 % y en términos de DBO de 75 a 95 %, menor con respecto al influente (lo cual dependerá del tipo de sustrato). El restante 10 a 30 % de contaminantes remanentes serán tratados en un pulimento aerobio.

Las ventajas del reactor EGSB son:

- Es un reactor de ultra tasa y tercera generación que puede tratar altas cargas orgánicas a muy bajo costo de operación y en un volumen reducido.
- En caso de eventuales picos de concentración de material orgánico, el reactor anaerobio puede eliminarlos fácilmente sin que esto repercuta en la estabilidad.
- El efluente del reactor anaerobio contendrá una concentración de materia orgánica muy reducida, de manera que se abatirá la formación de tejido celular (y en consecuencia lodos) en la fase aerobia de post tratamiento.
- Al establecer como elemento principal el reactor anaerobio, se minimiza la extensión de la fase aerobia de tratamiento complementario, reduciéndose eventualmente

los requerimientos globales de área para la planta de tratamiento y se abate radicalmente el consumo de energía para aireación.

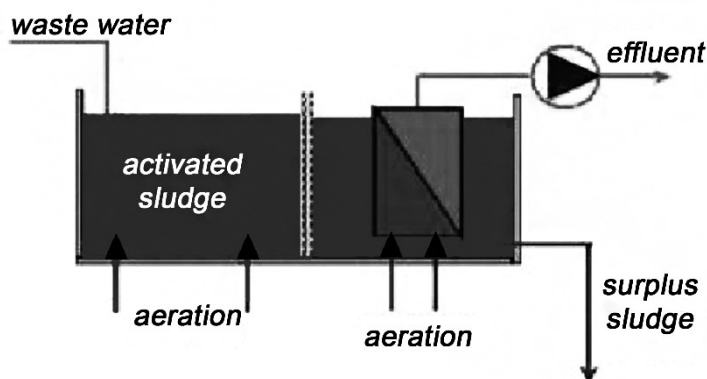
- Los lodos anaerobios de purga pueden servir como inóculo de otros reactores.
- El consumo energético del conjunto se minimiza, especialmente si se compara con la instalación de un tratamiento totalmente aerobio.
- Las excelentes propiedades de sedimentación en el lodo previenen que los gránulos se laven en el efluente, manteniendo una alta concentración de lodo en el interior de reactor. Biomasa granular de alta sedimentabilidad (60-80 m/h).
- El tiempo de retención celular es incrementado, mientras que el tiempo de retención hidráulico es disminuido.
- Como el diseño del reactor es sellado, se tiene el control total de las emisiones.
- Se obtiene biogás (metano) como subproducto.
- Tecnología probada.
- Bajo o casi nulo costo operativo.
- Eficiencia de eliminación de DQO de 70 a 90 % (DBO de 75 a 95 %).
- Puede funcionar con buenas eficiencias de reducción de DQO a bajas temperaturas.
- Resistencia a compuestos tóxicos debido a la dilución causada por el retorno del efluente anaerobio.
- Ahorro de reactivos para ajustar el pH, ya que la recirculación del efluente anaerobio retorna alcalinidad.
- Ideal para instalaciones con limitante de espacio.

Reactor MBR

El biorreactor de membranas MBR (Membrane Bio-Reactor, por sus siglas en inglés) es una tecnología aerobia de tratamiento en presencia de oxígeno que combina los conceptos de lodos activados con un sistema de separación de membranas en lugar de un clarificador secundario tradicional (figura 8). Es decir, la unidad biológica es responsable de la biodegradación de los compuestos contaminantes y la sección que aloja la membrana sirve para la separación física del agua tratada (permeado) del licor mezclado. El reactor MBR se está convirtiendo en un proceso promisorio debido a su estabilidad y a la alta calidad del efluente que se obtiene (Hoinkis et al., 2012; Andrade et al., 2013; Johir et al., 2013; Wang et

al., 2014), lo que lo hace ideal como un proceso de pulimento de reactores anaerobios para obtener agua de reúso (Sheldon & Erdogan, 2016; Buntner et al., 2013). Además, también puede ser utilizado para la eliminación biológica de nutrientes (Johir et al., 2013).

Figura 8. Esquema del reactor MBR. Fuente: CWT



En este proceso se logra una degradación superior al 97 % y puede operar a una concentración alta de microorganismos, que lo hace tener un tiempo de residencia hidráulica (TRH) muy bajo y un tiempo de residencia celular (TRC) alto, que se controlan de manera independiente. Lo anterior requiere poco espacio y además elimina los problemas asociados a la sedimentación del lodo. La membrana funciona como un tratamiento terciario, por lo cual es factible su reúso (Hoinkis et al., 2012) y es la razón por la cual su uso se ha extendido en los últimos años. Es un proceso que opera en continuo, es automático y su mantenimiento es sencillo. El diámetro de poro de las membranas se encuentra en el intervalo que va de 0,01-0,1 μm , por lo que las partículas, virus y bacterias pueden ser retenidos.

El sistema MBR ha sido aplicado con éxito en diferentes sectores de la industria como lácteos (Buntner et al., 2013), bebidas (Sheldon & Erdogan, 2016), etc., incluyendo agua salina proveniente de la industria de procesamiento de alimentos (e.g. procesamiento de productos del mar), curtiembres. También se utiliza en la industria química, farmacéutica, cosmética, textil, entre otras. Además, la tecnología MBR es un excelente pretratamiento para una etapa de tratamiento adicional si se necesita una mayor calidad de agua (e.g. nanofiltración y ósmosis inversa) (Hoinkis et al., 2012).

Las membranas de hoja plana usadas en los reactores MBR han demostrado ser una solución eficaz para el tratamiento secundario de aguas residuales industriales y municipales. La unidad de membrana sumergida se divide en dos secciones principalmente: los cartuchos o paquetes de membranas y el sistema de tuberías con difusores de aire en parte baja. El aire se suministra con el objetivo de limpiar las membranas en dirección ascenden-

te para evitar su taponamiento, mezclar el tanque donde está contenida la unidad de membrana sumergida y proveer el oxígeno para que los microorganismos aerobios realicen sus actividades metabólicas. Cada uno de los cartuchos o paquetes de membrana (paneles) está conectado a través de un tubo de permeado a un cabezal de colección del mismo.

Las ventajas de la tecnología MBR son:

- Concentración de lodos alta (sólidos suspendidos en el licor mezclado SSLM: 10 a 20 g/L).
- La filtración por membrana garantiza una calidad de agua superior que permite el reúso.
- Se retienen sólidos en suspensión y sustancias coloidales.
- La planta es más compacta (se puede reducir hasta 1/3 el espacio comparado con otras tecnologías aerobias).
- Flexibilidad de operación: TRC y HRT se pueden controlar independientemente.
- Proceso continuo y automático.
- Mantenimiento sencillo.
- Efluente de alta calidad.
- Retiene virus y bacterias.
- Baja producción de lodo, especialmente si el influente proviene de un proceso anaerobio.
- Desinfección y control del mal olor, sin necesidad de agregar ningún químico.
- Grado de automatización alto.

Caso de estudio 1: sistema GEM® y reactor EGSB

El primer caso de estudio corresponde a una empresa panificadora en Colombia. El proyecto consistió en optimizar una planta de tratamiento existente. Se instaló un sistema GEM® y un reactor EGSB, para mejorar el funcionamiento de un reactor secuencial por lotes SBR (Sequential Batch Reactor, por sus siglas en inglés) existente. Los límites a cumplir son: DQO de 90 mg/L; DBO de 30 mg/L y SST de 30 mg/L. El funcionamiento de diseño y de la operación actual puede observarse en la tabla 2. El tratamiento consiste en: 1) cribado fino, 2) homogeneización y ajuste de pH, 3) sistema GEM®, 4) reactor EGSB, 5) reactor SBR, 6) cloración y 7) desaguado de lodo en filtro tornillo-multidiscos.

Tabla 2. Funcionamiento del sistema GEM® y reactor EGSB en industria panificadora.

Fuente: CWT.

Parámetro	Diseño	Actual
Sistema GEM		
Entrada agua cruda		
Flujo (m ³ /d)	245,6	180
DQOi (mg/L)	15 000	18 100
SSTi (mg/L)	4 000	5 145
Salida del sistema GEM		
DQOf (mg/L)	6 000	8 870
SSTf(mg/L)	100	77
Eficiencia de remoción en DQO (%)	60	51
Eficiencia de remoción en SST (%)	98	99
Reactor EGSB		
Flujo de recirculación (m ³ /d)	491,2	491,2
Flujo total ingresado (m ³ /d)	736,8	671,2
Volumen efectivo (m ³)	95,33	95,33
Altura efectiva (m)	10,5	10,5
Diámetro (m)	3,4	3,4
Velocidad ascendente (m/h)	3,4	3,1
Carga orgánica volumétrica (Kg DQO/m ³ -d)	15,5	16,75
HRT (h)	9,3	12,7
Entrada (salida del Sistema GEM)		
DQOi (mg/L)	6 000	8 870
SSTi (mg/L)	100	77
Temperatura (°C)	25	23,6
pH	7	7,7
Salida del EGSB		
DQOf (mg/L)	1088	464
SSTf(mg/L)	250	218
Eficiencia de reducción en DQO (%)	82	95

El incluir el sistema GEM® y el reactor EGSB permite cumplir con los parámetros de descarga, debido a la alta eficiencia alcanzada en ambos procesos. El espacio disponible tenía limitaciones. En la actualidad el agua es enviada a riego de áreas verdes.

Caso de estudio 2: sistema GEM®, reactor UASB y reactor MBR

El segundo caso corresponde a una compañía que procesa productos del mar, ubicada en Perú. Los límites a cumplir son: DQO de 40 mg/L; DBO de 10 mg/L y SST de 10 mg/L. El funcionamiento de diseño y de la operación actual puede observarse en la tabla 3.

La instalación fue completamente nueva y está conformada por los siguientes pasos: 1) cribado fino, 2) homogeneización y ajuste de pH, 3) sistema GEM®, 4) reactor UASB, 5) reactor MBR y 6) desaguado de lodo en filtro tornillo-multidiscos.

Tabla 3. Funcionamiento del sistema GEM®, reactor UASB y reactor MBR en industria de procesamiento de productos del mar. Fuente: CWT.

Parámetro	Diseño	Actual
Sistema GEM		
Entrada agua cruda		
Flujo (m ³ /d)	500	420
DQO _i (mg/L)	4 445	3 264
SST _i (mg/L)	1 195	1 448
Salida del sistema GEM		
DQO _f (mg/L)	2 896	3 081
SST _f (mg/L)	100	88
Eficiencia de remoción en DQO (%)	35	6
Eficiencia de remoción en SST (%)	92	94
Reactor UASB		
Volumen efectivo (m ³)	258,96	258,96
Velocidad ascendente (m/h)	0,52	0,44
Carga orgánica volumétrica (Kg DQO/m ³ -d)	5,2	5,0
HRT (h)	12,4	14,8
Entrada (salida del sistema GEM)		
DQO _i (mg/L)	2 896	3 081
SST _i (mg/L)	100	88
Salida del UASB		
DQO _f (mg/L)	1 166	1 335
SST _f (mg/L)	150	165
Eficiencia de reducción en DQO (%)	60	57
Reactor MBR		
Volumen efectivo (m ³)	462,64	95,33
Entrada (salida del reactor UASB)		
DQO _i (mg/L)	2 896	1 335
SST _i (mg/L)	100	165

Salida del UASB		
DQOf (mg/L)	30	22
SSTf(mg/L)	5	3
Eficiencia de reducción en DQO (%)	99	98
Eficiencia de reducción en SST (%)	95	98

Con las tecnologías consideradas es posible cumplir el valor tan estricto de la normatividad en el Perú. También es el caso se tenía limitación de espacio.

Conclusiones

Es necesario que se realice el correcto tratamiento de las aguas residuales industriales, a fin de cumplir con los límites de descarga especificados en la Resolución 0631 para cada sector. El sistema GEM® es el tratamiento primario avanzado más eficiente del mercado, ya que combina conceptos que le permiten ser más eficiente en la remoción de contaminantes por vía fisicoquímica (coagulación-floculación-centrifugación-flotación). El reactor EGSB permite tratar altas concentraciones de contaminantes en un volumen reducido, altas cargas orgánicas volumétricas (15-35 kgDQO/m³-d), velocidades ascendentes altas (3-10 m/h) y altas eficiencias, ya que la transferencia de masa se mejora. El reactor MBR, al combinar los conceptos de degradación biológica con una separación de membranas, permite obtener efluentes tratados de alta calidad, los cuales pueden reusarse. La combinación de tecnologías de última generación desarrolladas por CWT permite cumplir con normatividades estrictas en distintas aplicaciones industriales con resultados sumamente satisfactorios en lugares con restricción de espacio.

Referencias

- Andrade, L. H., Motta, G. E., & Amaral, M. C. S. (2013). Treatment of dairy wastewater with a membrane bioreactor. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 30(4) 759-770.
- Buntner, D., Sánchez, A., & Garrido, JM. (2013). Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures. *Chemical Engineering Journal*, 230, 475-481
- Colic, M., Acha, E., Rubio, L., & Lechter, A. (2015). *Flocculation-Flotation Enables Anaerobic-Aerobic Bioreactors Treatment and Reuse of High Load Tortilla Manufacturing Wastewater*. Water Environmental Federation Proceedings of 88th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference McCormick Place. Chicago, Illinois USA, 1053-1076.

- Dastyar, W., Amani, T., & Elyasi, Sh. (2015). Investigation of affecting parameters on treating high-strength compost leachate in a hybrid EGSB and fixed-bed reactor followed by electrocoagulation–flotation process. *Process Safety and Environmental Protection*, 95, 1-11.
- Global Water Partnership (GWP). (s.f.). *Informe Nacional Sobre la Gestión del Agua: en Colombia, 2000*. SAMTAC, Comité Asesor Técnico de Sud América. *La visión del agua para el Siglo XXI para Sud América*. Segundo foro mundial del agua. 77. Recuperado de <http://www.cepal.org/samtac/noticias/documentosdetrabajo/5/23345/inco00200.pdf>
- Gujer, W., & Zehnder, J.B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Water. Science. Technology*, 5, 127-167.
- Hoinkis, J., Deowan, Sh., Panten, V., Figoli, A., Huang, R., & Drioli, E. (2012). Membrane Bioreactor (MBR) Technology – a Promising Approach for Industrial Water Reuse. *Procedia Engineering*, 33, 234-241.
- Jeison, D., & Chamy, R. (1999) Comparison of the behaviour of expanded granular sludge bed (EGSB) and upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors in dilute and concentrated wastewater treatment. *Water Science & Technology*, 40(8), 91-97.
- Johir a, M.A.H., Vigneswarana, S., Kandasamy, J., BenAimb, R., & Grasmick, A. (2013). Effect of salt concentration on membrane bioreactor (MBR) performances: Detailed organic characterization. *Desalination*, 322, 13-20.
- McHugh, S., O'Reilly, C., Mahony, T., Colleran, E., & O'Flaherty, V. (2003). Anaerobic granular sludge bioreactor technology. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2, 225-245.
- Ministerio de Agricultura (MinAgricultura). (1984). Decreto 1594. Diario Oficial N.º 36.700, del 26 de junio de 1984. 55.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MinAmbiente). (2015). Resolución 0631 de 17 de marzo de 2015. *Diario Oficial N.º. 49.486 del 18 de abril de 2015*. 62.
- Rebac, S., Visser, A., Gerbens, S., Van Lier, J.B., Stams, A.J.M., & Lettinga, G. (1996). The Effect of Sulphate on Propionate and Butyrate Degradation in a Psychrophilic Anaerobic Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) Reactor. *Environmental Technology*, 17(9).
- Rubio-Loza, L.A., & Noyola, A. (2010). Two-phase (acidogenic–methanogenic) anaerobic thermophilic/mesophilic digestion system for producing Class A biosolids from municipal sludge. *Bioresource Technology*, 101, 576-585.

- Sheldon, M., & Erdogan, I. (2016). Multi-stage EGSB/MBR treatment of soft drink industry wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 285(1), 368-377.
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (Superservicios). (2013). Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en Colombia. 70. Bogotá, Colombia: Imprenta Nacional de Colombia.
- Van Lier, J.B., Van der Zee, F.P., Tan, N.C.G., Rebac, S., & Kleerebezem, R. (2001) Advances in high-rate anaerobic treatment: staging of reactor systems. *Water Science and Technology*, 44(8), 15-25.
- Wang, Z., Maa, J., Tangb, Ch., Kimurac, K., Wanga, K., & Hana, X. (2014). Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review. *Journal of Membrane Science*, 468, 276-307.
- Zoutberg, G.R., Frankin, R., (1996). Anaerobic treatment of chemical and brewery waste water with a new type of anaerobic reactor: the Biobed EGSB reactor. *Water Science and Technology*, 34, 375-381.

Preparación de materiales fotovoltaicos orgánicos y estudio de propiedades de transporte eléctrico usando espectroscopia de impedancia

ANDRÉS FELIPE LOAIZA CARREÑO⁴³

Introducción

El grupo de materiales semiconductores y energía solar de la Universidad Nacional de Colombia busca estudiar cómo se pueden aprovechar ciertos tipos de radiaciones, entre las cuales se encuentra la radiación solar para aplicaciones fotoactivas. Las más destacadas que se derivan de este grupo son las aplicaciones de fotocátalisis y fotovoltaicas, donde estas últimas permiten la conversión de la radiación en potencia eléctrica. Este proceso sucede en celdas solares, consideradas como tecnologías alternativas energéticas mundiales muy importantes.

¿Por qué celdas solares? En las últimas décadas se ha incrementado la demanda energética mundial debido al incremento poblacional, por lo que es válido afirmar que dicho incremento se da en función de la densidad de personas e industrias, razón por la cual se ha presentado un notorio aumento del consumo de combustibles fósiles y, por ende, impactos medioambientales severos.

De esta manera, el presente trabajo busca elaborar dispositivos fotovoltaicos como fuentes alternativas de energía que permitan aprovechar los recursos naturales de tal manera que se minimice el impacto ambiental generado hoy en día por la misma sociedad. Además de sintetizar y evaluar las propiedades ópticas, eléctricas y estructurales de materiales

⁴³ Magister en Ciencias Química de la Universidad Nacional de Colombia.

para aplicación como capa activa, capa transportadora de huecos y contactos eléctricos de dichos dispositivos tipo Bulkheterojunction (BHJ), basadas en polímeros conductores.

Metodología

Se fabricaron películas delgadas de mezcla P3HT:PCBM, usadas como capa activa, empleando la técnica spin coating, y como capa transportadora de huecos se evaluaron películas delgadas de PEDOT:PSS y ts-CuPC depositadas también por spin coating. Además, se utilizó la técnica de pulverización catódica de radio frecuencia (Sputtering fr) para fabricar películas delgadas de ITO ($\text{In}_2\text{O}_3:\text{Sn}$), usado como ánodo del dispositivo y también películas delgadas de aluminio (Al) y plata (Ag) usados como cátodo.

Las películas de P3HT:PCBM se depositaron a partir de soluciones precursoras que contienen poli(3-hexiltiofeno) regioregular (P3HT) y ester metílico del ácido (6,6)-fenil-C71-butírico (PCBM) en proporción 1:1, disuelto en diferentes solventes. En el presente trabajo se empleó clorobenceno, que es un solvente tradicionalmente empleado para este propósito y nuevos solventes como o-xileno y mesitileno.

Las películas delgadas usadas como capa transportadora de huecos se depositaron por spin coating a partir de una suspensión acuosa de la mezcla polietilendioxitiofeno:ácido poliestirensulfónico (PEDOT:PSS).

La capa activa y la capa transportadora de huecos fueron depositadas sobre sustratos de vidrio recubiertos con ITO, sometido previamente a una limpieza mediante baño ultrasónico en solventes con polaridad ascendente (acetona, isopropanol, etanol y agua desionizada).

La evaluación de las propiedades ópticas de películas delgadas de PEDOT:PSS, ts-CuPC, P3HT y P3HT:PCBM se hizo mediante medidas de absorbancia y transmitancia espectral, realizadas con espectrofotómetro Varian-Cary 5000. En particular, se estudió el efecto de tipo de disolvente.

Las propiedades estructurales de películas delgadas de P3HT y P3HT:PCBM fueron evaluadas a través de medidas de difracción de rayos X y/o espectroscopia Raman realizadas usando un difractómetro Shimadzu-600 y un equipo Raman Horiba Jobin Yvon micro-Raman Spectrometer, en configuración reversa con un láser DPSS de 473 nm, potencia de 20 mW enfocado con un objetivo de 50X. El espesor de las películas fue determinado usando un perfilómetro Veeco Dektak 150 surface profiler.

La evaluación de las propiedades eléctricas, tanto de películas delgadas de PEDOT:PSS, ts-CuPC, P3HT y P3HT:PCBM como de las interfases: s-CuPC/P3HT, s-CuPC/PCBM, s-CuPC/P3HT:PCBM, PEDOT:PSS/P3HT, PEDOT:PSS/PCBM, PEDOT:PSS/P3HT:PCBM, fueron realizadas mediante espectroscopia de impedancia.

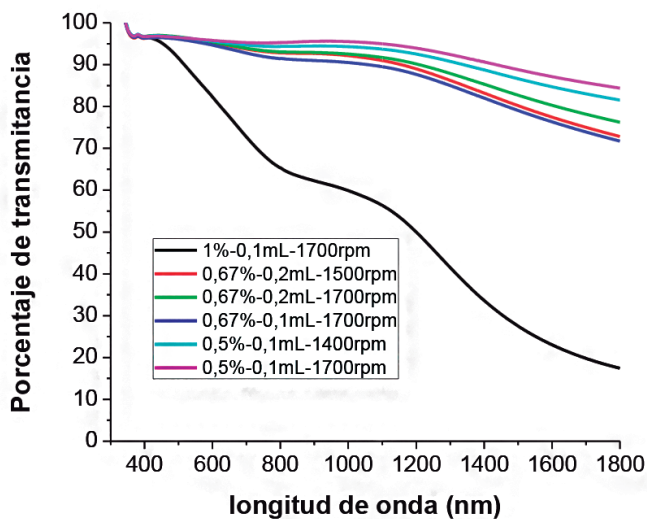
En este trabajo también se hizo un estudio del efecto del tipo de solvente usado para la preparación de la solución precursora (clorobenceno, xileno y mesitileno) y de la velocidad de remoción del solvente inducida por un proceso convectivo controlado mediante variación de la presión parcial (en atmósfera de nitrógeno), del sistema de spin coating durante la deposición de la muestra, sobre las propiedades ópticas y estructurales de películas delgadas de P3HT y P3HT:PCBM.

Resultados

Deposición de películas de PEDOT:PSS y s-CuPC

En la figura 1 se muestran los espectros de transmitancia de películas de PEDOT:PSS preparadas bajo diferentes parámetros de deposición (porcentaje p/v de PEDOT:PSS en agua, volumen de solución adicionado y velocidad final de giro) de películas mediante recubrimiento por giro (spin coating). Los espectros presentan básicamente dos señales de absorción, un hombro entre 600 y 1000 nm que corresponde absorciones bipolarónicas y por encima de 1000 nm se observan transiciones electrónicas $\pi \rightarrow \pi^*$

Figura 1. Porcentaje transmitancia de películas de pedot:pss vs. longitud de onda en función de parámetros de deposición por spin coating

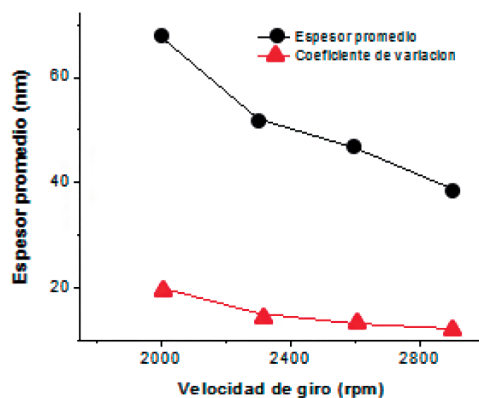


Se observa que, exceptuando la muestra depositada a partir de una suspensión precursora al 1 %, los parámetros utilizados permitieron obtener películas transmitancias superiores al 90 % (entre 400 y 700nm) y superiores a 80 % (entre 400 nm y 1800 nm). La capa transportadora de huecos debe presentar una alta transmitancia, pues esta debe permitir

que la radiación incidente llegue hasta la capa activa, donde se absorbe dando lugar a la generación de excitones. Considerando que la transmitancia disminuye con el espesor de la película, se puede observar que a mayor volumen de suspensión y/o mayor velocidad final de giro menor es el espesor de la película.

La figura 2 muestra una curva típica de variación del espesor promedio de las películas de PEDOT:PSS en dependencia de la velocidad de giro del sistema de deposición, donde se observa que a medida que aumenta la velocidad de giro disminuye el espesor y la película se hace más homogénea.

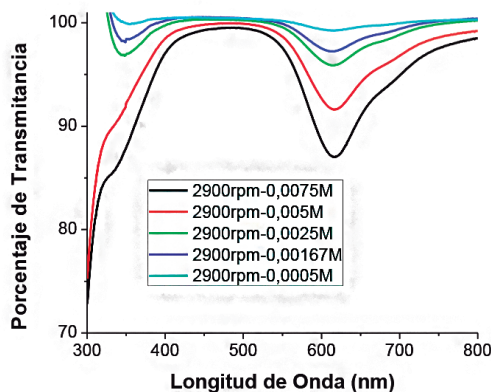
Figura 2. Espesor de película de PEDOT:PSS y coeficiente de variación en función de la velocidad de giro



Con base en los resultados de la figura 2, y estudios de otros autores donde se reporta que el espesor ideal de la capa de PEDOT:PSS es alrededor de 50nm, se encontró que los parámetros óptimos para depositar la capa de PEDOT:PSS con este espesor son: volumen de suspensión precursora de 0,1mL, porcentaje p/v de PEDOT:PSS en agua, de 0,67 % y velocidad de giro final de 2600rpm. Este tipo de muestras son bastante homogéneas y presentan transmitancias superiores al 90 %.

Posteriormente se realizó un estudio del efecto de la concentración de la solución precursora, manteniendo la velocidad final de giro en 2900 rpm. Como se aprecia en la figura 3, la transmitancia aumenta a medida que disminuye la concentración de la disolución precursora y, por lo tanto, se puede inferir que el espesor también disminuye.

Figura 3. Porcentaje de transmitancia de s-CuPC vs. longitud de onda, en función de la concentración de solución precursora

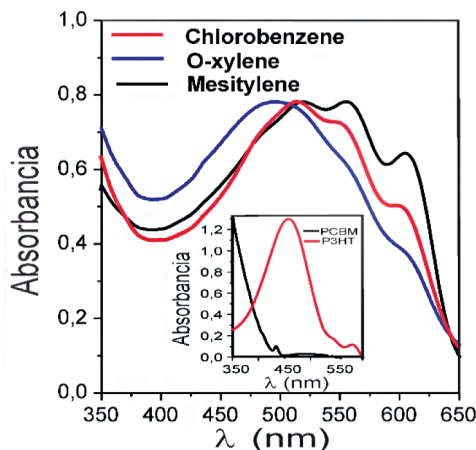


Efecto del disolvente utilizado, en las propiedades ópticas y estructurales de la capa activa P3HT:PCBM

Propiedades ópticas

En la figura 4 se muestran las curvas de absorbancia espectral de películas delgadas de P3HT:PCBM (1:1) preparadas sobre ITO usando xileno, mesitileno y clorobenzeno como solventes. Estos espectros están compuestos de una banda de absorción en el UV (300-400nm) asociado a transición de electrones en el PCBM y una banda de absorción en el visible asociado a transiciones en el P3HT. La absorción en el visible presenta tres picos alrededor de 490, 512 y 560 nm debido a transiciones intercadena p-p* (HOMO-LUMO); un cuarto pico alrededor de 600 nm es propio de transiciones entre estados energéticos relacionados con interacciones intercadena. Como la intensidad de la señal a 600nm da una idea de la fuerza de interacciones intercadena se puede proponer una relación entre la señal y el ordenamiento molecular del polímero, que favorecería este tipo de interacciones.

Figura 4. Espectros de absorbancia de películas de P3HT:PCBM depositadas sobre ITO a partir de soluciones precursoras preparadas con distintos solventes. En el recuadro se muestra la absorbancia de PCBM y P3HT en clorobenceno



Conclusiones

Las propiedades ópticas, estructurales y eléctricas de películas delgadas usadas como capa transportadora de huecos (PEDOT:PSS y CuPc) y como capa activa (P3HT y P3HT:PCBM) en celdas solares orgánicas, preparadas por spin coating usando nuevos solventes como o-xileno y mesitileno, fueron comparadas con las de muestras preparadas con solventes convencionales como clorobenceno mediante medidas de XRD, absorbancia espectral y espectroscopia Raman. El estudio reveló que las películas de mezcla P3HT:PCBM preparadas usando mesitileno presentan una mayor absorción de radiación en la región visible y mayor grado de ordenamiento de las cadenas poliméricas que aquellas que emplean solventes convencionales como clorobenceno. Además, se estableció que las propiedades ópticas y estructurales de películas de la mezcla P3HT:PCBM se pueden mejorar aumentando la presión parcial dentro del sistema de spin coating durante la formación de las películas.

El mayor aporte de este trabajo se hizo en aspectos relacionados con el estudio de propiedades de transporte eléctrico de películas delgadas de materiales. Este estudio se realizó usando la técnica de espectroscopía de impedancia y los resultados fueron evaluados utilizando un modelo de circuito equivalente propuesto en este trabajo, el cual es aplicable para celdas solares orgánicas tipo Bulkheterojunction; el circuito equivalente incluye un elemento de fase constante (asociado a la capacitancia a través de la zona de carga espacial del dispositivo) en paralelo con una resistencia a la transferencia de carga,

una resistencia en serie debida a los contactos eléctricos, y un inductor que permite tener en cuenta el ruido eléctrico de tipo inductivo. Mediante ajuste de curvas experimentales de impedancia con curvas simuladas empleando el software EIS Analyzer, se logró obtener los valores de los elementos del circuito. Entre los resultados más relevantes obtenidos con este estudio, vale la pena mencionar los siguientes:

Se confirmó que el P3HT forma una barrera Schottky con el aluminio y contacto óhmico con ITO y plata, mientras que el PCBM forma contacto óhmico con el aluminio. También se comprobó que la mezcla P3HT:PCBM forma contacto óhmico con el aluminio, lo que concuerda con la hipótesis de que existe un gradiente de concentración de los materiales a través de la capa activa.

Durante la elaboración de películas por spin coating la variación de la presión parcial (en atmósfera de nitrógeno) del sistema mejora las propiedades eléctricas de películas de la mezcla P3HT:PCBM.

La capa activa de P3HT:PCBMel preparada usando mesitileno como solvente tiene mejores propiedades eléctricas en la capa activa preparada usando soluciones basadas en clorobenceno y xileno.

La conductividad del P3HT aumenta cuando este se pone en contacto con el aire atmosférico como consecuencia de un aumento en la concentración de impurezas aceptoras.

Bibliografía

- Abdulrazzaq, O., Saini, V., Bourdo, S., Dervishi, E., & Biris, A. (2013). *Particulate Science and Technology*. 427-442, London: Taylor & Francis, 31.
- Camargo, D. (2014). *Celdas solares orgánicas: energía alternativa ecológica*. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4855804>
- Ginley, D., & Cahen, D. (2012). *Fundamentals of Materials for Energy and Environmental Sustainability*. New York: Cambridge University Press.
- Ma, H., Wang, C., Zhang, Y., Lia, C., Jing, G., & Jiang, Y. (2012). Study on performance degradation of organic solar cell based on P3HT-PCBM. *Optoelectronics and Advanced Materials-Rapid Communication*, 6, 78-81.
- Otalora C.A., Loaiza A.F., & Gordillo G. (2014). *Study of electrical transport properties of thin films used as HTL and as active layer in organic solar cells, through impedance spectroscopy measurements*. 40th Photovoltaic Specialist Conference. Denver: IEEE. 1754-1757, s.
- Poh, C. H., Poh, C. K., Bryant, G., Blecher, W., & Dastoor P. (2011). *SPIE proceedings*. Bellingham: s.n., 8204, 1-6.

Manejo adecuado de escombros en la ciudad de Villavicencio (Meta, Colombia) considerando los aspectos económico y ambiental

MATEO AGUDELO VARELA⁴⁴

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA⁴⁵

Introducción

A medida que aumenta la población mundial, el uso de los recursos naturales y la energía crece proporcionalmente, sin embargo dicho crecimiento debe ir paralelamente con el objetivo de la sostenibilidad “satisfacer las necesidades de la generación actual sin comprometer la capacidad de generaciones futuras para satisfacer sus necesidades” (WCE-DO, 1987), no obstante en las últimas décadas el crecimiento económico ha generado grandes avances sociales permitiendo que los indicadores económicos hayan sido durante años sistemáticamente positivos, mientras que los indicadores ambientales resultan cada vez más negativos (Vásquez et al., 2015). Siendo así vemos como uno de los principales problemas ambientales de hoy día es el consumo excesivo de los recursos naturales (De Brito et al., 2010). Recursos naturales que son utilizados para diversos fines, entre ellos el de la construcción de obras civiles, la cual sin buenas prácticas de ejecución contribuye significativamente al aumento de problemas relacionados con la generación y manejo

44 Ingeniero Civil. Magister en Gestión Ambiental Sostenible. Profesor asociado, Facultad de ingenierías, Universidad Cooperativa de Colombia, Villavicencio, Meta, Colombia. Correo electrónico: mateo.agudelov@campusucc.edu.co. Dirección postal: Calle 46 No. 52-100 Virrey. Villavicencio Meta. Colombia.

45 Ingeniero Sanitario y Ambiental. Magister en Ingeniería Ambiental. PhD (Candidato) Profesor Asociado. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Director del grupo de investigación AQUAFORMAT. Correo electrónico: jprodriguez@udistrital.edu.co. Dirección Postal: Carrera 5 Este No 15 – 82. Avenida Circunvalar Venado de Oro. Bogotá D.C. Colombia.

residuos sólidos (Hoffmann et al., 2012). Problema de gran importancia para la sociedad moderna, pues representa entre el 25% al 30% de todo los residuos sólidos generados a nivel mundial anualmente (Rodríguez G. et al., 2015). Dichos residuos sólidos son denominados escombros o RCD, y su definición según el Concejo Municipal de Villavicencio en el acuerdo 047 del 4 de mayo de 2009 es: “todo tipo de residuo sólido, resultante de demoliciones, reparación de inmuebles o construcciones de obras civiles; es decir, los sobrantes de cualquier acción que se ejerza en las estructuras urbanas”.

Para dar una idea de la importancia de la generación de los RCD, cabe mencionar que la estimación de 15 millones de metros cúbicos por año (Silva et al., 2015) o de 2 toneladas per cápita, aportada por la Secretaria Distrital de Planeación y Ambiente de Bogotá, representa una magnitud de producción alarmante al ser comparada con el promedio europeo antes de la crisis del 2010, solo países como Dinamarca, Finlandia, Alemania, Irlanda y Luxemburgo, presentaron cantidades superiores a 2 ton/año per cápita. Más desalentador resulta el panorama si revisamos las cifras de reutilización de estos mismos países, los cuales superan el 50% de reutilización de RCD versus poco más del 5% a 10% que reutiliza o recicla el distrito y resto de Colombia (Castaño et al., 2013).

Teniendo en cuenta que en el ejercicio profesional de la construcción se producen residuos sólidos en las distintas etapas de los proyectos, tales como; volúmenes considerables de tierra durante la excavación, concreto y pedazos de hierro durante la estructura, mampuestos y mortero durante la mampostería, retal de cerámica, vidrios y pintura, entre otros durante los acabados (Serrano et al., 2009) y considerando que la cantidad y composición de estos es variada, es preciso estimar estos dos últimos factores para que así cada material sea reciclado de forma única de acuerdo a sus propiedades fisicoquímicas y del destino que éste vaya a tener en el mercado (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2014), cobrando gran importancia la gestión que se aplique sobre los RCD para obtener los mejores resultados.

Conviene distinguir que hoy en día el manejo de los RCD apunta a la reutilización de los escombros de concreto, sin embargo estos no reciben la importancia que merecen y se restringe su uso principalmente a material de relleno, material de sub-base, material para los niveles básicos en la construcción de carreteras y como agregado en concreto nuevo para elementos no estructurales, aunque los reglamentos técnicos pertinentes están disponibles (Sui, 2012) y el uso de agregados reciclados para elaboración de concreto se están estudiando intensamente desde hace unos 30 años (Hoffmann et al., 2012).

Adicional a lo anterior, el objetivo de la gestión de los RCD es hacer uso eficiente de los recursos sobre la base de las 3R (Yeheyis et al., 2013), en el que la reducción o prevención es la primera opción de gestión, seguida de la reutilización y el reciclado, valorización (incluida la valorización energética) y la disposición en escombreras por último. En última

instancia, se apunta a convertir nuestra sociedad en una sociedad recicladora y sostenible como se define en el informe Brundtland (Merino et al., 2010).

Es así como desde la gestión de los RCD y de la recolección directa e indirecta de información este documento plasma el escenario actual de la ciudad de Villavicencio desde una perspectiva económica, social y ambiental frente al manejo de los escombros, identificando tanto la problemática generada por los residuos así como la aceptación de la población de productos generados a partir del reciclaje de los RCD con el ánimo de proponer alternativas de manejo adecuado de los escombros para la ciudad.

Materiales y métodos

El tipo de investigación aplicada a este desarrollo del manejo de los escombros puede ser establecido desde el ámbito prospectivo (Vergel G., 2010), dado que se registra información según va ocurriendo el fenómeno, en este caso, obtener los datos de los escombros en la ciudad de Villavicencio; sin embargo, según el análisis y alcance de los resultados la investigación también puede ser cuasi experimental (Vergel G., 2010), debido a que existe una relación causal (causa – efecto), entre las cantidades, tipo y composición de los residuos de escombros, que en condiciones de control riguroso de los factores pueden afectar el resultado del análisis. Además, se puede identificar alternativas de manejo adecuado de los escombros para la preservación y conservación de cuencas hídricas en el Departamento, por ello, la investigación también se denomina de pronóstico (Hurtado J., 2000). De esta forma se puede señalar tres grandes fases que contemplaran la total ejecución del proceso de investigación:

- **Fase Organizativa:** En esta etapa inicial a partir de la observación directa se logra identificar la problemática que da lugar a este estudio delimitándolo espacial y temporalmente.
- **Fase Aplicada:** En esta fase se contempla la descripción de la metodología a seguir, la población y muestra con la que se trabaja, el diseño y verificación de las herramientas de recolección de información mediante observación de campo, dos encuestas semi estructuradas y medición del tipo y cantidad de escombros generados. Finaliza con la aplicación de las herramientas depuradas sobre la muestra escogida, junto con el análisis de los datos.
- **Fase de integración:** Esta es la fase final del proyecto, en donde se incorporan los hallazgos obtenidos, las conclusiones y algunas recomendaciones para lograr avanzar en la solución al problema visualizado en un comienzo.

Población y selección de la muestra

La población comprende los residuos de construcción generados durante el periodo de ejecución de una obra civil seleccionada con licencia de construcción en la ciudad de Villavicencio durante los meses de diciembre 2013 a junio 2014. Para ello se identificaron las obras mas representativas en Villavicencio en los últimos años con la información recopilada por el DANE (2014) del área aprobada en metros cuadrados según destino entre enero 2007 a diciembre 2013 para la ciudad. Identificando que los usos más representativos son residenciales y comerciales con un porcentaje del 79,76% y 6,99%. A partir de este punto y conforme al método en investigación cuantitativa - triangulación, se seleccionan tres obras de cada uno de los dos usos más representativos identificados en el paso anterior para la toma de las muestras representativas en cada una de ellas, quedando seleccionadas las indicadas en la tabla 1.

Tabla 1. Obras seleccionadas

Ítem.	Tipo	Área (m2)	Dirección
a	Vivienda	198,44	Carrera 47 # 12-48
b	Vivienda	189,62	Calle 13 # 37-42
c	Vivienda	186,67	Carrera 36 # 14ª-16
d	Comercial	420	Carrera 29 # 36-34
e	Comercial	1186,90	Calle 37 # 29-54/64
f	Comercial	776,44	Carrera 28 con calle 26

Fuente: autores.

El número de muestras en cada obra se realizó según Triola (2009), la estimación de la muestra cuando se desconoce la población puede calcularse a partir de la siguiente ecuación:

$$n = \frac{[Z_{\alpha/2}]^2 \cdot 0,25}{E^2}$$

n = *Tamaño de la muestra*

$Z_{\alpha/2}$ = *Valor crítico*

E = *Margen de error*

Usando un margen de error del 8%, y un valor crítico del 1,96 que representa un nivel de confianza del 95% ($P < 0.05$) se obtuvo un tamaño de la muestra de 150. El proceso para la toma de muestras conlleva cuatro pasos, 1) toma de la muestra, 2) peso total de muestra, 3) clasificación y 4) peso de cada componente. Concomitantemente a lo anterior las

herramientas utilizadas para la recolección de la información son; observación en campo, aplicación de las encuestas semi estructuradas y toma directa de muestras de escombros.

Resultados

Cada uno de los instrumentos mencionados se aplicaron a las muestras seleccionadas y los resultados obtenidos fueron:

- **Herramienta 1** – medición de escombros. Para las obras destinadas a uso residencial y comercial indicadas en la tabla 1 se evaluaron los RC generados, se clasificaron y se estimó el factor de generación en m³ de residuos por m² construido, los resultados obtenidos la generación de RC de obras para uso residencial y RC de obras para uso comercial son de 0,137 a 0,151 m³/m² y de 0,076 a 0,086 m³/m² respectivamente. Así mismo de acuerdo al proceso de separación y pesaje de cada muestra se obtuvieron los porcentajes de composición de los RC según el contenido de agregado grueso, agregado fino, mampostería, concreto, acero y otros. El componente de otros incluye; madera, plástico, yeso, PVC y residuos peligrosos. A partir de los índices determinados y de acuerdo a la información presentada por el DANE del área licenciada para construir en Villavicencio se puede estimar la cantidad de escombros generados en la ciudad. Para ello se usó el índice mínimo y máximo obtenido de las obras destinadas a uso vivienda ya que estas representan alrededor del 80% del área licenciada en la ciudad en los últimos 7 años. Así mismo se considero una fuga de escombros debido a las obras sin licencia que se ejecutan en la ciudad, según lo expresa la Alcaldía municipal el porcentaje de ilegalidad ronda el 60%, por lo tanto para efectos de la estimación total de los RC se toma el índice promedio de generación de escombros para uso vivienda, 0,144 m³/m², se multiplica por los metros cuadrados de área licenciada y se aumenta la fuga correspondiente al 60%. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 2 y la figura 1. Adicionalmente tomando el total estimado de RC y la población proyectada por el DANE en Villavicencio para el año 2013 se obtiene un valor de RC de 0,95 Kg/hab/día.
- **Herramienta 2** – encuestas semi-estructuradas. A partir de la información suministrada por los participantes de la encuesta semi estructurada se obtuvieron los resultados que se observan en las figuras 2 y 3 donde se recalca el desconocimiento a la legislación ambiental para la ciudad.
- **Herramienta 3** – observación en campo. De la observación en campo continúa realizada a las seis (6) obras seleccionadas para la cuantificación de los

RC generados y de otras 62 observaciones puntuales realizadas en diferentes obras de la ciudad se obtuvo que:

- El proceso constructivo ejecutado obedece a prácticas artesanales.
- Escasa presencia de personal profesional en la ejecución de obras civiles destinadas a uso residencial.
- Los profesionales a cargo de la ejecución de las obras civiles desconocen la normatividad ambiental que enmarca los RCD y no aplican buenas prácticas de manejo de RCD en las obras.
- Las actividades encaminadas a la separación de los RC en sitio son dirigidas principalmente a la madera.
- El reúso de los RC se da como relleno in-situ principalmente o en un predio privado.
- El transporte a usar para los RC es indiferente, el factor diferenciador es el costo.
- Desinterés por parte de los generadores en cuanto al manejo de los RC puertas hacia afuera y el sitio de disposición final de los RC.

Tabla 2. Estimado de escombros generados en Villavicencio

Año	m ² licenciados para construcción	RC m3 x103 Índice Máximo	RC m3 x103 Índice Mínimo	Total RC m3 x103 inc. Fugas
2001	75.002	11,33	10,28	17,28
2002	217.064	32,78	29,74	50,01
2003	170.082	25,68	23,30	39,19
2004	170.742	25,78	23,39	39,34
2005	257.979	38,95	35,34	59,44
2006	164.221	24,80	22,50	37,84
2007	205.404	31,02	28,14	47,33
2008	184.213	27,82	25,24	42,44
2009	310.818	46,93	42,58	71,61
2010	282.292	42,63	38,67	65,04
2011	456.695	68,96	62,57	105,22
2012	385.760	58,25	52,85	88,88
2013	465.207	70,25	63,73	107,18

Figura 1. Estimado de escombros generados en Villavicencio

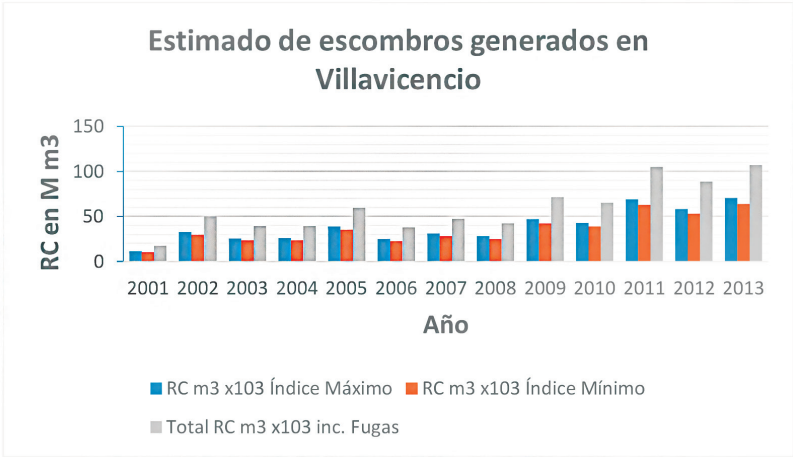


Figura 2. Resultados encuesta a población

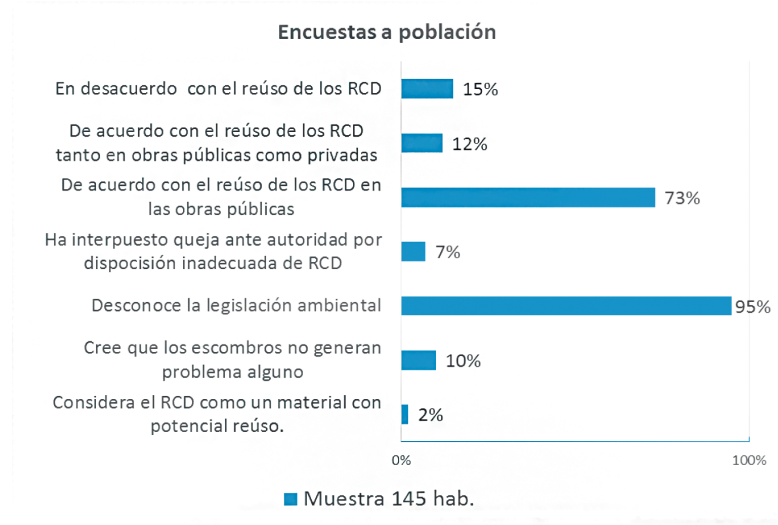
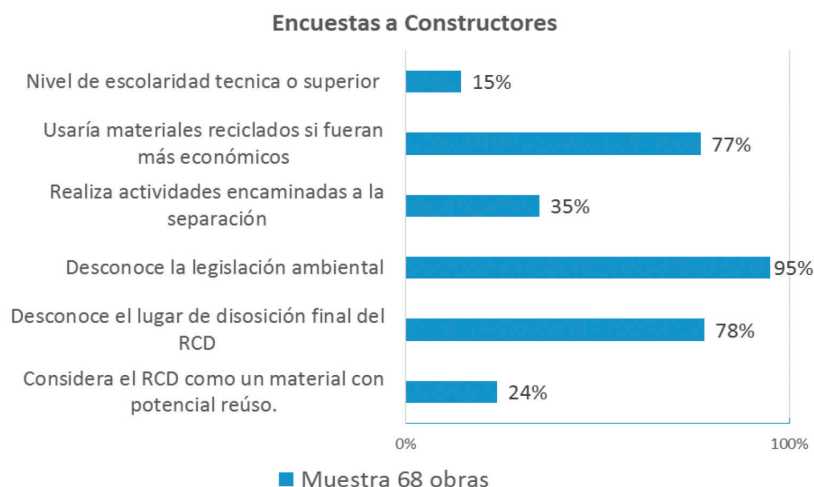


Figura 3. Resultados encuesta a constructores



Así mismo la observación en campo se oriento hacia identificación del comportamiento de los diferentes actores respecto al manejo de los escombros en la ciudad. Los actores identificados son las secretarías de planeación y medio ambiente de la Alcaldía municipal, Cormacarena, Bioagricola, Policía Nacional, curadurías urbanas, generadores, transportadores y comunidad en general. El diálogo entre los actores que están involucrados en el manejo de los escombros en la ciudad de Villavicencio se ve enmarcado por su intermitencia, lo cual genera los vacíos que permiten a los generadores y transportares realizar prácticas inadecuadas en el manejo de los RCD, en ocasiones a la vista de la comunidad, sin que esto acarree las sanciones estipuladas por la legislación vigente.

Concomitantemente a lo anterior la observación de campo permitió identificar el ciclo actual de los RCD en la ciudad de Villavicencio, el cual esta compuesto por tres fases; generación, transporte y disposición final, enmarcadas por condiciones como; no contar con un sitio autorizado para la disposición final de los RCD, bajo interés por parte de la comunidad hacia el manejo adecuado de estos, uso inapropiado de medios de transporte y poco control por parte de las autoridades, generando un escenario que propicia la inadecuada disposición de los RCD en rondas de ríos, espacio publico, vías, separadores, predios públicos y privados. Por otro lado la observación en campo permitió evidenciar que en cada fase del ciclo de los escombros en la ciudad de Villavicencio se presentan problemas puntuales como los descritos en la tabla 3:

Tabla 3. Problemática por fases de los RCD en Villavicencio

Fase	Problemática		
	Aspecto económico	Aspecto social	Aspecto ambiental
Generación	Pérdida de valor en los RCD con potencial de reúso y/o reciclaje	Uso inadecuado de espacio público para acopio temporal de RCD	Fuga de material a las redes de alcantarillado
Transporte	Aumento de costo del transporte por RCD con potencial de reúso	Uso de vehículo de tracción animal y otros inadecuados	Aumento de material particulado, consumo adicional de energía
Disposición final	Pérdida de valorización del predio de disposición final y aledaños.	Proliferación de prácticas inadecuadas de reciclaje de los RCD	Alteraciones del paisaje, cambios en la estabilidad del suelo y contaminación de fuentes hídricas

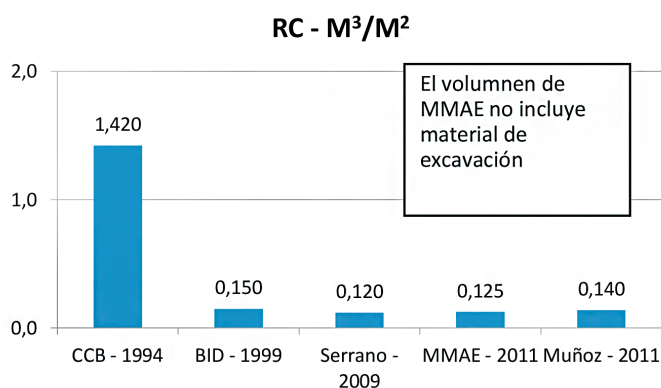
Discusión

La construcción además de ser indispensable para el desarrollo de la sociedad, en particular, es un gran consumidor de materiales y al mismo tiempo un gran productor de residuos (EEA, 2010), siendo también uno de los principales responsables la transformación del entorno y uso considerable de agua (Acevedo, 2012). También es cierto que el creciente desarrollo urbano y la necesidad de nuevas obras de ingeniería, mantenimiento y remplazo de la infraestructura que ha cumplido su tiempo de servicio generan un problema de sobre explotación de los recursos naturales y producen enormes cantidades de material de desperdicio y escombros que son dispuestos inadecuadamente en sitios que no son aptos para este propósito o en lotes o terrenos abandonados con el consecuente deterioro del paisaje y contaminación visual (Serrano, 2009; Hernández 2008).

No obstante, las zonas urbanas son el hogar de más del 50% de población del mundo. Este desequilibrio ha generado patrones asimétricos de la utilización de recursos en las últimas décadas que ha dado lugar a la degradación del medio ambiente y los problemas que lo acompañan (Alfonso et al., 2014). Problemas que al enmarcarse en el sector de la construcción indica que aumenta la cantidad de escombros generados. Conforme a los resultados obtenidos para la ciudad de Villavicencio se estima un índice de generación de escombros en 0,144 m³/m², mientras que en España se estima para los nuevos edificios un volumen de residuos de construcción, sin tierra, de 0,125 m³/m² construido, y en demoliciones un volumen de 0,732 a 0,874 m³/m² demolido, sin embargo se estima que por cada 1.000 m² construidos se genera como residuo 15 m³ de estructura (MMAE, 2001), 55 m³ de cerramientos y 50 m³ de acabados, por otro lado por cada m² de construcción

nueva se generan alrededor de 0.15m³ (D'APPOLONIA, 1999) de residuos, siguiendo la misma línea Fernández (2013) indica que por cada m² construido, se genera 1.42 m³ de escombros, constante establecida según estudio “Frecuencia de recolección de escombros” desarrollado por la Cámara de Comercio de Bogotá en el año 1994, mientras Muñoz (2013) estimó un índice de generación de residuos de 0,14 m³/m² construido. La figura 4 resume algunos factores de generación de RCD en m³/m².

Figura 4. Factores de generación de RCD en m³/m²



En cuanto a la composición de los RCD se presentan en las tablas de la 4 a la 9 los resultados obtenidos y los datos de cinco diferentes autores donde se aprecia que la mayor fracción obedece a la suma del concreto y la mampostería superando el 50% del total de los RCD.

Tabla 4. Composición de RCD - Agudelo

Residuo	%
Agregado grueso	15 a 17%
Agregado fino	24 a 26%
Mamposteria	10 a 12%
Concreto	17 a 20%
Acero	3 a 4%
Otros	24 a 28%

Tabla 5. Composición de RCD - Hider

Residuo	%
Concreto	55%
Ladrillo	8%
Asfalto	7%
Arena	5%
Rocas de exvación	21%
Yeso	1%
Mezcla e C&DW	3%

Tabla 6. Composición de RCD - MMA

Residuo	%
Hormigon	20%
Material de albañileria	50%
Asfalto	10%
Otros	20%

Fuente: MMA, 1995

Figura 1. Estimado de escombros generados en Villavicencio

Tabla 7. Composición de RCD - Sandler

Residuo	%
asfalto, bloques, arenas, gravas, ladrillo, tierra y barro	50% o +
Madera y afines	20 - 30%
misceláneos, como metales, vidrios, asbestos, materiales de aislamiento, tuberías, aluminio y partes eléctricas	20 - 30%

Fuente: Sandler, 2003

Tabla 8. Composición de RCD - EC

Residuo	%
Concreto y Mamposteria	40-84%
Asfalto	4-26%
Otro residuo mineral	2-9%
Madera	2-4%
Metal	0,2-4%
Yeso	0,2-0,4%
Plastico	0,1-2%
Micelaneos	2-36%

Fuente: European Commission, 2011

Tabla 9. Composición de RCD - UINC

Residuo	%
Concreto y mixtos	40-50%
Madera	20-30%
Drywall	5-15%
Material para techos de asfalto	1-10%
Metales	1-5%
Ladrillos	1-5%
Plástico	1-5%

Fuente: UINC, 2011

La problemática en torno a los RCD se intensifica cuando se unen el gran volumen que se genera en los centros poblados, la variada composición de estos y una inadecuada gestión generándose escenarios como los observados en la ciudad de Villavicencio y en el gran parte del país, donde los RCD tiene como sistema de gestión el vertido controlado en contadas ocasiones, pero sobre todo incontrolado, los sitios autorizados están totalmente diseminados, siendo escasa cualquier otra alternativa de valorización, reciclaje o reutilización (Castaño et al., 2013).

De dicha problemática surge la necesidad de dar manejo adecuado a los RCD generados, planteando la gestión como pilar principal del proceso, partiendo que esta tiene como objetivo romper la relación directa entre el crecimiento económico y el aumento de la generación

de residuos, la reducción de los impactos ambientales asociados y fomentar el reciclaje y la sostenibilidad (Dahlbo et al., 2015). Así mismo para apuntar a metas comunes según lo establece la comunidad europea que tiene como objetivo reciclar como mínimo el 70% de los RCD no peligrosos para 2020 avanzando así hacia una economía circular (European Commission, 2014). Se plantea entonces como alternativa para la gestión de los RCD en la ciudad de Villavicencio un manejo oportuno de escombros (en la fuente, en el transporte y en el sitio de disposición final) que permitirá administrar los RCD en cada una de sus fases basado en los principios de disminución, reúso, reciclaje y eliminación permitiendo que se obtengan beneficios como disminución de RCD, reducción del impacto ambiental, ahorro de energía y mejora de imagen corporativa.

En la fuente: Uso de materiales alternativos y procesos constructivos que generen menos residuos y/o permitan reciclaje más eficiente; Separación de los RC según el potencial de reúso o reciclaje, haciendo uso de contenedores o áreas que impidan la mezcla con otros materiales y/o el ambiente; Supervisiones calificadas de la ejecución de la obra y manejo de los RCD generadas; Aplicar la normativa ambiental nacional y local vigente para el manejo de los RCD, haciendo énfasis en el decreto 089 del 26 de mayo de 2014, por medio del cual se regula la gestión integral de escombros en el municipio de Villavicencio.

En el transporte: Renovar el parque automotor encargado del traslado de los RCD a centros de acopio o escombrera autorizada; Financiar e incorporar a los transportadores informales al pie de fuerza laboral que transporte residuos especiales a centros de acopio temporal, Aplicar y controlar la normativa ambiental nacional y local vigente para el manejo de los RCD, haciendo énfasis en el decreto 089 del 26 de mayo de 2014, por medio del cual se regula la gestión integral de escombros en el municipio de Villavicencio.

En el sitio de disposición final: Recepción y clasificación de los RCD en acopios diferentes para ser direccionados a plantas que se encarguen de su procesamiento particular; El sitio de disposición final deberá contar con una planta de procesamiento de las fracciones de concreto, agregados y mampostería convirtiéndose así no solo en una escombrera sino también en una planta de suministro de agregados provenientes del reciclaje de los escombros, Instalación de centros pilotos de acopio temporal de RCD y residuos especiales en diferentes puntos de la ciudad.

Por lo tanto, diseñar un sistema encaminado a minimizar la generación de RCD y el impacto que estos generan en el entorno, así como estimular el reciclaje de estos residuos requiere de una integración completa de los eslabones que componen la cadena de gestión. En estos términos, la divulgación de información, la educación, la aplicación de incentivos y nuevas tecnologías son esenciales para direccionar el comportamiento de los actores hacia un manejo oportuno de los RCD en la ciudad de Villavicencio apuntando a una economía circular como se presenta en la figura 4.

Figura 4. Alternativa para manejo oportuno de escombros en Villavicencio



Teniendo en cuenta que, las principales barreras para el reciclaje de los RCD son la alta disponibilidad y bajo costo de las materias primas vírgenes, que disminuyen la demanda de productos reciclados y el interés en el desarrollo de negocio de reciclaje (Dahlbo et al., 2015), es preciso difundir los resultados de múltiples estudios que demuestran que el uso de los RCD como agregado es viable para la fabricación de concretos (Eljaiek et al., 2011) recalcando que la importancia del concreto contenido en los RCD es su potencial de reciclaje, 100% (Chong et al., 2010), siempre que no esté contaminado (Natalini et al., 2000), así mismo a los RCD puede dársele un uso amplio en las obras civiles que abarca desde los cimientos, la superestructura, elementos no estructurales, vías hasta obras hidráulicas (Wrap, 2012), permitiendo disminución de costos y ventajas en aspectos ambientales. (Silva et al., 2015). Adicional a esto la competitividad del reciclaje podría aumentarse elevando el precio de las materias primas primarias a través de impuestos. Además, el establecimiento de criterios de reúso o reciclaje para ciertas fracciones de los RCD podría contribuir a incrementar el mercado de materias primas secundarias obtenidas a partir RCD (Monier et al., 2011).

Casos éxitos en diferentes países del mundo demuestran que es fundamental que la población en general participe activamente en la gestión de los RCD, toda vez, que son ellos los generadores del residuo y consumidores de los productos generados del reúso y reciclaje. Siendo de esta manera necesario abordar los aspectos sociales, económicos y ambientales que inciden en los diferentes actores de la gestión de los RCD. Desde el punto de vista económico, se requiere evaluar el proceso de separación en la fuente, transporte, reciclaje y venta de productos generados en el reciclaje. Desde lo social, estimar la genera-

ción de empleo formal, la formulación de campañas de educación y el cambio de medios de transporte. Y desde lo ambiental, la estimación de las alteraciones al entorno.

Conclusiones

La ciudad de Villavicencio ha padecido la indiferencia de sus dirigentes y habitantes en cuanto al manejo adecuado de los escombros se refiere. Los residuos provenientes de la demolición total o parcial de estructuras existentes y la ejecución de obra nueva son dispuestos en sitios inadecuados que no cumplen con la legislación ambiental vigente sobre el tema, siendo así incoherentes con la interacción sana hombre-entorno. La ciudad de Villavicencio generó en 2013 un aproximado de 107.180 m³ de RC lo que permite inferir un índice de 0,95 Kg/hab/día. El comportamiento actual de los generadores de RCD en la ciudad de Villavicencio frente a la gestión de estos se ve en gran medida influenciada por la tardía aplicación de la normativa ambiental nacional respectiva por parte de las autoridades municipales, afianzando en la comunidad el concepto que es más económico contaminar que dar un manejo oportuno a los RCD. El manejo oportuno de los RCD, son un conjunto de actividades de gran importancia e impacto ambiental, social y económico que se fundamentan en disminuir, reusar, reciclar y eliminar adecuadamente los RCD, generando beneficios como la disminución de residuos, la reducción del impacto ambiental, ahorro de energía y mejora la imagen corporativa de las empresas frente a la comunidad en general.

Siendo disminuir el primer principio del manejo oportuno de los RCD, recae la responsabilidad inicial de la gestión de los RCD en los diseñadores de las obras civiles, quienes deben seleccionar los materiales de construcción a partir del conocimiento de las consecuencias ambientales, sociales y económicas procurando elegir aquellos que generen menos subproductos en la elaboración, menos residuos en su utilización y sean susceptibles a reusarse o reciclarse. Por cada m³ de RCD que sea sometido al manejo oportuno en función de esa cantidad; se ahorra el transporte al sitio de disposición final, se previene la posible disposición inadecuada, se evita la extracción de material natural y se genera empleo. Un punto crítico en el manejo adecuado de los RCD es el desinterés de los generadores a pagar por el manejo de los residuos productos de la construcción o demolición. El 73% de los habitantes que participaron voluntariamente en la encuesta indicaron estar de acuerdo con el reúso de RCD en obras públicas, 12% tanto en obras públicas como privadas y 15% en desacuerdo. Mientras que el 77% de los encargados de ejecutar las obras civiles que participaron voluntariamente en la encuesta indicaron estar de acuerdo con el uso de los RCD reciclados como materia prima si fuesen más económicos que los agregados naturales contra un 23% que no los usaría, lo cual apunta a la necesidad de estimular a partir de políticas públicas el uso de RCD en las diferentes obras de la ciudad.

Referencias bibliográficas

- Acevedo, H., Hernández, A., Ramírez, D. (2012). Sostenibilidad: actualidad y necesidad en el sector de la construcción en Colombia. *Gestión y Ambiente*, 15, 105-118.
- Alcaldía Mayor de Bogotá (2014). *Guía para la elaboración del plan de gestión integral de residuos de construcción y demolición (RCD)*.
- Alfonso, W., Pardo, C. (2006). Urban material flow analysis: An approach for Bogotá, Colombia. *Ecological Indicators*, 42, 32-42.
- Bernal, C. (2006). *Metodología de la investigación*. México: Pearson.
- Castaño, J., Rodríguez, R., Lasso, L., Gómez, A., Ocampo, M. (2013). Gestión de residuos de construcción y demolición (RCD) en Bogotá: perspectivas y limitantes. *Tecnura*, 17, 121-129.
- Chong Wai K., Hermreck Christopher (2010). Understanding transportation energy and technical metabolism of construction waste recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 579-590.
- Comunicado de prensa indicadores económicos alrededor de la construcción II trimestre de 2012.
- Concejo Municipal de Villavicencio (2009). *Acuerdo 047 del 4 de mayo de 2009. Por medio del cual se reglamenta en la ciudad de Villavicencio la aplicación del comparendo ambiental a los infractores de las normas e aseo, limpieza y recolección de escombros*.
- Congreso de Colombia. Ley 1259 de 2008.
- D'Appolonia. (1999). *Informe preliminar Manejo integral de escombros y residuos de construcción*. Washington, D.C.: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Dahlbo, H., Bacher, J., Lähinen, K., Jouttijärvi, T., Suoheimo, P., Mattila, T., Sironen, S., Myllymaa, T., Saramäki, K. (2015). Construction and demolition waste management e a holistic evaluation of environmental performance. *Journal of Cleaner Production*, 107, 333-341.
- De Brito, J., Alves, F. (2010). Concrete with recycled aggregates: the Portuguese experimental research. *Materials and Structures*, 43, 35-51.
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) (2014). Área (m2) licenciada para construcción según destino. Bogotá.
- Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (s.f.). *Guía de buenas prácticas de manejo*.

- Eljaiek, M., Quiñones, E., Mouthon, J. (2011). Aprovechamiento de los escombros generados en actividades de demolición de placas de pavimento en Cartagena – Colombia. En: *Hacia la sustentabilidad: Los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima* (pp. 558-569).
- European Commission (2014). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. *Towards a Circular Economy: a Zero Waste Programme for Europe*.
- European Environment Agency (2010). *The European Environment – State and Outlook*. Copenhagen, US Environmental Protection Agency.
- Fernández, S. (2013). *Guía metodológica para la reutilización del material de demolición de concreto en obras viales*. Recuperado de <http://repository.unilibre.edu.co/bitstream/10901/5860/1/FernandezLaytonSara2011.pdf>. Octubre 2013.
- Hernández, Juan David, RODRÍGUEZ Salinas Marcos Arturo, MACHT Axel, RAMOS Guevara Erika, El manejo de los residuos de la construcción en el estado de México en el marco de la cooperación técnica alemana en México. En: *DELOS: Desarrollo Local Sostenible, 2008, Vol. 1* (3), pp. 1-11.
- Hoffmann, C., Schubert, S., Leemann, A., Motavalli, M., (2012). Recycled concrete and mixed rubble as aggregates: Influence of variations in composition on the concrete properties and their use as structural material. *Construction and Building Materials*, 35, 701-709.
- Hurtado J. (2000). *Metodología de la investigación holística*. Caracas: Fundación SYPAL.
- Mejía, É. Osorno, L., Osorio, N. (2015). Residuos de la construcción: una opción para la recuperación de suelos. *Revista EIA*, 12(2), E55-E60.
- Merino, M.D., Gracia, P.I., Azevedo, I.S.W. (2010). Sustainable construction: construction and demolition waste reconsidered. *Waste Management*, 28(2), 118 – 129.
- Ministerio de Medio Ambiente (2001). *Plan nacional de residuos de construcción y demolición 2001–2006*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Monier, V., Hestin, M., Trarieux, M., Mimid, S., Domröse, L., Van Acoleyen, M., Hjerp, P., Mudgal, S. (2011) *Study on the Management of Construction and Demolition Waste in the EU*. Recuperado de http://www.eu-smr.eu/cdw/docs/BIO_Construction%20and%20Demolition%20Waste_Final%20report_09022011.pdf
- Muñoz, E., Fabres, J., Cárdenas, J. (2011). *Residuos sólidos del proceso de construcción de viviendas en Chile - cuantificación, caracterización y establecimiento de indicadores*. Recuperado de http://www.elecs2013.ufpr.br/wp-content/uploads/anais/2011/2011_artigo_136.pdf, Noviembre 2013.

- Natalini B., Klees, R., Tirner, J. (2000). *Reciclaje y reutilización de materiales residuales de construcción y demolición*. Recuperado de http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/cyt/2000/7_tecnologicas/t_pdf/t_013.pdf.
- Rodríguez, G., Medina C., Alegre F.J., Asensio, E., Sánchez de Rojas M.I. (2015). *Assessment of construction and demolition waste plant management in Spain: in pursuit of sustainability and eco-efficiency*. *Journal of Cleaner Production*, 90, 16-24.
- Serrano, M.F, Pérez, D. (2009). *Propuesta de un programa de gestión integral de escombros*. Presentado en el II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Universidad del Norte, Barranquilla.
- Silva, Y., Robayo, R., Matthey, P., Delvasto, S. (2015). Obtención de concretos autocompactantes empleando residuos de demolición. *Revista LatinAm. Metal. Mat*, 35, 86-94.
- Sui Yuwu, Mueller, A. (2012). Development of thermo-mechanical treatment for recycling of used concrete. *Materials and Structures*, 45, p.1487–1495.
- Triola, M. (2009). *Estadística*. México: Pearson Education.
- Vásquez, A., Botero, L., Carvajal, D. (2015). Fabricación de bloques de tierra comprimida con adición de residuos de construcción y demolición como reemplazo del agregado pétreo convencional. *Ingeniería y Ciencia*, 11(21), 197-220.
- Vergel G. (2010). *Metodología. Un manual para la elaboración de diseños y proyectos de investigación. Compilación y ampliación temática*. Barranquilla: Publicaciones Corporación UNICOSTA.
- Working together for a world without waste, Construction applications (2012). Recuperado de <http://aggregain.wrap.org.uk/opportunities/applications>.
- World Commission on Environment and Development (WCEDO) (1987). *Our common future*. Oxford, U.K.: Oxford University Press.
- Yeheyis, M., Hewage, K., Alam, M.S., Eskicioglu, C., Sadiq, R. (2013). An overview of construction and demolition waste management in Canada: a lifecycle analysis approach to sustainability. *Clean Technol. Environ. Policy*, 15(1), 81-91.

Uso de la biomasa de la planta *Eichhornia crassipes* como material para la remoción de cromo VI en soluciones acuosas

DANIEL RICARDO BUITRAGO SANTANA⁴⁶

CARLOS ANDRÉS PEÑA GUZMÁN⁴⁷

Introducción

En Colombia la contaminación por cromo ha sido de gran importancia en los últimos años, asociado al crecimiento industrial de sectores tales como: metalurgias, metalmecánicas, curtiembres, sectores textiles entre otros, los cuales, vierten sus aguas industriales a las fuentes hídricas, en la mayoría de los casos sin ningún tratamiento, generando un problema de contaminación ambiental (Artuz et al., 2011), ya que el cromo en su forma hexavalente causa serios problemas ambientales y de salud debido a su presencia en los ecosistemas y sus propiedades cancerígenas (Chirwa & Smit, 2010). Considerando lo anterior se han hecho distintas investigaciones para retirar este metal pesado de aguas residuales industriales; como en una industria de cromado en Caracas, Venezuela, donde se redujo el cromo VI a III utilizando cromatografía líquida de alta eficiencia, cuyas concentraciones finales fueron menores a 1mg/L (Armaro et al., 2005), también se ha trabajado la reducción de cromo VI por medio de la *Pseudomonas fluorescens* en medio acuoso, encontrando una reducción en la concentración de cromo de las muestras (Peña et al., 2015), o por medio de carbones activados modificados por tratamientos de fase gaseosa y

46 Estudiante de Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Colombia, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: dbuitrago.santana@fuac.edu.co.

47 Ingeniero ambiental y sanitario, especializado en Recursos Hídricos Urbanos, magister en Hidrosistemas. Docente en la Universidad Autónoma de Colombia. Bogotá, Colombia. Correo electrónico: carpeguz@gmail.com.

fase líquida (Céspedes et al., 2007), igualmente por compuestos como quitosano y quitina extraídos del exoesqueleto del camarón por medio de NaOH y HCl. que pueden llegar a ser un bioadsorbente adecuado para remover cromo VI (Pájaro & Diaz, 2012). Por otra parte también se ha investigado el uso de materiales bioadsorbentes como zuro de maíz para remover cerca del 68 % de cromo de los vertimientos en curtiembres (Agudelo et al., 2012), o la biomasa celular de la levadura capsulada *Cryptococcus neoformans* para remover alrededor del 95 % del cromo en soluciones concentradas (Navarro et al., 2013).

Entre otros métodos se encuentra el uso de la macrofitas *Eichhornia crassipes*, mejor conocida como buchón de agua, de la cual se ha venido experimentando para su uso en procesos de fitoremediación. Por ejemplo, como lo presentó Carreño y Granada (2015), donde el buchón de agua obtiene una capacidad de remoción de metales pesados entre el 60 % y 80 % en sistemas de tratamiento de aguas residuales y humedales artificiales. En el caso especial de cromo y zinc, el buchón de agua fue considerado por Mishra & Tripathi (2009) como opción segura para eliminar estos metales pesados de aguas residuales con porcentajes de remoción cercanos al 84 %. En el uso de la biomasa del buchón de agua, Atehortua y Gartner (2013) presentaron la posibilidad de ser usada como un adsorbente eficaz para metales pesados como plomo y cromo presentes en aguas. Al igual que Mohanty et al. (2006) quienes usaron la biomasa del buchón de agua para remover cromo VI en solución, encontrando que puede ser un adecuado absorbente para eliminar el cromo de las aguas residuales industriales de procesos químicos y similares. En una gama más amplia de metales pesados, Ingole y Bhole (2003) presentaron la eficacia en la eliminación de cromo, arsénico, mercurio, níquel, plomo y zinc en soluciones acuosas por medio del buchón de agua, encontrando una relación entre la concentración del metal pesado y la eficiencia en la remoción. Relacionado a esto Mahmood, Malik, y Hussain (2010) presentaron el uso de las cenizas del buchón de agua para remover y además recuperar los metales pesados de soluciones acuosas, como una opción viable para tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados.

De acuerdo a lo anterior, este artículo presenta el uso de la biomasa seca de *Eichhornia crassipes* como material para remover el cromo VI presente en soluciones acuosas, como un paso preliminar para poder usar la biomasa como un material para el tratamiento de aguas residuales industriales que contengan cromo.

Materiales y métodos

Preparación de soluciones de cromo hexavalente

La principal solución de cromo hexavalente fue preparada a partir de 1,414g de $K_2Cr_2O_7$ y 1000 ml de agua desionizada con el fin de obtener una concentración de 500 mg/L de Cr^{6+} ; de la cual se preparó una solución patrón de cromo tomando 10ml de la solución principal, llevándolo a un volumen de 100ml completando con agua desionizada. En este estudio las disoluciones se realizaron con 5 ml de la solución patrón y se completó un volumen de 50 ml con agua desionizada para obtener una concentración inicial de 0,5 mg /L Cr^{6+} .

Preparación muestra vegetal

La especie vegetal se recolectó en el humedal el Jaboque, en Bogotá, considerando las especies recolectadas sin daño en la superficie esponjosa. Posteriormente se separaron el peciolo globoso de las hojas y las raíces. El peciolo globoso con tejido aerenquimatoso fue sometida a un secado al aire libre durante 48 horas, seguido de un secado en horno a 80°C durante 2 horas. Finalmente se trituro y tamizó para lograr un tamaño óptimo menor a un 1mm (Schneider et al., 1995).

Diseño experimental

Se pesó el material vegetal preparado y se mezcló mediante agitación mecánica con la solución preparada de cromo con concentración inicial de 0,5mg/L Cr^{6+} . Para lograr concentraciones del material vegetal de 2, 4, 8, 16 y 32 g/L el contacto de la muestra vegetal con la solución de cromo tuvo una duración de 6 horas. Posteriormente se filtró la solución con papel de filtro y una bomba de vacío.

La medición de absorbancia se realizó por espectrometría a una longitud de onda de 540nm con un espectrofotómetro visible, comparando los resultados con la curva de calibración del método, obteniendo los valores aproximados de concentración final; calculando el porcentaje de remoción de Cr^{6+} realizado por el material vegetal.

Resultados y discusión

En la tabla 1 se presentan los datos obtenidos en el primer ensayo realizado, donde las concentraciones del material vegetal de 2 y 4 g/L dan resultados cercanos al 56 % de remoción de Cr^{6+} . Sin embargo, disminuye al duplicar la concentración vegetal obteniéndose porcentaje de remoción del 30 %, que disminuye a un 20 % al duplicar nuevamente la concentración vegetal. Finalmente la máxima concentración del material vegetal disminuye a comparación de la primera y segunda muestra, pero aumenta en comparación de las muestras 3 y 4.

En relación con lo anterior, existe una disminución del color en las muestras 1 y 2 en comparación a la solución de Cr^{6+} de concentración inicial, y un ligero aumento del color de las muestras 3 y 4 en comparación con las anteriores muestras, confirmando los datos obtenidos en la medición. Sin embargo, la muestra 5 no cambió de color tras realizar el método de colorimetría con difenilcarbazida, indicando que no se encuentran concentraciones de Cr^{6+} , como lo muestra la figura 1.

Tabla 1. Datos del primer ensayo del material vegetal en contacto con la solución de Cr^{6+} .

# muestra	Material vegetal preparado (g)	Concentración material vegetal (g/L)	Concentración inicial de Cr^{6+} (mg/L)	Concentración final de Cr^{6+} (mg/L)	% remoción de Cr^{6+}
1	0,1	2	0,500	0,220	56,0
2	0,2	4	0,500	0,220	56,0
3	0,4	8	0,500	0,350	30,0
4	0,8	16	0,500	0,400	20,0
5	1,6	32	0,500	0,260	48,0

Figura 1. Balones volumétricos con la solución de Cr^{6+} tratada con el material vegetal.,

A: solución de Cr^{6+} concentración inicial. B: muestra 1 solución de Cr^{6+} tratada con material vegetal concentración vegetal 2 g/L, C: muestra 2 solución de Cr^{6+} tratada con material vegetal concentración vegetal 4 g/L, D: muestra 3 solución de Cr^{6+} tratada con material vegetal concentración vegetal 8 g/L, E: muestra 4 solución de Cr^{6+} tratada con material vegetal concentración vegetal 16 g/L, F: muestra 5 solución de Cr^{6+} tratada con material vegetal concentración vegetal 32 g/L.



Se optó por realizar un segundo ensayo, puesto que, como lo muestra la figura 1, la cantidad obtenida de muestra tratada de Cr6+ posterior a la filtración disminuía en relación a la cantidad de material vegetal que se agregaba. Por tanto, en el segundo ensayo se realizó una segunda filtración para obtener una mayor cantidad de solución tratada de Cr6+.

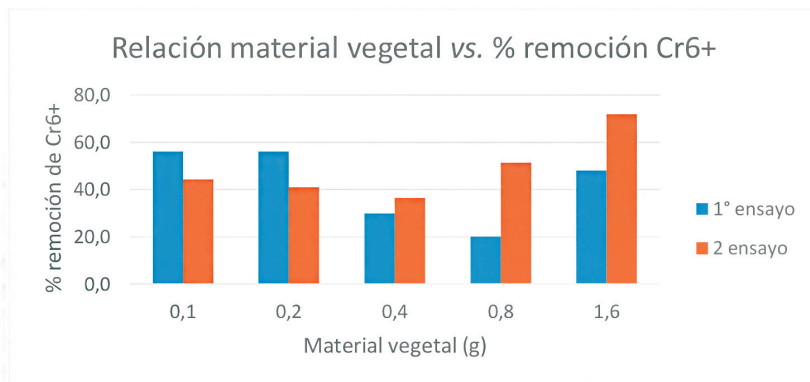
En la tabla 2 se presentan los datos obtenidos en el segundo ensayo realizado, donde las concentraciones del material vegetal de 2 g/L dan resultados cercanos al 44 % de remoción de Cr6+. Sin embargo, disminuye ligeramente en la muestra 2 al duplicar la concentración vegetal obteniéndose porcentaje de remoción del 41 %, que disminuye a un 36% al duplicar nuevamente la concentración vegetal contrario al primer ensayo la muestra 4 aumenta su porcentaje de remoción hasta un 51 %, de igual manera la muestra 5 con la mayor concentración vegetal aumentó su porcentaje de remoción cercano al 72 %.

Tabla 2. Datos del segundo ensayo del material vegetal en contacto con la solución de Cr6+

# muestra	Material vegetal preparado (g)	Concentración material vegetal (g/L)	Concentración inicial de Cr6+ (mg/L)	Concentración final de Cr6+ (mg/L)	% remoción de Cr6+
1	0,1	2	0,500	0,279	44,2
2	0,2	4	0,500	0,295	41,0
3	0,4	8	0,500	0,318	36,4
4	0,8	16	0,500	0,243	51,4
5	1,6	32	0,500	0,141	71,8

La figura 1 representa la relación del material vegetal utilizado y el porcentaje de remoción de Cr6+, donde al agregar cantidades de 0,1g y 0,2g para tratar 50ml de solución de Cr6+ no representan variaciones significativas en el porcentaje de remoción de Cr6+. Sin embargo, al duplicar la cantidad a 0,4g disminuye a comparación de la muestra anterior. Al agregar 0,8g de material vegetal los dos ensayos difieren en el porcentaje de remoción; mientras que para el primer ensayo disminuye en relación a las muestras anteriores, para el segundo ensayo aumenta. Esto puede darse por el color verde claro que adquiere la solución tratada y que no puede ser retirada mediante filtración, lo que interferiría con la medición de absorbancia que se realiza a 540nm. Para la última muestra en ambos ensayos, el porcentaje de remoción de Cr6+ aumentó en comparación con la muestra anterior, aunque las mediciones pudieron verse afectadas por el mismo motivo anterior; resaltando además que la última solución de Cr6+ tratada con 1,6g de material vegetal no cambió de color en ambos ensayos.

Figura 2. Relación material vegetal vs. porcentaje de remoción de Cr6+



Conclusiones

La biomasa del buchón de agua puede llegar a ser un buen material para la remoción de cromo hexavalente en aguas, con porcentajes de remoción de cromo hexavalente mayor o igual al 70 %, donde la mayor cantidad de cromo es removida con una concentración de material de 32g/L en un tiempo de seis horas.

Debido a que la solución de cromo hexavalente al ser tratada con el material vegetal obtuvo un color verdoso, esto afectó el método de colorimetría con difenilcarbazida, lo que interfirió con la medición de absorbancia realizada por el espectrofotómetro a 540 nm, lo cual generó las variaciones en las mediciones realizadas para las soluciones tratadas con concentraciones de material vegetal de 8, 16 y 32g/L. A medida que se duplicaba la concentración del material vegetal la solución adquiría un tono verde aún más fuerte. Sin embargo, para la última concentración de material vegetal, no existió un viraje de color por el método de colorimetría lo que indicaba que no existe presencia de cromo en la solución tratada, aun si después de la medición se obtenía un valor diferente al 100 %, debido a la interferencia anteriormente descrita.

Si se llevase a una escala mayor, uno de los mayores problemas a solucionar es el color que adquiere el agua posteriormente a ser tratada con el material, además del material suspendido restante que pudiera estar presente, aunque los procesos para eliminar color y material suspendido podrían complementar el proceso de eliminación de cromo hexavalente en aguas, debido a que el proceso puede llegar a ser económico.

Referencias

- Agudelo, R., Navarrete, L., & Jaramillo, D. (2012). *Evaluación de la remoción de cromo proveniente de las aguas residuales de las curtiembres por el proceso de adsorción a partir del zuro de maíz como material adsorbente*. Recuperado de <http://aiquruguay.org/congreso/download/TL12.pdf>
- Amaro, R., Murillo, M., Escalona, A., Lucena, R., & Verdú, R. (2005). Seguimiento del proceso de conversión y eliminación del Cr(VI) y Cr (III) en las aguas residuales de una industria de cromado por HPLC-ICP-OES. *Ciencia*, 13, 78-84.
- Artuz, L., Martínez, M., & Morales, C. (2011). Las industrias curtiembres y su incidencia en la contaminación del río Bogotá. *ISOCUANTA*, 43-53.
- Atehortua, E., & Gartner, C. (2013). Estudios preliminares de la biomasa seca de *Eichhornia crassipes* como adsorbente de plomo y cromo en aguas. *Revista Colombiana de Materiales*, 81-92.
- Carreño, U., & Granada, C. (2015). Diseño de un sistema de tratamiento a través de un filtro biológico y biorremediación para las aguas contaminadas con metales pesados. *Revista Virtual Pro*, 167.
- Céspedes, N., Valencia, J., & Díaz, J. (2007). Remoción de cromo vi de soluciones acuosas por adsorción sobre carbones activados modificados. *Revista colombiana de química*, 36, 305-322.
- Chirwa, E., & Smit, E. (2010). Simultaneous Cr (VI) reduction and phenol degradation in a trickle bed bioreactor: shock loading response. *Chemical Engineering transactions*, 55-60.
- Ingole, N., & Bhole, A. (2003). Removal of heavy metals from aqueous solution by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of water Supply: Research and Technology—AQUA*, 119-128.
- Mahmood, T., Malik, S., & Hussain, S. (2010). Biosorption and recovery of heavy metals from aqueous solutions by *eichhornia crassipes* (water hyacinth) ash. *BioResources*, 1244-1256.
- Mishra, V., & Tripathi, B. (2009). Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Hazardous Materials*, 1059-1063.
- Mohanty, K., Jha, M., Meikap, B., & Biswas, M. (2006). Biosorption of Cr(VI) from aqueous solutions by *Eichhornia crassipes*. *Chemical Engineering Journal*, 71-77.

- Navarro, B., Moctezuma, M., & Acosta, I. (2013). *Remoción de cromo (VI) por la biomasa celular de la levadura capsulada Cryptococcus neoformans*. Recuperado de <http://uniciencia.ambientalex.info/infoCT/Remcrobiocellevmx.pdf>
- Pájaro, Y., & Diaz, F. (2012). Remoción de cromo hexavalente de aguas contaminadas usando quitosano obtenido de exoesqueleto de camarón. *Revista colombiana de química*, 41, 283-298.
- Peña, C., Ramírez, J., Quimbay, R., & Mesa, D. (2015). Identification and Analysis of the Bio-Reduction of Chromium(VI) by Pseudomonas Fluorescens. *Chemical Engineeringtransactions*, 43. Referencias.

Compiladores

Juan Pablo Rodríguez Miranda

Ingeniero Sanitario y Ambiental de la Universidad de la Costa (CUC), con Maestría en Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá y Maestría en Gestión y Evaluación Ambiental de la Universidad Sergio Arboleda. Estudiante del Doctorado en Ingeniería de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Profesor Asociado de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales de la misma universidad. Director del grupo de investigación AQUAFORMAT. Investigador Asociado (Vigencia mayo de 2018) Según el Departamento Administrativo de Ciencia y Tecnología de Colombia (COLCIENCIAS). Correo electrónico: jprodriguez@udistrital.edu.co.

César Augusto García Ubaque

Ingeniero Civil de la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, con Maestría en Ingeniería Civil de la Universidad de los Andes. Doctor en Ingeniería de la Universidad de los Andes. Profesor Asociado de la Facultad Tecnológica de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (Bogotá, Colombia). Director del grupo de investigación Grupo de Investigación en Ingeniería Civil Universidad Distrital (GIICUD). Investigador Asociado (Vigencia mayo de 2018) Según el Departamento Administrativo de Ciencia y Tecnología de Colombia (COLCIENCIAS). Correo electrónico: cagarciau@udistrital.edu.co.

Este libro se
terminó de editar
en noviembre del 2016
en la Editorial UD
Bogotá, Colombia