

CIENCIAS DEL
A G U A:
perspectiva desde la academia



**Universidad Autónoma
del Estado de México**

Dr. en Ed. Alfredo Barrera Baca
Rector

Dr. en C. I. Amb. Carlos Eduardo Barrera Díaz
Secretario de Investigación y Estudios Avanzados

Dr. en Ing. Daury García Pulido
Coordinador del Centro Interamericano de Recursos del Agua

Dra. en Ing. María Dolores Durán García
Directora de la Facultad de Ingeniería

Mtra. en Admón. Susana García Hernández
*Directora de Difusión y Promoción de la Investigación
y los Estudios Avanzados*

CIENCIAS DEL **A G U A:** perspectiva desde la academia

María del Carmen Jiménez Moleón ✎ José Luis Expósito Castillo
Marivel Hernández Téllez ✎ Miguel Ángel Gómez Albores

Coords.

CIENCIAS DEL A G U A: perspectiva desde la academia

María del Carmen Jiménez Moleón
José Luis Expósito Castillo
Marivel Hernández Téllez
Miguel Ángel Gómez Albores

Coords.

1a edición, febrero de 2018

ISBN: 978-607-422-910-3
ISBN versión digital: 978-607-422-909-7

D. R. © Universidad Autónoma del Estado de México
Instituto Literario núm. 100 ote.
Centro, C.P. 50000,
Toluca, Estado de México
<http://www.uaemex.mx>

Este libro cuenta con el aval de dos pares externos.

El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.

En cumplimiento del Reglamento de Acceso Abierto de la Universidad Autónoma del Estado de México, la versión digital de esta obra se pone a disposición del público en el repositorio de la UAEM (<http://ri.uaemex.mx>) para su uso en línea con fines académicos y no de lucro, por lo que se prohíbe la reproducción parcial o total, directa o indirecta del contenido de esta presentación impresa sin contar previamente con la autorización expresa y por escrito de los editores, en términos de lo así previsto por la *Ley Federal del Derecho de Autor* y, en su caso, por los tratados internacionales aplicables.

Impreso y hecho en México

Índice

Prólogo.....	11
I. Análisis de la carga por enfermedades diarreicas agudas en el Estado de México 2000-2011	13
Nancy Nájera Mota, Miguel Ángel Gómez Albores, Carlos Díaz Delgado, Marivel Hernández Téllez, Carlos Alberto Mastachi Loza, Ninfa Ramírez Durán y Luis Ricardo Manzano Solís	
II. Cultura del agua en la educación básica	33
José Luis Miranda Jiménez, Marivel Hernández Téllez, Miguel Ángel Gómez Albores, Alejandro Tonatíuh Romero Contreras, Denise Freitas Soares de Moraes, Martha Carolina Serrano Barquín, Carlos Alberto Mastachi Loza y Héctor Martínez Valdés	
III. Determinación de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero del Valle de Toluca mediante el método SINTACS	51
Jorge Paredes Tavares, María Vicenta Esteller Alberich y José Luis Expósito Castillo	
IV. Efecto del pH en la adsorción de un colorante textil usando materiales naturales y modificados	67
Perla Tatiana Almazán Sánchez, Ivonne Linares Hernández, Verónica Martínez Miranda y Marcos José Solache Ríos	
V. Electrosíntesis de oxidantes y su aplicación en la desinfección de aguas residuales. Parte I: Generalidades	87
Sarai Velazquez Peña, Ivonne Linares Hernández, Verónica Martínez Miranda e Iván Galileo Martínez Cienfuegos	
VI. Electrosíntesis de oxidantes y su aplicación en la desinfección de aguas residuales. Parte II: Metodología de la síntesis	105
Sarai Velazquez Peña, Ivonne Linares Hernández, Sergio Humberto Pavón Romero, Verónica Martínez Miranda e Iván Galileo Martínez Cienfuegos	

VII. Fundamentos teórico metodológicos para un modelo hidrogeomático de indicadores sistémicos en un proceso de gestión integrada de recursos hídricos.....	123
Luis Ricardo Manzano Solís, Miguel Ángel Gómez Albores, Carlos Díaz Delgado, Carlos Alberto Mastachi Loza, Marivel Hernández Téllez, Denise Freitas Soares de Moraes y Nancy Nájera Mota	
VIII. Fundamentos y avances en la desinfección del agua residual	139
Sarai Velazquez Peña, Ivonne Linares Hernández, María del Carmen Jiménez Moleón, Marina Islas Espinoza y Mercedes Lucero Chávez	
IX. Implementación de escenarios hidrogeológicos para definir el diseño óptimo de una red de monitoreo del nivel piezométrico	157
Juan Manuel Esquivel Martínez, María Vicenta Esteller Alberich, Guillermo Pedro Morales Reyes y José Luis Expósito Castillo	
X. La protección de acuíferos. Un enfoque integral basado en la priorización de focos de contaminación.....	181
Carolina Massiel Medina Rivas, José Luis Expósito Castillo, Guillermo Pedro Morales Reyes y María Vicenta Esteller Alberich	
XI. Presencia de flúor y arsénico en agua y su remoción simultánea	203
Guadalupe Vázquez Mejía, Verónica Martínez Miranda y Marcos José Solache Ríos	
XII. Procesos de oxidación avanzada para la remoción de materia orgánica en las aguas residuales.....	221
Perla Tatiana Almazán Sánchez, Ivonne Linares Hernández, Verónica Martínez Miranda y Marcos José Solache Ríos	
XIII. Revalorización de lodos residuales: 1. Compostaje	241
Adriana Fabiola Tello Andrade, María del Carmen Jiménez Moleón, Gloria Sánchez Galván, José Caballero Viñas y Cristina Burrola Aguilar	
XIV. Revalorización de lodos residuales: 2. Vermicompostaje	261
José Caballero Viñas, María del Carmen Jiménez Moleón, César Emmanuel García Mejía, Mercedes Lucero Chávez y Adriana Fabiola Tello Andrade	

XV. Sistema de modelos termohidrológicos para la evaluación de la eficiencia en el aprovechamiento de recursos hídricos	279
Carlos Díaz Delgado, María Vicenta Esteller Alberich y Carlos Roberto Fonseca Ortiz	
XVI. Sorción de iones fluoruro en columna: fundamentos y materiales	299
Elia Alejandra Teutli Sequeira, Guadalupe Candelaria Velázquez Peña, Marcos José Solache Ríos y Verónica Martínez Miranda	
XVII. Tratamiento de un agua residual industrial en un reactor UASB (laboratorio) a baja temperatura	319
Adriana Jacobo López, Mario Esparza Soto y Mercedes Lucero Chávez	

PRÓLOGO

El agua, a diferencia de la creencia generalizada, es un recurso valioso y finito en calidad y cantidad. Su existencia es indispensable para la vida humana, animal y vegetal del planeta; su escasez, no representaría sólo un grave problema en el desarrollo de las sociedades humanas, sino la desaparición de la vida como la conocemos.

La distribución del agua en México es muy variable en espacio y tiempo, esto permite una vasta biodiversidad, pero también diversos procesos de adaptación ante diferentes circunstancias: escasez en el norte del país, gran demanda en el centro, y abundancia en el sur, donde tener suficiente agua no es sinónimo de buen aprovechamiento y ambiente sano. Tales contrastes son los principales problemas que debe afrontar el país en materia hídrica: disminución de reservas acuíferas debido a la sobreexplotación, efectos del cambio climático y contaminación de los cuerpos de agua.

Lograr la sostenibilidad en la gestión y utilización de este recurso es el gran reto para los especialistas en el tema; asegurar agua para las futuras generaciones es el hilo conductor de las investigaciones realizadas por académicos en recursos del agua quienes a través del estudio de su problemática, la creación del conocimiento y su aplicación en iniciativas reales y desarrollos tecnológicos, buscan conservar este recurso, es decir, solucionar esta problemática es el fin último de cada investigación.

Este libro reúne los avances y principales resultados de los proyectos de investigación de los estudiantes del Doctorado en Ciencias del Agua y de profesores-investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), perteneciente a la Universidad Autónoma del Estado de México, así como de académicos de instituciones análogas que han colaborado en los proyectos. Se trata de un importante esfuerzo que abre

un camino por el que deben avanzar la gestión gubernamental y la conciencia pública, para emprender acciones de prevención ante actos que vulneren el equilibrio del ambiente en las entidades y la salud de sus pobladores.

El presente documento contiene 17 capítulos especializados en tratamiento de aguas y control de la contaminación, hidrología y gestión integrada del agua, en los que se abordan temas respecto a remoción de contaminantes a través de sorción, electrosíntesis de oxidantes, oxidación avanzada, procesos anaerobios y desinfección; así como los lodos provenientes de la depuración del agua. En hidrología se abordan temas como el sistema de modelos termohidrológicos, diseño de redes de monitoreo de niveles piezométricos, vulnerabilidad y protección de acuíferos. Finalmente, se retoma el uso de indicadores sistémicos de apoyo a la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos y también los relacionados con la cultura del agua y la salud.

Un agradecimiento profundo a los profesores y estudiantes de este Centro de Investigación por el inestimable esfuerzo realizado, al igual que a las instancias del Conacyt y la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados de la UAEM por brindar los recursos, apoyo e impulso en la edición, impresión y distribución de este libro. Finalmente, deseamos expresar nuestro más sincero agradecimiento a Nuestra Máxima Casa de Estudios, por seguir impulsando la investigación de los recursos hídricos en beneficio de la entidad y el país.

María del Carmen Jiménez Moleón, José Luis Expósito Castillo,
Marivel Hernández Téllez y Miguel Ángel Gómez Albores

Coords.

Capítulo I

Análisis de la carga por enfermedades diarreicas agudas en el Estado de México 2000-2011

Nancy Nájera Mota¹
Miguel Ángel Gómez Albores^{2*}
Carlos Díaz Delgado²
Marivel Hernández Téllez²
Carlos Alberto Mastachi Loza²
Ninfa Ramírez Durán³
Luis Ricardo Manzano Solís¹

* Autor de correspondencia.

¹ Alumnos del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: nancy_namo@hotmail.com e irmanzanos@uaemex.mx

² Profesores-Investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: magomeza@uaemex.mx, cdiazd@uaemex.mx, mhernandezt@uaemex.mx y camastachil@uaemex.mx

³ Profesora-Investigadora de la Facultad de Medicina de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: nramirez938@profesor.uaemex.mx

Introducción

Las enfermedades gastrointestinales son uno de los principales problemas de salud pública en México. Se transmiten ya sea por vía fecal-oral o por el consumo de agua y alimentos contaminados, donde el nivel socioeconómico y el acceso a servicios de agua y saneamiento adecuados tienen amplia relevancia. Esa es la importancia de analizar su comportamiento a través de la carga de la enfermedad.

Este indicador, también llamado Años de Vida Ajustados en Función de la Discapacidad (AVAD), es uno de los más completos en cuanto al estudio de la salud, dado que conjunta en una sola medida la mortalidad y la morbilidad (Fox-Rushby y Hanson, 2001).

La zona de estudio es el Estado de México por ser el más poblado a nivel nacional, además se facilitó el acceso a la información en salud del periodo analizado, 2000-2011.

Antecedentes

Enfermedades diarreicas y la importancia de su estudio

El estudio de las enfermedades diarreicas es importante. En todo el mundo ocurren 1 700 millones de casos cada año y son la segunda causa de muerte en niños menores de cinco años, de acuerdo con la Organización

Mundial de la Salud (2013). Para México en el año 2000 fue la décima cuarta causa de muerte para el total de la población con 5 208 casos (tasa de 5.18 defunciones por 100 000 habitantes), aunque a partir del 2004 descendió al nivel más bajo reportado 4 180 casos (tasa de 4.0 defunciones por 100 000 habitantes), pasando a ser la vigésima causa de muerte (SINAIS, 2011). Este descenso se ha debido al aumento de enfermedades crónicas, la diabetes mellitus, principalmente, que han reemplazado a las diarreas.

En cuanto a la morbilidad a nivel nacional, este tipo de padecimientos representó la segunda causa en el año 2000, ya que hubo 5 184 776 casos (tasa de 5 206.53 por 100 000 habitantes). Dicha posición se mantuvo para el 2011 con 5 283 896 casos (tasa de 4 837.85 por 100 000 habitantes). En el Estado de México se presentaron 524 976 casos en el 2000 (tasa de 4 005.23 por 100 000 habitantes) y para el 2011 aumentaron a 618 847 casos (tasa de 4 065.46 por 100 000 habitantes), en ambos años fue la segunda causa de enfermedad (DGE, 2014). A diferencia de la mortalidad, la morbilidad se ha mantenido en la segunda posición durante el periodo 2000-2011.

Con base en los hechos descritos, se puede decir que las enfermedades diarreicas son uno de los principales problemas de salud, por esta razón se han realizado diversos estudios sobre la enfermedad enfocándose principalmente en niños menores de 5 años por ser los más afectados (Esparza-Aguilar *et al.*, 2009; Fuentes-Díaz *et al.*, 2008). Aunque también afectan a personas de cualquier edad y condición económica, se presentan en cualquier época del año, pero el riesgo incrementa en la temporada de calor (Hernández-Cortez, Aguilera-Arreda y Castro Escarpulli, 2011).

Trabajos realizados sobre carga de la enfermedad

Se calcula que en el mundo se producen 62.5 millones de AVAD por enfermedades diarreicas, es decir el 4.3% de la carga mundial para el total de las causas. Se estima que el 24% de años vividos con discapacidad (AVD), y aproximadamente el 23% de los años de vida perdidos por muerte prematura (AVP), son atribuibles a factores ambientales (OMS, 2002). Las observaciones indican que 88% de esa carga se puede atribuir al abastecimiento inseguro de agua y al inadecuado saneamiento e higiene, que afectan principalmente a niños de países en desarrollo.

En la actualización de la carga de la enfermedad mundial realizada por Murray *et al.*, (2012), se calculó el indicador de AVAD para 187 países, 291 causas y 20 grupos de edad; la tasa AVAD obtenida para las enfermedades diarreicas fue de 1 299 años perdidos por cada 100 000 habitantes.

Gómez-Albores *et al.* (2011) estimaron espacialmente la carga de enfermedad debida a inundaciones en los estados de Coahuila, Veracruz y Tabasco, del 2000 al 2005, en el software de Sistema de Información Geográfica (SIG) Idrisi. Encontraron que posterior a un evento de inundación, las enfermedades que presentaron un incremento en el AVAD por cada 10 000 habitantes en las tres entidades fueron: infecciones intestinales con 25, hepatitis A con 1.97, escabiosis con 0.99 y dengue con 0.02.

Marco conceptual

Enfermedades diarreicas agudas

Las enfermedades diarreicas agudas son también conocidas como diarrea, enfermedad diarreica, síndrome diarreico o gastroenteritis aguda. "Esta enfermedad de origen infeccioso, es causada por diversos agentes patógenos tales como: bacterias, parásitos, virus y hongos" (SSA, 2009:14). Se caracteriza por presentar un cuadro clínico autolimitado (duración menor de cinco días) de inicio rápido con presencia de evacuaciones líquidas, e incremento en la frecuencia de las mismas, puede ir acompañada de otros signos o síntomas como vómito, náusea, dolor abdominal o fiebre, deshidratación y desequilibrio de electrolitos (SSA, 2009: 7).

Entre los factores predisponentes más frecuentes está la manipulación inadecuada y contaminación de los alimentos, condiciones higiénico-sanitarias deficientes, cambios estacionales, uso de medicamentos, intoxicación alimentaria y agentes infecciosos (SSA, 2009; OMS, 2013).

Como se mencionó anteriormente entre los determinantes ambientales que condicionan el comportamiento de las diarreas, está la temperatura, entre los 25°C a los 40°C es el rango para el crecimiento de los microorganismos que provocan la enfermedad, sin embargo, pueden sobrevivir con temperaturas de 8°C hasta 48°C (Madigan, Martinko y Parker, 2000).

Dimensiones de la carga de la enfermedad

Las medidas de frecuencia más usadas en epidemiología se refieren a la medición de la mortalidad o la morbilidad en una población de manera independiente. Las más usadas son la proporción, razón y tasa (Moreno-Altamirano, López-Moreno y Corcho-Berdugo, 2000). Estas sólo representan el número de personas que padecen o presentan cierta enfermedad. Medir la discapacidad permite dimensionar las afectaciones en el tiempo, por tal motivo la carga de la enfermedad es un indicador adecuado.

La estimación de AVAD involucra cuatro aspectos importantes: duración del tiempo perdido a consecuencia de la muerte prematura, valor del tiempo vivido a diferentes edades, medición de los resultados no fatales y preferencia del tiempo o tasa de descuento social (Concha, Aguilera y Salas, 1996; Pardo, 2006).

- **Duración del tiempo perdido a consecuencia de la muerte prematura.** Es el tiempo que las personas dejan de vivir en una edad previa a su esperanza de vida teórica. La cual se calcula de acuerdo con una tabla de vida estándar basada en los patrones de mortalidad del país, la esperanza de vida al nacer es de 82.5 años para las mujeres y de 80 años para los hombres.
- **Valor del tiempo vivido a diferentes edades.** La valoración de la salud según la edad se pondera de acuerdo con el valor de β : 0.04, ya que considera las edades productivas de 15 hasta 35 años, por lo que se genera un mayor peso en estas edades.
- **Medición de los resultados no fatales.** Consiste en la valoración del peso de la morbilidad medida en términos de los años de vida que se pierden a consecuencia del padecimiento de una enfermedad y sus secuelas. La ponderación de las discapacidades se realiza con base en un estimado que permite la comparación de la severidad de la discapacidad con la muerte. La ponderación varía entre 0, ausencia de discapacidad, y 1, que representa a la muerte, grado máximo de discapacidad.
- **Preferencia de tiempo (Tasa de Descuento Social).** La preferencia temporal es un concepto general de amplia utilidad, basado en que las personas prefieren los beneficios ahora y no en el futuro. Al aplicar la tasa del 3% los beneficios futuros en salud se

descuentan, por lo tanto, se tiende a ponderar de una manera más equilibrada los beneficios actuales y futuros (Concha, Aguilera y Salas 1996:4-6).

El cálculo de AVP se realiza con la ecuación (1) desarrollada por Murray y López (1996).

$$AVP = \frac{KCe^{ra}}{(r+\beta)^2} \left\{ e^{-(r+\beta)(L+a)} [-(r+\beta)(L+a)-1] - e^{-(r+\beta)a} [-(r+\beta)a-1] \right\} + \frac{1-K}{r} (1-e^{rL})$$

ecuación (1)

Donde

K = factor de modulación de la ponderación por edad 1

C = constante 0.1658

r = tasa de descuento 0.03

a = edad de muerte

β = parámetro de la función de ponderación por edad 0.04

L = expectativa de vida estándar a la edad a

El modelo matemático para los AVD difiere sólo en la adición de D (la ponderación de discapacidad), mismo que se refiere a los días que dura la enfermedad en un año y se muestra en la ecuación (2) (Fox-Rushby y Hanson, 2001; Murray y López, 1996):

$$AVD = D \left\{ \frac{KCe^{ra}}{(r+\beta)^2} \left\{ e^{-(r+\beta)(L+a)} [-(r+\beta)(L+a)-1] - e^{-(r+\beta)a} [-(r+\beta)a-1] \right\} + \frac{1+K}{r} (1-e^{rL}) \right\}$$

ecuación (2)

Donde

K = factor de modulación de la ponderación por edad 1

C = constante 0.1658

r = tasa de descuento 0.03

a = edad de inicio de la discapacidad

β = parámetro de la función de ponderación por edad 0.04

L = duración de la discapacidad

D = ponderación de discapacidad o peso de la enfermedad

El resultado de sumar los AVP más los AVD nos da como resultado el indicador de AVAD completo.

Material y métodos

Estructuración de base de datos

La primera etapa consistió en identificar las enfermedades y estructurar la información (periodo 2000-2011) de morbilidad (casos) y mortalidad (defunciones) a nivel mensual, de tal manera que puedan ser utilizadas en un Sistema de Información Geográfica (SIG).

Las enfermedades diarreicas comprenden nueve patologías: cólera, fiebres tifoidea y paratifoidea, infecciones debidas a salmonella, shigellosis, infecciones intestinales bacterianas, intoxicaciones alimentarias bacterianas, amebiasis, enfermedades intestinales debidas a protozoarios, infecciones intestinales debidas a virus y otros organismos especificados, diarrea y gastroenteritis de presunto origen infeccioso (SINAIS, 2011).

Para las bases de datos de morbilidad fueron necesarias dos fuentes debido a la disponibilidad, en primer lugar del 2000 al 2006 se encuentra en línea, a través del Núcleo de Acopio y Análisis de Información en Salud y para el periodo del 2007 al 2011 se solicitó en el Instituto de Salud del Estado de México. En el caso de mortalidad la información se obtuvo del Sistema Nacional de Información en Salud.

Cálculo de carga de la enfermedad

Se parte de la base de datos de morbilidad y de mortalidad a nivel mensual para calcular AVD y AVP. Además como duración 0.02 y para el peso de la enfermedad 0.281 de acuerdo con Murray *et al.* (2012), por ser el estudio más reciente en el cual se consideró a México.

El cálculo de la carga de las enfermedades se facilita con el Módulo hidrogeomático de índices sintéticos en salud, mostrado en la figura I.1 (Gómez-Albores, 2012) e implementado en la plataforma del software de SIG Idrisi, teniendo como fundamento el indicador AVAD.

Figura I.1. Módulo hidrogeomático de índices sintéticos en salud

Tasa de descuento = 0.03, se tiende a ponderar de una manera más equilibrada los beneficios actuales y futuros.

Ponderar la severidad de la discapacidad de tal manera que sean comparables los años de vida perdidos por discapacidad y los años de vida perdidos por muerte prematura.

Edad se basa en los diferentes roles y los grados de dependencia del individuo en relación con la edad, sus valores máximos con edades que fluctúan entre los 20 y 30 años, B=0.04.

La esperanza estandar de vida es de: 82.5 años para mujeres y 80 para hombres.

Por último se proyectó la población con base en la ecuación (3) (Rincón y Fajardo, 2007; INEGI, 1997), ya que sólo se encuentra disponible cada 5 años y es necesaria a nivel mensual en el cálculo de tasa por 100 000 habitantes.

$$r = \left(\frac{N^f}{N^i} \right)^{\frac{1}{k}} - 1$$

ecuación (3)

Donde

r = tasa de crecimiento

N^f = población final

N^i = población inicial

k = intervalo de años entre ambos periodos

En la ecuación (3) se emplearon de forma respectiva los datos de población plasmados en el Censo General de Población y Vivienda del 2000 y 2010, así como del Conteo de Población y Vivienda del 2005, todos ellos realizados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Análisis de la carga de la enfermedad

Para conocer la evolución de la enfermedad se utilizó el módulo *Earth Trends Modeler (ETM)* del SIG Idrisi, primeramente se conformó la serie de tiempo de tasa de AVAD con un total de 144 imágenes. Considerando que las diarreas tienen un comportamiento estacional, a la serie se le realizó un preprocesamiento (*Deseason*), con la finalidad de identificar las anomalías producidas por las diferentes estaciones del año, que obedece a las ecuaciones (4) y (5):

$$\overline{X}_i = \frac{\sum_{j=0}^n X_{ij} + 1}{n_i} \quad \text{ecuación (4)}$$

Donde

$\overline{X}_i$ = media del mes a calcular

X = variable por mes como temporalidad en la serie i y por año j

n = total de imágenes de dicho mes

$$X'_i = X_i - \overline{X}_i \quad \text{ecuación (5)}$$

Donde

X'_i = mes calculado

X_i = valor inicial del mes

$\overline{X}_i$ = media del mes de la ecuación (4)

En la aplicación ETM, con el módulo de análisis de series de tendencia (*Series Trend Analysis*), se utilizó la prueba no paramétrica monótonica Mann Kendall, medida de correlación entre dos variables que indica la tendencia creciente o decreciente de la serie de tiempo en un rango de 1 a -1, que puede ser usada con datos irregulares y datos incompletos. Para conocer a detalle el procedimiento se recomienda consultar a Mendoza y Allende (2007) y a Al-Mashagbah y Al-Farajat (2013).

Resultados

Resultado de las bases de datos se obtuvo la tabla I.1 en la cual se presenta el promedio anual de cada factor (casos, defunciones, AVD, AVP, AVAD y la tasa) para el Estado de México.

En la tabla I.1 se puede apreciar que las defunciones por enfermedades diarreicas han disminuido del 2000 al 2011 de 143 a 57.3. Además, se encuentran más casos (5 813.4) en el año 2003 que corresponde a un AVD de 4.2 años; sin embargo, el valor de las defunciones y AVP fue mayor en el año 2000 con un promedio de 5.9 defunciones, que representa 142.6 de AVP.

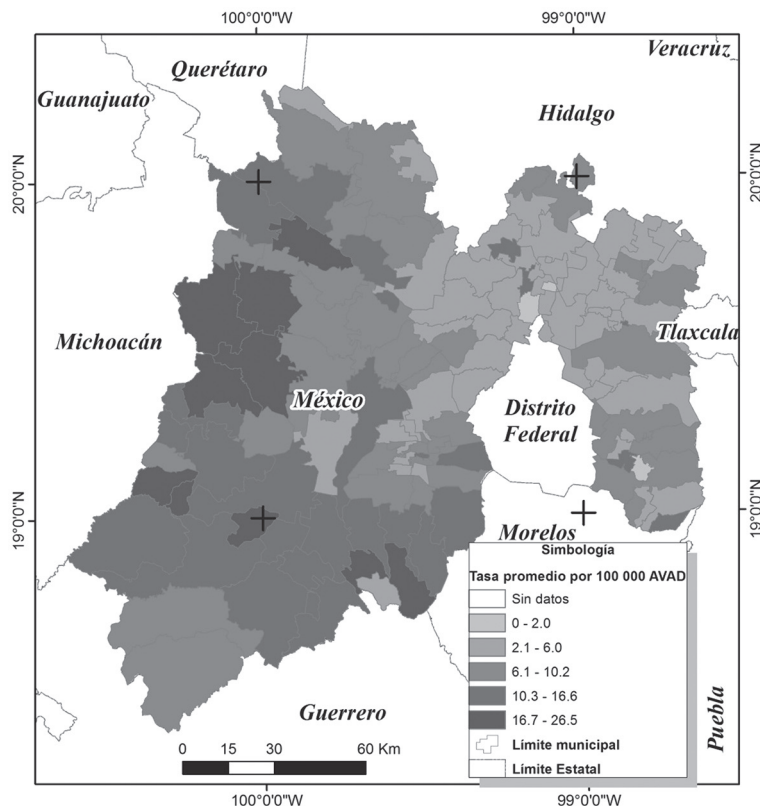
**Tabla I.1. Promedio de enfermedades diarreicas agudas en el Estado de México
2000-2011**

Año	Casos	Defunciones	AVD	AVP	AVAD	Tasa
2000	5 442.2	5.9	25.2	142.6	167.8	204.2
2001	5 091.4	5.5	23.6	126.9	150.6	201.3
2002	5 403.2	4.6	25.2	110.7	135.9	169.7
2003	5 813.4	4.2	27.2	101.1	128.2	157.0
2004	5 503.8	4.4	25.0	109.6	134.6	166.1
2005	5 324.7	3.6	24.6	85.6	110.2	149.1
2006	4 857.0	4.2	21.3	89.6	110.9	121.7
2007	4 559.6	4.2	20.8	82.5	103.3	85.9
2008	4 665.0	3.8	21.7	71.0	92.8	69.3
2009	4 764.5	3.7	22.1	62.0	84.8	60.2
2010	4 913.1	3.5	22.8	54.9	77.8	41.3
2011	5 318.9	3.5	24.2	57.3	81.5	38.8

Años de vida perdidos por muerte prematura (AVP), los años de vida con discapacidad (AVD) y años de vida ajustados por discapacidad (AVAD). Tasa por 100 000 habitantes.

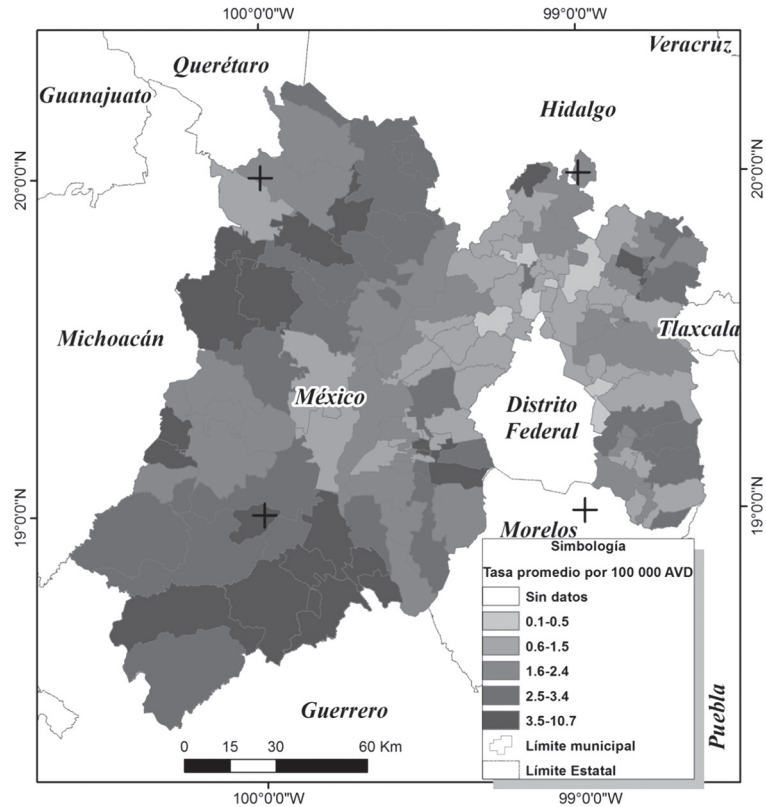
En las siguientes figuras se muestra el comportamiento de la carga de la enfermedad y sus componentes (AVD y AVP) a nivel estatal. De acuerdo con la figura I.2 que muestra la tasa promedio de AVAD la zona oeste del estado en la que presenta los valores que oscilan entre 16.7 y 26.5. Dentro de esta región el municipio que presenta mayor valor es San Felipe del Progreso con 26.5 por cada 100 000 años de vida ajustados por discapacidad. En la parte este del estado los AVAD son menores, principalmente el municipio de Ayapango con 1.6 AVAD por cada 100 000.

Figura I.2. Tasa promedio de AVAD por enfermedades diarreicas en el Estado de México, 2000-2011



En la figura I.3 se muestra que en la zona oeste se pierden más AVD que en la zona este, además de lo anterior también sobresale el sur y centro. Atizapán es el municipio donde se pierden más años con un valor de 10.7 años por cada 100 000 AVD, mientras que en La Paz sólo 0.25 AVD por cada 100 000.

Figura I.3. Tasa promedio de AVD por enfermedades diarreicas en el Estado de México, 2000-2011



Al igual que el AVAD el municipio donde se pierden más años de vida por muerte prematura es San Felipe del Progreso y el menor es Rayón con 0.1 por cada 100 000 AVP (figura I.4).

Figura I.4. Tasa promedio de AVP por enfermedades diarreicas en el Estado de México, 2000-2011

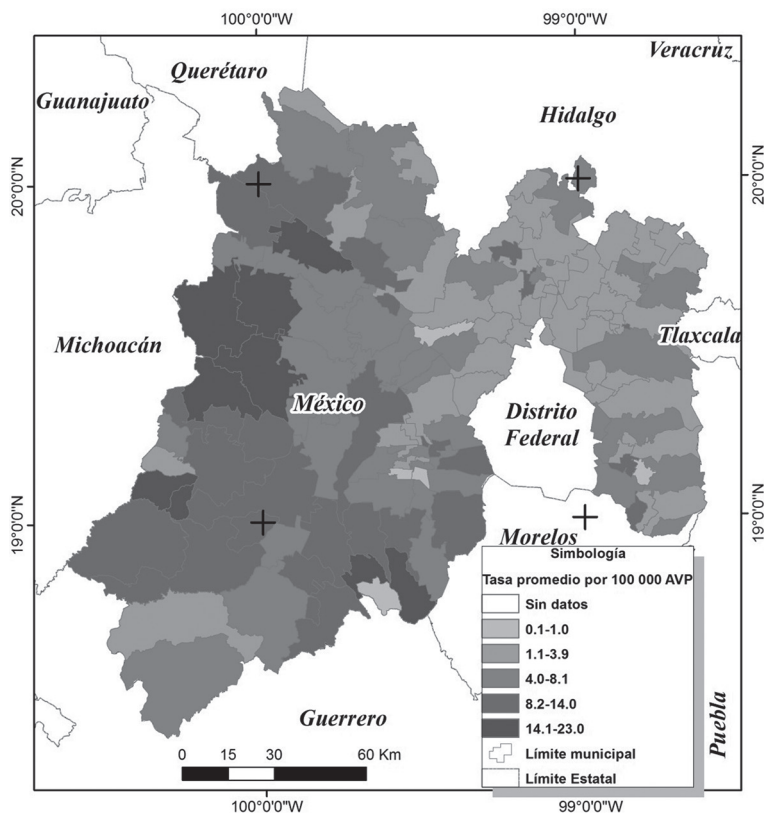
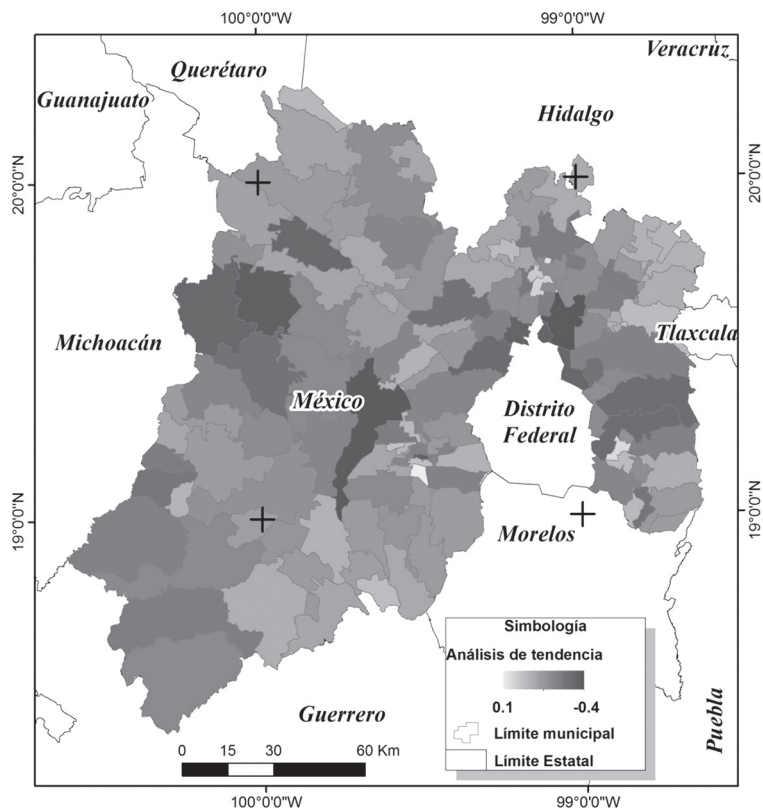


Figura I.5. Análisis Mann-Kendall de anomalías de años de vida ajustados por discapacidad en el Estado de México, 2000-2011

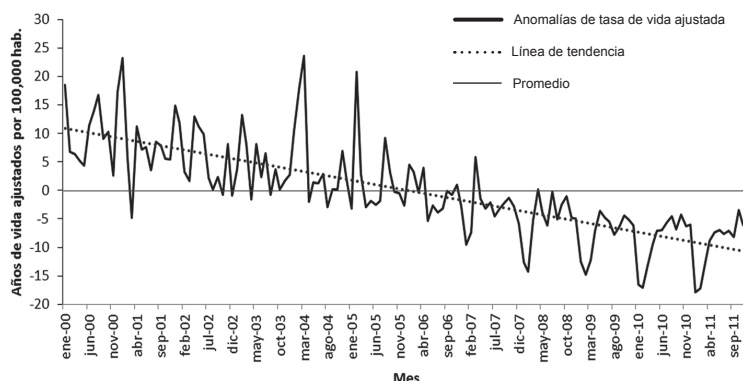


Para conocer el comportamiento a lo largo de los doce años se realizó el análisis Mann-Kendall de AVAD. A partir de las anomalías mostradas en la figura I.5, se observa que la mayor parte de los municipios tienen una tendencia a descender; es decir, valores que tienden a los negativos, sin embargo, hubo municipios con valores de tendencia positiva (en aumento), el más alto fue el municipio de Texcalyacac con un valor de 0.14 y el extremo negativo fue Ecatepec con -0.4.

En la figura I.6 se observa el comportamiento de anomalías para el caso de la tasa de AVAD en el Estado de México. En los primeros tres meses de cada año hay un incremento de la enfermedad. Sin embargo, en marzo del 2001 se presentó una disminución de -5 AVAD.

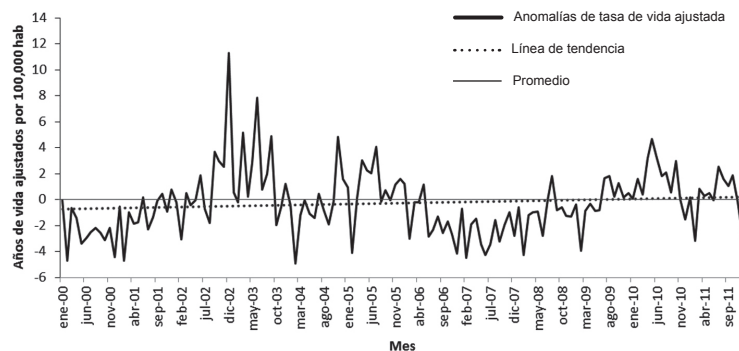
A nivel general existe una tendencia en decremento para el Estado de México, a partir de julio del 2007 se observa una disminución por debajo del promedio, el rango de la tasa se encuentra por debajo de 0.

Figura I.6. Anomalías de la tasa de años de vida ajustados en el Estado de México, 2000-2011



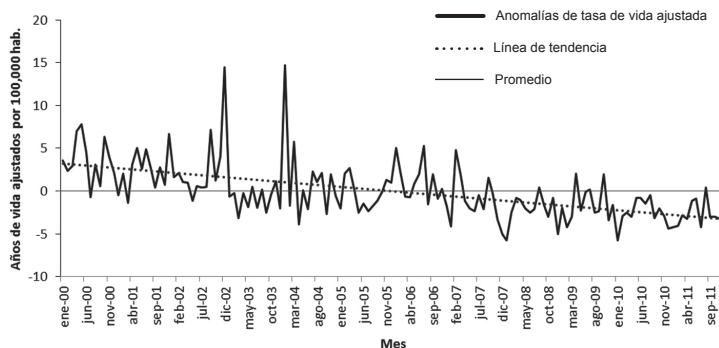
En la figura I.7 se muestra el municipio de Texcalyacac, éste presentó el mayor valor de acuerdo al análisis Mann Kendall en el cual se refleja una tasa de 11.35 años de vida ajustados por discapacidad por cada 100 000 habitantes en diciembre de 2002. Además, de noviembre del 2005 a julio del 2007 comenzaron a disminuir los años de vida ajustados. Para 2008 aumentaron nuevamente hasta alcanzar el valor más alto en mayo del 2010, con 4.6 años ajustados por cada 100 000 habitantes.

Figura I.7. Anomalías de la tasa de años de vida ajustados en el municipio de Texcalyacac, 2000-2011



El municipio de Ecatepec fue el que presentó una tendencia de -0.4 (descendente), como se puede observar en la figura I.8, a diferencia de los eventos anómalos de finales de 2002 y 2003, se percibe una tendencia en constante descenso.

Figura I.8. Anomalías de la tasa de años de vida ajustados en el municipio de Ecatepec, 2000-2011



Conclusiones

Los casos por enfermedades diarreicas agudas son constantes a lo largo de los doce años analizados, por lo que aún continúa siendo la segunda causa de enfermar, al contrario de las defunciones las cuales han disminuido en el periodo estudiado.

A pesar de ello, al calcular los años de vida perdidos por muerte prematura ocasionados por enfermedades diarreicas, podemos saber que se pierden más años en comparación con los años vividos con discapacidad, debido a que las defunciones se presentan principalmente en los primeros años de vida.

El municipio en donde se pierden más años por muerte prematura es San Felipe del Progreso, por esta razón también es el que presenta mayor AVAD, sin embargo, el municipio con menor pérdida de años con discapacidad es Atizapán.

A pesar de que en la mayor parte del Estado de México el comportamiento de la carga de la enfermedad por diarreas es a disminuir, debido

principalmente a que se ha reducido el número de defunciones por esta causa, aún existen municipios en donde se presentan aumentos por arriba del promedio, como lo es Texcalyacac.

De acuerdo con los antecedentes analizados las razones por las cuales no han disminuido los AVD se puede atribuir a factores climáticos, ya que en los meses de estiaje aumentan los casos, también podría asociarse a una falta de servicios de agua potable y saneamiento.

Bibliografía

- Al-Mashagbah, A. y M. Al-Farajat (2013). "Assessment of Spatial and Temporal Variability of Rainfall Data Using Kriging, Mann Kendall Test and the Sen's Slope Estimator in Jordan from 1980 to 2007", en *Journal of Environmental and Earth Sciences*, 5 (10), pp. 611-618.
- Campbell-Lendrum, M. et al. (2004). *Comparative Quantification of Health Risks*, Chapter 20, Global Climate Change. World Health Organization, p. 108. Disponible en www.who.int/publications [enero de 2011].
- Concha, M., P. X. Aguilera y J. Salas (1996). *Carga de la enfermedad en Chile*. Ministerio de Salud, República de Chile, 63 pp.
- DGE (Dirección General de Epidemiología) (2014). "Anuarios de morbilidad". Disponible en www.epidemiologia.salud.gob.mx/anuario/html/anuarios.html [28 de mayo de 2014].
- Esparza-Aguilar, M. et al. (2009). "Mortalidad por enfermedades diarreicas en menores antes y después de la introducción de la vacuna contra el rotavirus", en *Revista de Salud Pública de México*, 51 (4), pp. 285-290.
- Fox-Rushby, J. y K. Hanson (2001). *Calculating and Presenting Disability Adjusted Life Years (DALYs) in Cost-effectiveness*. Health Policy and Planning: Oxford University Press, 3, pp. 326-331.
- Fuentes-Díaz, Z. et al. (2008). "Factores de riesgo de las enfermedades diarreicas agudas en menores de cinco años", en *Archivo Médico de Camagüey*, 12 (2), 1:8. Disponible en www.redalyc.org/ [28 de mayo de 2014].

- Gómez-Albores, M. A. et al. (2011). *Medición de años de vida ajustados por discapacidad para enfermedades relacionadas con inundaciones ocurridas de 2000-2006 en la cuenca Lerma-Chapala México* [archivo pdf], p. 19.
- Gómez-Albores, M. A. (2012). "Modelación geomática de medidas de frecuencia y de asociación, aplicada a enfermedades vinculadas con el agua". Tesis de doctorado en Ciencias del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.
- Hernández-Cortez, C., M. G. Aguilera-Arreola y G. Castro-Escarpulli (2011). "Situación de las enfermedades gastrointestinales en México", en *Revista Enfermedades infecciosas y microbiología*, 31 (4), pp. 137-151.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática) (1997). *Manual de medidas sociodemográficas*, México, 25pp.
- ____ (2000). *XII Censo general de población y vivienda*, México. Disponible en <http://www.inegi.org.mx/>
- ____ (2005). *II Conteo de población y vivienda*, México. Disponible en <http://www.inegi.org.mx/>
- ____ (2010). *XIII Censo de población y vivienda*, México. Disponible en <http://www.inegi.org.mx>
- INSP (Instituto Nacional de Salud Pública), NAAIS (Núcleo de Acopio y Análisis de Información en Salud) (2010). *Bases de datos de Morbilidad*, México. Disponible en <http://sigsalud.insp.mx>. [12 de agosto de 2010].
- ISEM (Instituto de Salud del Estado de México).
- Madigan, M. T., J. M. Martinko y J. Parker (2000). *Biología de los microorganismos*, 8ª ed., España, Prentice Hall, p. 986.
- Mendoza, M. y T. Allende (2007). "Análisis hidrometeorológico de las estaciones de la cuenca del lago de Cuitzeo", en *Boletín del Instituto de Geografía*, Investigaciones Geográficas / Universidad Nacional Autónoma de México, México, 63, pp. 56-76.
- Moreno-Altamirano, A., S. López-Moreno y A. Corcho-Berdugo (2000). "Principales medidas en epidemiología", en *Revista Salud Pública de México*, pp. 42:337-348.

- Murray, C. y A. López (1996). *Global Burden of Disease*. The Harvard School of Public Health, World Health Organization / The World Bank, pp. 47.
- Murray, C. et al. (2012). "Global Burden of Disease Study 2010", en *Revista The Lancet*, Institute of Health Metrics and Evaluation, University of Washington, 380, pp. 2071-2258.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2002). *La carga de enfermedad y los estimados de costo-eficacia*. Disponible en http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/burden/ [8 de junio de 2012].
- ____ (2003). *Climate Change and Human Health Risks and Responses*. Organización Mundial de la Salud, p. 322.
- ____ (2006). *Ambientes saludables y prevención de enfermedades*.
- ____ (2013). *Notas descriptivas Enfermedades diarreicas*. Disponible en www.who.int/mediacentre/factsheets/fs330/es/ [28 de mayo de 2014].
- Prüss-Üstün, A. et al. (2003). *Introduction and Methods*, World Health Organization [archivo pdf], 63p.
- Pardo, M. T. (2006). *Hojas metodológicas sector salud. Grupo asesor de la gestión de programas y proyectos de inversión pública*. Colombia, 32 pp.
- Rincón, M. J. y M. Fajardo (2007). *Teoría y métodos demográficos para la elaboración de estimaciones y proyecciones*. Colombia, p. 180.
- SINAIS (Sistema Nacional de Información en Salud) (2011). *Información tabular de mortalidad*. Disponible en sinais.salud.gob.mx/mortalidad/ (última modificación 1 de julio de 2011) [28 de mayo de 2014].
- SSA (Secretaría de Salud) (2009). *Enfermedades diarreicas agudas, prevención, control y tratamiento*, México, p. 159.
- ____ (2012). *Enfermedad diarreica aguda mediante la Estrategia de Núcleos Trazadores (NuTraVE)*, México, p. 72.

Capítulo II

Cultura del agua en la educación básica

José Luis Miranda Jiménez¹

Marivel Hernández Téllez^{2*}

Miguel Ángel Gómez Albores²

Alejandro Tonatiuh Romero Contreras²

Denise Freitas Soares de Moraes³

Martha Carolina Serrano Barquín⁴

Carlos Alberto Mastachi Loza²

Héctor Martínez Valdés²

* Autora de correspondencia.

¹ Alumno del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: pepemiranda.jlmj@gmail.com

² Profesores-Investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: mhernandezt@uaemex.mx, magomeza@uaemex.mx, atromeroc@uaemex.mx, camastachil@uaemex.mx y hmartinezv@uaemex.mx

³ Investigadora del Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua. Correo electrónico: denise_soares@tlaloc.imta.mx

⁴ Profesora-Investigadora de la Facultad de Ciencias de la Conducta de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: carolinasb@hotmail.com

Introducción

El agua es, después del aire, el elemento más indispensable para la vida en este planeta; ha sido, es y será un tema intemporal, de perenne actualidad, que ocupa y preocupa en distinto grado y manera a buena parte de la sociedad. No es un hecho aislado, forma parte de la problemática ambiental que vivimos. El agua es y será una de las grandes preocupaciones de la sociedad actual, porque afecta de manera directa a todos (Márquez, 2003: 11-21).

El tema del agua y la problemática por su escasez, cuya situación día a día se agrava en algunas regiones del mundo, ha despertado el interés y atención de la población mundial (Manzanares, 2010: 1). Por ello, cada 22 de marzo se celebra el día mundial del agua (UNESCO, 2012). El tema es prioritario y en los próximos años lo será aún más, al agudizarse los problemas relacionados con el mismo: escasez, contaminación, suministros, costo, etc., se requerirán estrategias diversas relacionadas con lo técnico, económico y político. Sin embargo, en este documento interesa destacar la necesidad de estrategias educativas y de comunicación (González, 2003:15).

El problema del agua en México se debe al creciente deterioro de su calidad debido a la contaminación. En la actualidad es un tema que cada día ocupa más la atención de científicos, técnicos, políticos y en general, de muchos de los habitantes del planeta.

Educación ambiental

La educación ambiental se concibe como un proceso permanente en el que los individuos y la colectividad cobran conciencia de su medio, adquieren los conocimientos, los valores, las competencias, la experiencia y la voluntad necesaria que les permita actuar individual y colectivamente para resolver los problemas actuales y futuros del medio ambiente (CEA-DU, 2000: 13). Este tipo de educación surge como respuesta al deterioro visible del medio ambiente y al rompimiento de la armonía del ser humano con la naturaleza. En la actualidad, la educación ambiental ha de ser entendida como un proceso permanente de acercamiento a una comprensión global del medio, en la que se eluciden valores, se desarrollen aptitudes y se asuman actitudes que permitan una posición crítica y participativa sobre la conservación, la correcta utilización de los recursos y la calidad de vida (Tajes y Orellán, 2001: 36).

La educación ambiental comprende tres modalidades: educación ambiental formal, no formal e informal (Armijo, Durán y Bocanegra, 2010: 259):

- Educación ambiental formal. La establecen las instituciones educativas de los distintos niveles de educación, como parte de la currícula.
- Educación ambiental no formal. Se entiende como toda actividad y programas sociales que, a pesar de no realizarse en contextos escolares, cuentan con una definición clara de los objetivos y metodologías pedagógicas.
- Educación ambiental informal. El término hace referencia a los contextos o medios de comunicación que aun cuando carecen de una definición explícita de objetivos pedagógicos pueden generar procesos de aprendizaje en las personas.

Cultura del agua

La cultura del agua es definida como el conjunto de creencias, conductas y estrategias comunitarias para el uso del agua, que puede ser leído en las normas, formas organizativas, conocimientos, prácticas y objetos

materiales que la comunidad ofrece o acepta tener; en el tipo de relación entre las organizaciones sociales que tienen el poder y en los procesos políticos que se concretan en relación con el aprovechamiento, uso y protección del agua (Vargas y Piñeyro, 2005: 65).

Cuando hablamos de cultura del agua no debemos entenderla solamente como una “cultura del cuidado y del ahorro del agua”, sino como una conciencia y un saber sobre los principios ecológicos para su conservación y manejo (Leff, 2012: 17-18).

El agua es clave para una diversidad de usos, para el consumo directo por parte del hombre, de los animales y las plantas, para la higiene y sanidad, para la agricultura y la industria, y para el transporte y la energía. Puede ser un catalizador del desarrollo. El acceso seguro a ella contribuye a un mayor bienestar y a la seguridad alimentaria, mientras que un mal manejo puede crear pobreza y perpetuarla. El agua es crucial para el mantenimiento de ecosistemas funcionales, los cuales son, a su vez, un prerrequisito para la regeneración de este recurso. Además, tiene un significado social y cultural (Morger, 2009: 3).

Educación básica

La educación básica recibe ese nombre no porque sea la menos importante de todos los demás niveles, sino porque representa la educación esencial y fundamental para adquirir cualquier otra preparación en la vida. Representa el aprendizaje de los elementos necesarios para desenvolverse en la sociedad y dentro de su cultura, además es la educación obligatoria que han de recibir todos los futuros ciudadanos (Almazán, 2000). Los métodos y técnicas de enseñanza tienen por objeto hacer más eficiente la dirección del aprendizaje, gracias a ellos pueden ser elaborados los conocimientos, adquiridas las habilidades e incorporados con menor esfuerzo los ideales y actitudes que la escuela pretende proporcionar a sus alumnos (Díaz y Pereira, 1982).

La comprensión del mundo natural que se logra durante la infancia, sensibiliza y fomenta una actitud reflexiva sobre la importancia del aprovechamiento adecuado de la riqueza natural y orienta su participación en el cuidado del ambiente (SEP, 2011b: 43). Una característica del plan de estudios es su orientación hacia el desarrollo de actitudes, prácticas y

valores sustentados en los principios de la democracia: el respeto a la legalidad, la igualdad, la libertad con responsabilidad, la participación, el diálogo y la búsqueda de acuerdos; la tolerancia, la inclusión y la pluralidad, así como una ética basada en los principios del estado laico, que son el marco de la educación humanista y científica que establece el artículo tercero constitucional (SEP, 2011b: 19).

Lo que se refiere a la enseñanza, aprendizaje y evaluación en educación primaria, se desarrolla mediante competencias y principios pedagógicos. “Una competencia es la capacidad de responder a diferentes situaciones e implica un saber hacer (habilidades) con saber (conocimiento), así como la valoración de las consecuencias de ese hacer (valores y actitudes)” (SEP, 2011a: 29). “Las competencias que aquí se presentan deberán desarrollarse en los tres niveles de Educación Básica y a lo largo de la vida, procurando que se proporcionen oportunidades y experiencias de aprendizaje significativas para todos los estudiantes” (SEP, 2011a: 38). “Los principios pedagógicos son condiciones esenciales para la implementación del currículo, la transformación de la práctica docente, el logro de los aprendizajes y la mejora de la calidad educativa” (SEP, 2011a: 26).

Acciones institucionales

En Europa la gestión del agua se ha diseñado tratando conjuntamente las variables de cantidad y calidad del recurso agua, propiciando el establecimiento de una nueva cultura del agua, misma que está enfocada principalmente a la mejora de la política hidráulica, la planificación territorial, los incrementos financieros y a modernizar la infraestructura; no obstante, efectúa una labor de concienciación de los ciudadanos (Castillo, 2000: 65-73).

La educación del agua en Estados Unidos de América se centra en sugerir que se hable de ella desde la educación básica. En 2001, el Departamento de Educación de Mississippi, en su interés por promover la educación, recomienda su implementación en los estándares de contenidos científicos obligatorios y con reconocimiento nacional; incluyendo los temas de educación del agua dentro de la programación de actividades y contenidos curriculares por competencias. Los temas sugeridos para implementar en alumnos de cuarto grado de educación básica, son la

conservación de los recursos hídricos, uso de mapas para identificar las cuencas locales y patrones de escurrimiento; tecnología acuática para la industria y el gobierno. En 2005, el Departamento de Educación de Florida propone incluir temas acerca de la educación del agua y reforzarlos en la educación básica cotidiana, los temas son la pérdida costera, inundaciones, agua subterránea, calidad del agua y fenómenos meteorológicos e hidrósfera (Clary y Brzuszek, 2009: 150-162).

En 2006 el Departamento de Educación de Alabama muestra el interés de actualizar los estándares de contenido educativo del estado y pide incorporar contenido en educación del agua en las escuelas públicas de nivel básico. Propone incluir seis temas: inundaciones, aguas subterráneas, contaminación, calidad del agua, erosión del suelo y organismos acuáticos; la estrategia sugiere que los temas sean introducidos y reforzados en más de un grado de la educación básica del estado. Para 2008, el Departamento de Educación de Louisiana, implementa sus expectativas referentes a la educación sobre el agua, haciendo uso de la teoría constructivista del aprendizaje, donde el objetivo es reforzar los temas de acuíferos, aguas subterráneas, contaminación, erosión del suelo, calidad del agua, pérdida costera e inundaciones, por los profesores de diferentes grados de educación primaria, secundaria y preparatoria (Clary y Brzuszek, 2009: 150-162).

Por otra parte, la Provincia de Mendoza, Argentina, en colaboración con el Departamento General de Irrigación y la Universidad de Buenos Aires, presenta su propuesta "Programa de Fomento a la Cultura del Agua", cuyo objetivo es revalorizar la cultura del agua con vistas a desarrollar estrategias de educación y de gestión ambiental para mejorar la calidad de vida de los pobladores de la provincia, sean rurales o urbanos, proporcionándoles información sobre cultura del agua, demanda, escasez y contaminación. La propuesta se centra en niños y jóvenes de entre 3 y 18 años, a quienes mediante el uso de la biblioteca se les brinda información sobre el agua en la provincia y el planeta; esta iniciativa pretende establecer y formalizar un Club de Amigos de la Cuenca, donde niños y jóvenes desarrollen actividades para conocer, cuidar y conservar la cuenca en la que habitan. En este programa también se contemplan cursos-talleres de perfeccionamiento y actualización docente que, mediante la capacitación, obtendrán información acerca de la problemática hídrica y las herramientas indispensables para transmitirles estos conocimientos

a los alumnos, apoyados del uso de presentaciones, carteles, dibujos y rompecabezas (Bardini, 2005: 1-10).

Para el caso de México, la gestión del agua se encuentra a cargo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), institución descentralizada de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), se rige por la Ley de Aguas Nacionales (LAN, 2004: 2). En dicha reglamentación se dedica un capítulo a la cultura del agua, donde el número XXI de los principios que sustentan la Política Hídrica Nacional indican: “la cultura del agua construida a partir de los anteriores principios de política hídrica, así como con las tesis derivadas de los procesos de desarrollo social y económico”. El número XX habla acerca de “la participación informada y responsable de la sociedad, como base para la mejor gestión de los recursos hídricos y particularmente para su conservación, por tanto, es esencial la educación ambiental, especialmente en materia de agua” (Mar, 2012: 83-84).

El programa de cultura del agua de la Comisión Nacional del Agua, tiene como objetivo “contribuir a consolidar la participación de los usuarios, la sociedad organizada y los ciudadanos en el manejo del agua, y promover la cultura de su buen uso, a través de la concertación y promoción de acciones educativas y culturales en coordinación con las entidades federativas, para difundir la importancia del recurso hídrico en el bienestar social, el desarrollo económico y la preservación de la riqueza ecológica, para lograr el desarrollo humano sustentable de la nación” (CONAGUA, 2012a).

La Asociación Nacional de Cultura del Agua (ANCA) tiene como objetivo principal fomentar el cuidado y uso eficiente del recurso. Actualmente integra a 480 representantes de las Áreas de Cultura del Agua de los Organismos Operadores de todo el país, quienes aun con la diversidad de sus condiciones ambientales tienen en común el mismo deseo de promover la correcta aplicación y uso eficiente de un recurso tan importante (ANCA, 2014). La ANCA se consolidó en la XXI Convención Anual de la Asociación Nacional de Empresas de Agua y Saneamiento (ANEAS), misma que considera empezará a dar frutos en breve, ya que entre los objetivos planteados, destacan: 1) la divulgación de programas de cultura del agua; 2) prevenir y evitar la contaminación del agua; 3) organizar y promover cursos, seminarios, congresos y eventos tanto nacionales

como internacionales, sobre el uso y cuidado del recurso, y 4) fortalecer la cultura para el buen uso del agua.

Algunos organismos tienen programas específicos de cultura del agua, sin embargo, su alcance sólo ha sido regional. En 2004 la Comisión Estatal de Aguas (CEA) del estado de Querétaro, en coordinación con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), el Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua (IMTA) y un organismo operador español, presentó una acción en materia de cultura del agua denominada "Paquete Cultura del Agua en la Educación"; se conformó de tres videos para los alumnos y una guía para el profesor, material entregado a 2 667 escuelas primarias. El objetivo principal fue implementar un sistema de difusión de la cultura del agua, congruente con los programas de la SEP, que apoye la labor de los maestros en todas las escuelas primarias del estado de Querétaro, de manera constante y consciente, con el fin de sensibilizar a la comunidad escolar en su uso y preservación, abordando temas relacionados al uso eficiente y cuidados que debe tener. El paquete fue entregado en agosto de 2004, para enero de 2005 el 95% de los alumnos de primaria ya había visto el video, dando a la CEA de Querétaro una presencia en las escuelas que nunca había tenido y aumentando en forma importante el impacto de su programa de cultura del agua (CEA, 2004: 1-2).

En 2002, la Secretaría de Educación, Cultura y Bienestar Social del Gobierno del Estado de México, a través de la Dirección General de Educación Básica, de la Subsecretaría de Educación Básica y Normal, edita el Programa Cultura del Agua para Educación Primaria (Cuaderno para el maestro, tercer ciclo primaria), cuyo objetivo es propiciar la participación de profesoras, profesores, alumnos y padres de familia en la consolidación de una cultura para el ahorro y uso eficiente del agua (GEM, 2002: 1-104).

La base del programa es la práctica constante de valores, hábitos y actitudes, como alternativa didáctica para aminorar un problema ecológico que enfrentan los países del mundo. Este cuaderno tiene un enfoque formativo que se fundamenta en los planes y programas de estudio para la educación básica; contiene temas y actividades que pueden adecuarse al contexto social, económico y cultural donde se desenvuelve el educando, a sus características e intereses. Asimismo estimula su participación en acciones con proyección a la comunidad. Es un vehículo incomparable para transmitir a nuestros niños principios de responsabilidad y respeto hacia el planeta que habitamos. En el contenido del programa se

hace hincapié para que los estudiantes respeten y conserven los recursos naturales, fortaleciendo los principios y valores respecto al uso racional del agua en la práctica cotidiana de los mexicanos. Algunos de los temas que aborda la antología son: su ubicación, tipos de agua, su transformación, quiénes la necesitan, agua en los seres humanos, personas, familia, escuela, localidad, entidad, país, mundo, qué hacemos con ella, sus usos, cómo se contamina, efectos sobre la salud y el medio ambiente, la contaminación del agua es una amenaza para la salud y el ambiente, cuidado del agua, entre otros (GEM, 2002: 1-104).

En 2006 la Universidad Pedagógica de Durango realizó un diagnóstico de la cultura del agua en alumnos de la Escuela Preparatoria Diurna de la Universidad Juárez del Estado de Durango, con el objetivo de identificar el nivel de conocimiento que tenían acerca del tema. La prueba fue de opción múltiple y se conformó por 10 preguntas sobre temas importantes de cultura del agua, usos, cantidad y disponibilidad del agua potable, propiedades fisicoquímicas, cómo cuidar el vital elemento y medidas legales para preservarla. En la interpretación de los resultados se concluyó que poseen un conocimiento medio en los temas mencionados (Ramírez, 2006: 7-88).

En 2009 la Secretaría de Agua y Obra Pública del Gobierno del Estado de México, ante la necesidad de crear una cultura del agua y diseñar estrategias para hacer más eficiente su distribución, tratamiento y reutilización, publica el libro *Cultura del Agua: hacia un uso eficiente del recurso vital*, documento que concentra información, análisis, cifras, indicadores, imágenes y propuestas que permiten al lector obtener un conocimiento muy completo acerca del origen del agua, cantidad e importancia de su contenido en el cuerpo humano, propiedades, estados, usos, distribución, porcentaje y calidad del agua, así como contaminación y saneamiento del recurso (SAOP, 2009: 1-512).

Para 2010, la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Estado de México elabora el anteproyecto "Programa de Cultura del Agua en el Municipio de Toluca", con el objetivo de establecer un programa piloto de cultura del agua en el municipio de Toluca, que fomente el uso racional del recurso entre la población beneficiada. El proyecto buscó fortalecer la educación ambiental y se dirigió a diferentes niveles educativos: en preescolar, primaria, secundaria y preparatoria, incluyendo trabajadores de gobierno y población en general. La propuesta incluyó diversos materiales

didácticos: un cd de juegos interactivos, un cd con canciones, juegos de mesa, manual de didáctica de grupos, 5 videos donde se muestra el tema del agua, folletos y trípticos (SMA, 2010: 1-23); sin embargo, no se ha logrado identificar si el programa fue realizado y si hay evidencias de los resultados.

En 2012, la Secretaría de Educación Pública en el Estado de Durango implementa la asignatura estatal "Cultura del agua para la sustentabilidad en Durango", se importe en primer grado de educación secundaria del ciclo escolar 2012-2013. El objetivo fue impulsar la educación ambiental para lograr que los estudiantes establecieran relaciones entre el mundo natural (expresado en el ecosistema natural donde el ciclo del agua es fundamental) y el mundo social, reconociendo que a través de una forma de apropiación y manejo de los recursos hídricos, se ha provocado una situación de creciente deterioro de la calidad y decremento de la disponibilidad del agua en el estado de Durango. A la vez, se invita a consolidar el compromiso social que el sistema educativo y los maestros de Durango tienen con la conservación y el aprovechamiento sustentable de sus recursos, y el desarrollo social en las localidades, municipios y regiones del estado, así como en la formación de ciudadanos con conocimientos, habilidades, valores y actitudes para tomar decisiones informadas acerca de problemas o situaciones de relevancia ambiental. En el contenido de la antología se hace hincapié en que los estudiantes tengan un reconocimiento del ambiente, que logren la identificación los elementos que lo componen, así como sus funciones y relaciones. Algunos de los temas que aborda la antología son: ciclo del agua; componentes ambientales, sociales y económicos de una cuenca hidrológica; disponibilidad y calidad del agua; usos y aprovechamiento del agua; servicios ambientales hidrológicos; sequías, inundaciones y vulnerabilidad social; enfermedades de origen hídrico; propuestas y acciones para la conservación del agua, entre otros (SEP, 2012a: 6-29).

Con la idea de facilitar a la sociedad el conocimiento de la cuenca del Río Santiago y de sus retos, de contribuir al mejor entendimiento entre los estados de Jalisco y Nayarit, los cuales la conforman, así como de fomentar la toma de decisiones informada y la participación responsable en los asuntos del agua, en 2013 el Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua (IMTA) diseña, a solicitud de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), una propuesta educativa para la Cuenca del Río Santiago: Guía para educadores. "Descubre una cuenca: Río Santiago", con el objetivo

general de contribuir al mejor entendimiento y promover el aprendizaje y rescate de la cuenca, con la participación de los estados y usuarios del agua. Al promover educación ambiental se proporciona información relevante, objetiva y fundamentada, que permite la toma de decisiones y la participación responsable en los asuntos del agua, facilitando así su gestión integral. La guía incluye 15 actividades educativas orientadas a la educación primaria, media, media superior y comunitaria, clasificadas en cuatro categorías en el marco de un proceso educativo que abarca desde la sensibilización y la dotación de información altamente significativa para los destinatarios, hasta la construcción de elementos de toma de decisión y transformación individual y colectiva. Las categorías son: conceptos básicos, dirigida a la identificación y comprensión de los principales elementos que componen una cuenca; diagnóstico, riqueza natural y cultural, interacciones y problemas que aborda algunos elementos característicos de la cuenca, pues conforman su identidad, riqueza biológica y cultural; propuestas de solución, enfocada a ampliar la comprensión de la problemática ambiental de la región y analizar los conflictos derivados del uso y administración del agua y otros recursos naturales. Finalmente, hábitos personales y ética, categoría que busca discutir y analizar ciertas situaciones que generan dilemas morales respecto al agua y al medio ambiente (Uribe y Vázquez, 2013: 155).

El centro virtual de información del agua www.agua.org.mx, del Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental A.C. (FCEA), ofrece a los maestros de educación primaria la sección “Agua Guía para Maestros”, en ella se presenta una serie de lecturas y actividades para cada grado escolar, conforme al plan y al programa de estudios oficial de la Secretaría de Educación Pública, con las cuales los maestros pueden profundizar conceptos y enriquecer sus actividades en relación con el tema del agua. Además, como complemento a esta sección, el FCEA, conjuntamente con el Programa UNESCO-PHI/Proyecto WET, pone a su disposición la guía *Agua y educación para docentes de las Américas y el Caribe*. El objetivo es generar desde la infancia un cambio de conciencia en torno al conocimiento y aprovechamiento sustentable del agua.

Ha sido una política de la CONAGUA involucrar a las nuevas generaciones sobre el cuidado y uso eficiente del agua, con ella logró posicionar el tema de cultura del agua en los programas de estudio de educación básica y en los libros de texto gratuito, a fin de impulsar la sustentabilidad hídrica de México con la participación de los niños (CONAGUA 2012b: 1). Labor

que desde 2007 coordina y participa en el grupo transversal de trabajo con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Secretaría de Educación Pública (SEP), así como con el resto de dependencias del sector medio ambiente, la Comisión Federal de Electricidad (CFE), la Procuraduría Federal del Consumidor (PROFECO) y el Fideicomiso para el Ahorro de la Energía Eléctrica (FIDE), para incluir principios de educación ambiental y cultura del agua, mediante la actualización de los libros de texto de educación básica y media básica, programas curriculares y materiales didácticos de la SEP (CONAGUA, 2012b: 1).

Reflexión

El tema del agua, día a día posee más relevancia en espacios gubernamentales, industriales, sociales, culturales y educativos, debido a la gran importancia que presenta en los ámbitos de la vida cotidiana, misma que simplemente se frenaría con su ausencia, razón por la cual es necesario hacer conciencia acerca del cuidado, ahorro y uso adecuado del agua.

La contaminación y desperdicio del agua por la población es consecuencia de una deficiente educación, esto hace suponer la falta de conciencia del agua en nuestras vidas, por ello es recomendable fomentar su importancia en espacios educativos.

La cultura del agua es un reto, pero también una oportunidad de construir un presente y un futuro con visión, con responsabilidad y orientado a la sustentabilidad, no sólo del recurso hídrico, sino del entorno ambiental (Romero, 2012: 60). Si bien muchos países, ciudades y organismos hablan de cultura del agua, su labor es interesante al fomentarla en espacios educativos, gobierno e iniciativa privada, mediante pláticas y folletos; sin embargo, gran parte de los aportes se encuentran enfocados a sensibilizar, concientizar y perfeccionar nuevas políticas públicas, generalizar costos del líquido, mejora de la economía e incrementar la infraestructura, etc., pero en ninguno de los casos se contempla la permanencia en el espacio educativo, al igual que tampoco se contempla una evaluación.

Uno de los objetivos en educación primaria es procurar que el alumno participe en conservar su medio natural, proporcionándole conocimientos y

capacidades para comprender el medio que habita. Por ello, los programas de estudio de educación primaria, en las asignaturas de exploración de la naturaleza y la sociedad, ciencias naturales y geografía, contienen temas o actividades de cultura del agua (SEP, 2012a). Esto permite suponer que las escuelas primarias podrían ser el espacio idóneo para fomentar la cultura del agua, ya que los alumnos pueden adquirir hábitos de cuidar, ahorrar y usar adecuadamente el recurso. Además, tienen la capacidad para motivar a su núcleo familiar e involucrarse y asumir un compromiso con el recurso hídrico; no olvidemos el beneficio ambiental, ya que con estos hábitos estaríamos colaborando en gran medida al cuidado, protección y preservación del medio natural.

La participación de la sociedad es la base para difundir la educación ambiental, especialmente como iniciativa para fomentar la cultura del agua, los hábitos de cuidar, ahorrar y usar adecuadamente el recurso. De ahí la importancia de contar con una educación ambiental escolarizada, no obstante, ésta presenta diferentes deficiencias en su diseño y ejecución en espacios educativos, por ello, es de suma importancia continuar con la ardua labor de incluir adecuadamente el tema ambiental como un recurso educativo que apoye los requerimientos de nuestro entorno.

Bibliografía

- Almazán Ortega, J. L. (2000). "La Educación Básica en México", en *Revista Entorno Digital*, Confederación Patronal de la República Mexicana (COPARMEX), México. Disponible en <http://www.coparmex.org.mx/contenidos/publicaciones/Entorno/2000/diciembre.htm> [3 de mayo de 2012].
- ANCA (Asociación Nacional de Cultura del Agua) (2014). *Asociación Nacional de Cultura del Agua*, México. Disponible en <http://www.aneas.com.mx/anca/objeto.htm> [20 de mayo de 2014].
- Armijo Canto, N., L. Durán y M. A. Bocanegra (2010). *Educación ambiental*, Universidad de Quintana Roo, Cancún, Quintana Roo, pp. 257-271.
- Bardini, S. L. (2005). *Cultura del agua en la Provincia de Mendoza, Desierto Versus Oasis*, Mendoza, Argentina, pp. 1-10.

- Castillo López, J. M. (2000). *La nueva cultura del agua, desde el sur*, Universidad de Granada, Granada, España, pp. 65-73.
- CEA (Comisión Estatal de Aguas) (2004). *Cultura del Agua en la Educación*, Querétaro, pp. 1-8.
- CEADU (Centro de Estudios, Análisis y Documentación del Uruguay) (2000). *Educación ambiental en la escuela*, pp. 12-13.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2012a). *Programa de Cultura del Agua*, México. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/Contenido.aspx?n1=6&n2=159&n3=257&n4=257> [10 de septiembre de 2012].
- _____. (2012b). *El uso eficiente del agua se fomenta desde la educación básica*, México, p. 1.
- Clary, R. y R. F. Brzuszek (2009). *Gulf Coast Watersheds and Water Education: Outreach Alignment and Best Practices*, Mississippi Water Resources Conference, Harrah's Mid-South Convention Center, Mississippi State University, Tunica, Mississippi, Estados Unidos, pp. 150-162.
- Díaz Bordenave, J. y A. M. Pereira (1982). *Estrategias de Enseñanza - Aprendizaje. Orientaciones didácticas para la docencia universitaria*, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Costa Rica.
- GEM (2002). *Cultura del Agua: Cuaderno para el Maestro de tercer ciclo de educación primaria*, Secretaría de Educación / Cultura y Bienestar Social / Gobierno del Estado de México, Toluca, México, pp. 1-104.
- González Gaudiano, E. (2003). "¿Para qué una cultura del agua?", en *Revista Agua y Desarrollo Sustentable*, Gobierno del Estado de México, marzo 2003, 1 (1), Metepec, Estado de México, pp. 15-17.
- LAN (Ley de Aguas Nacionales) (2004). "Ley de Aguas Nacionales, disposiciones preliminares", en *Diario Oficial de la Federación*, 29 de abril de 2004, México, pp. 1-2.
- Leff, E. (2012). "La crisis del agua y el saber ambiental", en *Cultura del agua en México: Conceptualización y vulnerabilidad social*, Porrúa, México, pp. 13-24.

- Manzanares Ramírez, M. (2010). "Introducción de la gestión integrada del agua en la educación secundaria con base en la geomática: propuesta de guía pedagógica". Tesis de Doctorado, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) / Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, México, pp. 1-116.
- Mar Pecero, M. (2012). "Cultura del agua en México concepto, marco programático gubernamental (2007-2012) y actores, líneas principales de acción de CONAGUA, importancia de la planeación y la evaluación", en *Cultura del agua en México: Conceptualización y vulnerabilidad social*, México, pp. 83-95.
- Márquez Fernández, D. (2003). "De la teoría a la práctica en educación ambiental: el caso del agua", en *Congreso Agua y Educación Ambiental: nuevas propuestas para la acción*, Caja de Ahorros del Mediterráneo, Alicante, España, pp. 11-21.
- Morger, C. (2009). "Agua para la alimentación. Una cuestión de supervivencia", en *Revista InfoResources Focus*, diciembre 2006, 3/06, Zollikofen, Suiza, pp. 3-7.
- Ramírez Ramírez, F. (2006). "Diagnóstico sobre Cultura del Agua en Alumnos de la Escuela Preparatoria Diurna de la Universidad Juárez del Estado de Durango". Tesis de Maestría en Educación Campo Práctica Educativa, Universidad Pedagógica de Durango, México, pp. 7-88.
- Romero Servín, V. (2012), "Cultura del agua en México", en *Cultura del agua en México: Conceptualización y vulnerabilidad social*, Porrúa, México, pp. 55-61.
- SAOP (Secretaría de Agua y Obra Pública) (2009). *Cultura del Agua: hacia un uso eficiente del recurso vital*, Gobierno del Estado de México, Biblioteca Mexiquense del Bicentenario, Colección Mayor, Toluca, México, pp. 1-512.
- SEP (Secretaría de Educación Pública) (2011a). *Plan de Estudios 2011, Educación Básica*, México, pp. 26-39.
- ____ (2011b). *Acuerdo número 592 por el que se establece la articulación de la educación básica*, Secretaría de Educación Pública, México, pp. 18-48.

- _____. (2012a). *Antologías de educación primaria*. Ciclo escolar 2011-2012.
- _____. (2012b). *Asignatura Estatal: Cultura del agua para la sustentabilidad en Durango*, Secretaría de Educación Pública en el Estado de Durango, Durango, México, pp. 6-29.
- SMA (Secretaría del Medio Ambiente) (2010). *Anteproyecto: Programa de Cultura del Agua en el Municipio de Toluca, Plan Maestro para Restauración Ambiental de la Cuenca Alta del Río Lerma*, Gobierno del Estado de México, Toluca, México, pp. 1-23.
- Tajes, M. y M. D. Orellán (2001). "Ciencia y Educación Ambiental", en *Reflexiones sobre Educación Ambiental*, Organismo Autónomo de Parques Nacionales / Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 33-38.
- Uribe Visoso, R. y R. Vázquez del Mercado Arribas (2013). "Propuesta educativa para la Cuenca del Río Santiago, 'Descubre una cuenca: Río Santiago'", en *III Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas*, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental / Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Morelia, Michoacán, pp. 155.
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura) (2012). *Día Mundial del Agua*. Disponible en www.unesco.org [mayo de 2012].
- Vargas, R. y N. Piñeyro (2005). *El Hidroscopio*, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA-ONU), México, pp. 60-67.

Capítulo III

Determinación de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero del Valle de Toluca mediante el método SINTACS

Jorge Paredes Tavares¹
María Vicenta Esteller Alberich^{2*}
José Luis Expósito Castillo²

* Autora de correspondencia.

¹ Alumno del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: jparedest@uaemex.mx

² Profesores-Investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mvestellera@uaemex.mx y jlexpositoc@uaemex.mx

Introducción

A escala mundial, los acuíferos están experimentando una creciente amenaza de contaminación, causada por factores antrópicos (Foster *et al.*, 2002: 6) que ejercen una presión directa sobre los recursos hídricos subterráneos.

Una forma de determinar qué zonas del territorio ofrecen mayor o menor atenuación natural a la contaminación es la elaboración de mapas de vulnerabilidad, los cuales consideran las características del medio para asignarle al territorio estudiado un rango de valores en función de su grado de protección.

Los diversos métodos que existen para elaborar los mapas de vulnerabilidad analizan las características de los materiales geológicos y los procesos que se presentan en éstos; sin embargo, existen fenómenos estructurales que pueden modificar el grado de vulnerabilidad de una zona dada, un ejemplo de esto son las fallas regionales y las grietas provocadas por la subsidencia del terreno producto de la explotación intensiva de los acuíferos. Dichas grietas, bajo ciertas circunstancias, pueden permitir el flujo directo de los contaminantes hacia el agua subterránea, aun en zonas catalogadas previamente como de baja vulnerabilidad.

El presente trabajo considera la aplicación del método de evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos SINTACS (Civita y de Maio, 1994: 513-532) en combinación con el análisis de las características físicas de los agrietamientos que se han formado en el acuífero del Valle de Toluca,

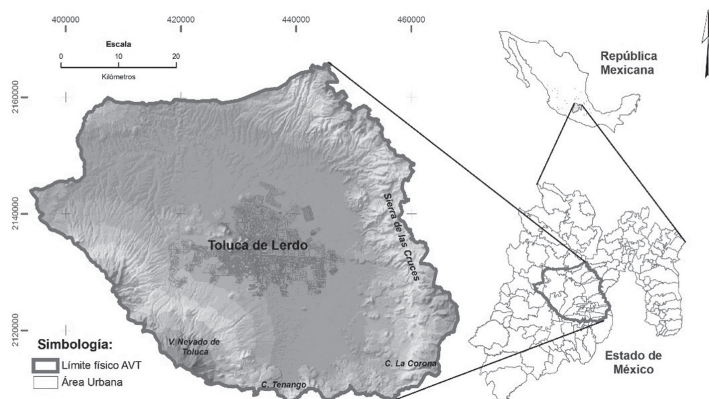
ubicando así las áreas que son más vulnerables frente a un eventual proceso de contaminación y que requieren una atención primordial.

Zona de estudio

El Valle de Toluca (figura III.1) es una planicie constituida por materiales lacustres, producto de los diferentes lagos que se asentaban en la cuenca, así como por depósitos aluviales interdigitados con materiales piroclásticos. El Terciario contribuyó con una gran cantidad de rocas volcánicas de composición ácida a intermedia en forma de serranías bordeando los valles (CONAGUA, 2002: 12). La zona de estudio ha experimentado un crecimiento urbano importante a partir de la segunda mitad del siglo pasado (Orozco, 2006: 115), en gran medida impulsado por el desarrollo industrial que ha promovido el gobierno estatal mediante políticas de inversión en la región (Orozco y Sánchez, 2004: 168). Este incremento en la actividad industrial, así como en el número de habitantes, ha traído como consecuencia que se requiera un creciente volumen de agua potable: 80% es proporcionado mediante la extracción de agua subterránea.

Hasta la fecha no se han reportado casos generalizados de contaminación por filtración de contaminantes en el acuífero del Valle de Toluca (Esteller y Andreu, 2005: 388), sin embargo, no existen medios invulnerables, es por ello que se requiere analizar las propiedades intrínsecas del acuífero para determinar qué zonas son más propensas a contaminarse.

Figura III.1. Localización del acuífero del Valle de Toluca



Método SINTACS

El método SINTACS es una derivación del DRASTIC (Aller *et al.*, 1987, citado en Civita y de Maio, 2004: 514), y es un acrónimo de los siguientes elementos:

- S** = Profundidad del agua subterránea
- I** = Infiltración eficaz
- N** = Depuración de la zona no saturada
- T** = Tipo de suelo
- A** = Litología del acuífero
- C** = Conductividad hidráulica
- S** = Pendiente topográfica

A cada parámetro se le asigna una puntuación (indicada con el subíndice "r") de 1 (mínima vulnerabilidad) a 10 (máxima vulnerabilidad) y cada uno se pondera con un peso (indicado con el subíndice "w") de 1 a 5, para obtener una valoración final según la siguiente expresión:

$$(Sr \cdot Sw) + (Ir \cdot Iw) + (Nr \cdot Nw) + (Tr \cdot Tw) + (Ar \cdot Aw) + (Cr \cdot Cw) + (Sr \cdot Sw) \quad \text{ecuación (1)}$$

Para la ponderación de cada variable se asignan los pesos en función de la situación real de la zona que más se aproxime a una de las siguientes:

- Ordinaria
- Fuentes de contaminación difusa
- Drenaje de cuerpos hídricos superficiales
- Karstificación profunda
- Roca volcánica fisurada

Los valores de ponderación para los 7 parámetros del método SINTACS se observan en la tabla III.1.

A pesar de que el método SINTACS considera el agrietamiento homogéneo de las rocas volcánicas, no lo toma en cuenta en materiales detríticos. Dado que este fenómeno es común en el Valle de Toluca, se consideró relevante para la presente investigación.

Tabla III.1. Valores de escenarios para los parámetros SINTACS

Escenario	FACTOR DE PONDERACIÓN DEL MÉTODO SINTACS						
	Variable						
	S_w	I_w	N_w	T_w	A_w	C_w	S_w
	Profundidad	Infiltración	Autodepuración	Suelo	Litología	Conductividad	Pendiente
Ordinario	5	4	5	2	3	3	1
Notable	5	5	4	5	3	2	2
Drenaje	4	4	4	2	5	5	2
Karstificación	2	5	1	3	5	5	5
Fracturamiento	3	3	3	4	4	5	4

Agrietamiento del terreno y vulnerabilidad

En los últimos años las discusiones alrededor de los métodos de vulnerabilidad se han centrado en el análisis de ciertos factores que pueden modificar dicha vulnerabilidad; así, se han llevado a cabo investigaciones que cuentan con adaptaciones de métodos paramétricos ya establecidos, y que consideran nuevas variables de acuerdo a las propiedades presentes en sus áreas de estudio. Algunos enfoques consideran el tipo de suelo para complementar el índice de vulnerabilidad; tal es el caso del método GODS (GOD con la adhesión de las características edafológicas) (Foster *et al.*, 1996, citado en Ríos y Vélez, 2008), método que se ha empleado en diversas investigaciones (Coello y Galárraga, 2002: 37-45; Ríos y Vélez, 2008: 69-84), y de acuerdo con González *et al.*, (2006: 415), es un parámetro esencial que no se tiene en cuenta en el método GOD. Otro ejemplo es el método DRAMIC (Wang *et al.*, 2007: 479-484), una versión modificada del método DRASTIC, pero que no considera la topografía, el factor suelo es sustituido por un nuevo elemento que no se contempla en el método original: el espesor del acuífero (M), y la conductividad hidráulica del acuífero se reemplazó por el impacto del contaminante (C).

Un elemento a tomar en cuenta en acuíferos sujetos a explotación intensiva son los agrietamientos del terreno (Garduño *et al.*, 2001: 37). Estudios de vulnerabilidad realizados en zonas afectadas por fallas y agrietamientos determinan que estas pueden actuar como vías preferenciales para

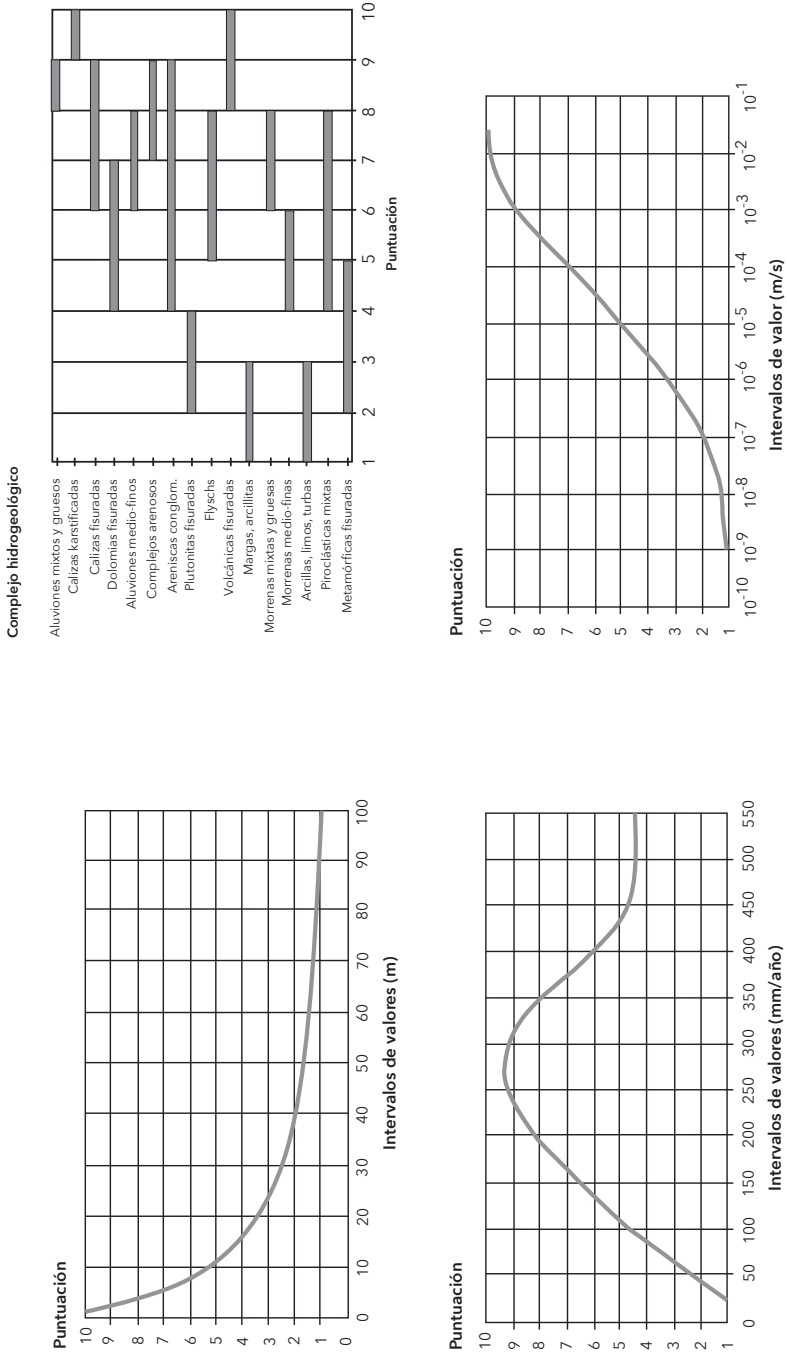
el flujo vertical (Bense, Van Den Berg y Van Balen, 2004: 325) y, debido a ello, un contaminante vertido en la superficie puede llegar a un acuífero más rápidamente. De acuerdo con las ideas expuestas, el trabajo elaborado por Borja y Rodríguez (2004: 623-628) en el acuífero de Salamanca, Guanajuato, evaluó la vulnerabilidad considerando el agrietamiento de la zona, es decir, toma en cuenta heterogeneidades como fallas y fracturas, ya que pueden afectar la permeabilidad de las formaciones someras; estas heterogeneidades se incorporaron al método SINTACS a través de la conductividad hidráulica.

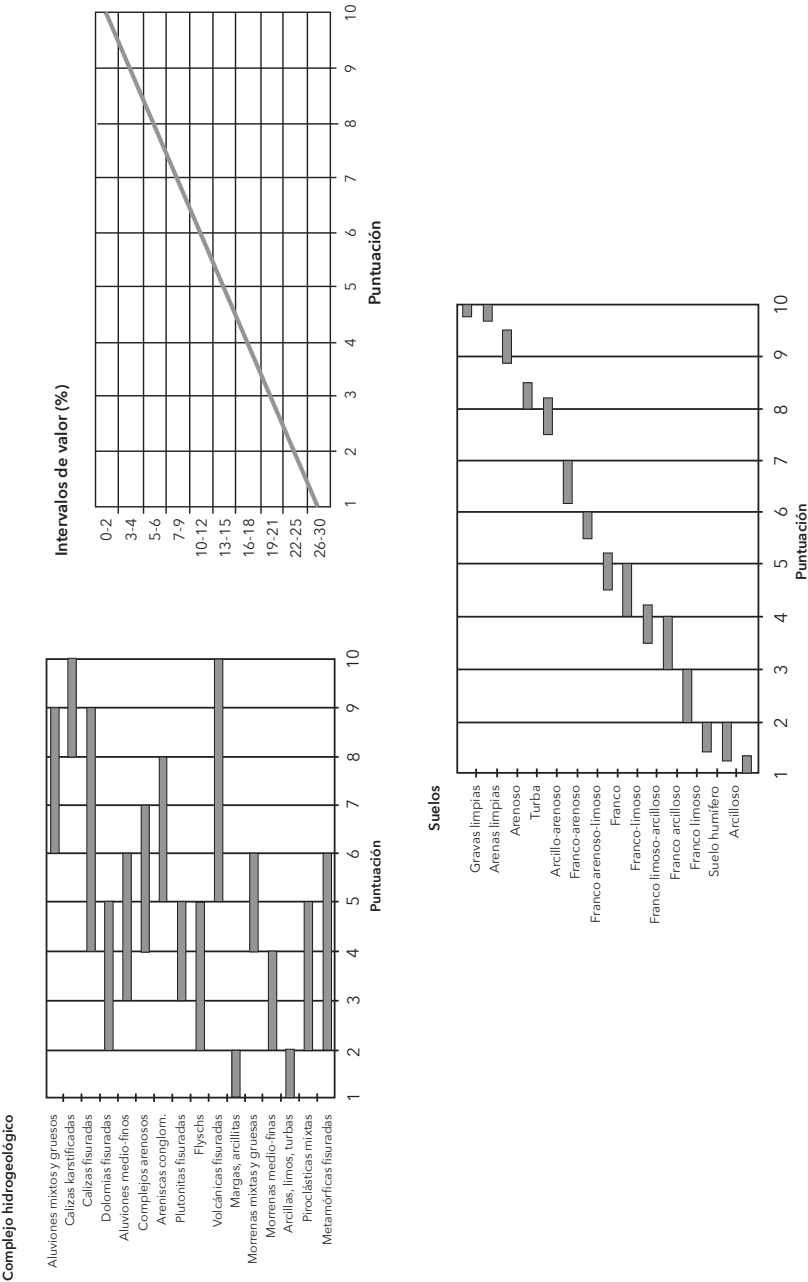
El resultado obtenido hace énfasis en que los agrietamientos cambiaron drásticamente la vulnerabilidad del acuífero, ya que de acuerdo a mediciones hechas con permeámetro, se incrementa la conductividad hidráulica hasta en tres órdenes de magnitud, y en algunos puntos el tiempo de tránsito calculado sólo es de horas. En este tenor se encuentra el trabajo realizado por Denny, Allen y Journeay (2007: 483-493), pues adecúa el método DRASTIC para considerar los agrietamientos. A esta adaptación se le denominó DRASTIC-fm, surgió de la premisa de contar con sistemas de evaluación de la vulnerabilidad bien desarrollados para acuíferos no fracturados, pero no con herramientas ajustadas para evaluar la vulnerabilidad en sistemas fracturados. Las conclusiones arrojadas indican que a partir de un enfoque hidrogeológico, las zonas de fracturas pueden ser representadas, desde una escala regional, como zonas de alta permeabilidad.

Metodología

Para la aplicación del método SINTACS se utilizó como plataforma el software ArcGis, por este medio se procesaron los insumos cartográficos requeridos, con la finalidad de manejarlos en formato raster. Los mapas geológico, edafológico, de precipitación y de infiltración, se convierten a este formato de manera directa, mientras que las curvas de nivel y los niveles piezométricos se obtuvieron por medio de interpolaciones. Posterior a ello, se asignó un puntaje a cada mapa, obtenido según lo establecido en las siguientes gráficas (figura III.2):

Figura III.2. Gráficas para asignación de puntaje a los parámetros SINTACS

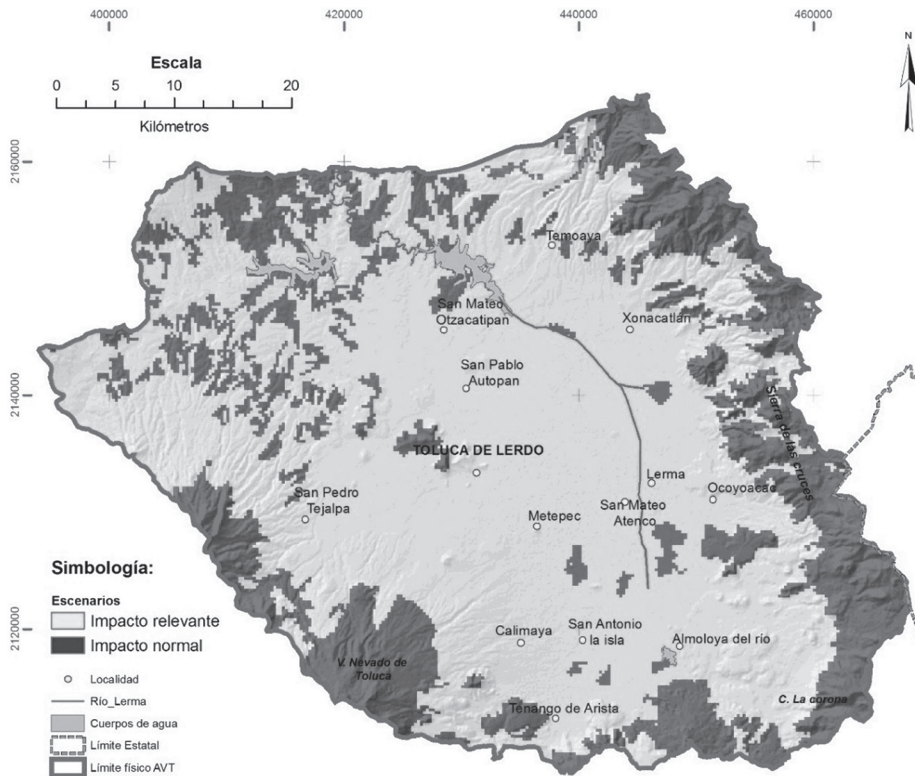




Para la definición de los escenarios se tomó como base el mapa de uso de suelo elaborado por el INEGI (2000), con él se hizo una generalización en función dos condiciones:

- 1) Los que tienen bajo o nulo impacto antrópico (áreas boscosas, pastizales y áreas de vegetación natural).
- 2) Las zonas que tienen un impacto primordialmente provocado por actividades antrópicas, como los asentamientos humanos, las zonas agrícolas y las industriales (figura III.3). Cada mapa resultante se pondera con valores propuestos según el escenario del área de estudio.

Figura III.3. Mapa de escenarios SINTACS

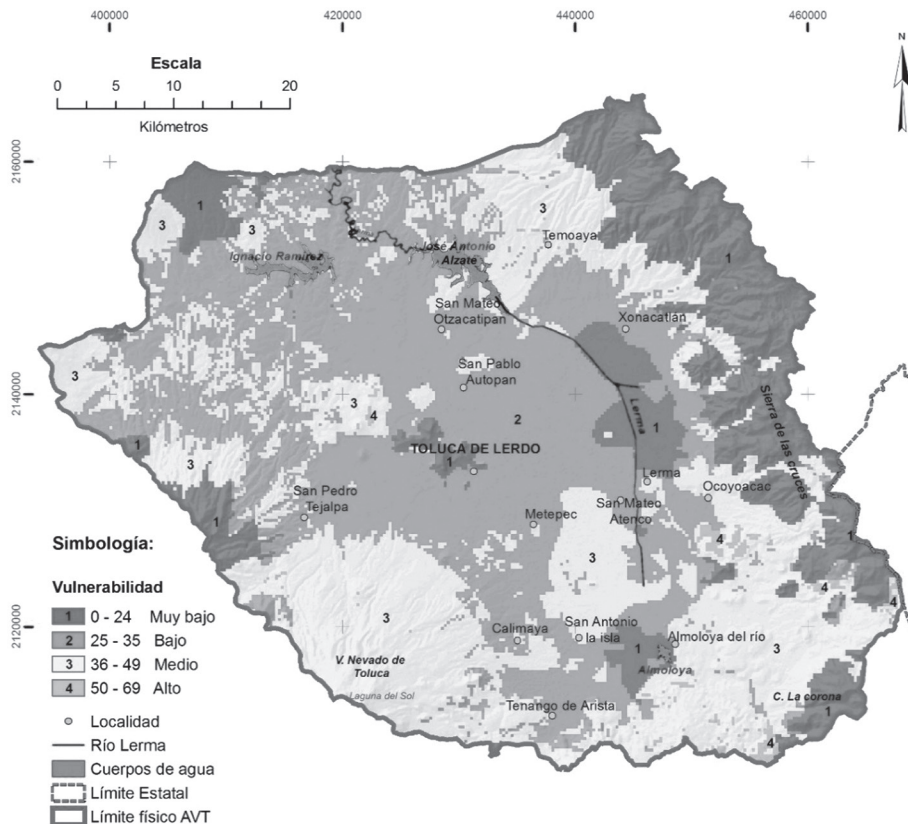


Por otra parte, se ubicaron los agrietamientos de la zona y se midió la velocidad de infiltración de seis grietas mediante el procedimiento de Infiltrómetro de tubo, método que consiste en hincar un cilindro metálico a una profundidad de 10 cm. y aplicar agua graduada para mantener una carga constante, y así, medir en intervalos de tiempo, el descenso del agua dentro del cilindro. Después se definió un área de afectación donde existe una mayor concentración de agrietamientos y que coinciden con los valores de mayor abatimiento del nivel piezométrico del acuífero. Esta área se consideró como una zona con un valor de conductividad hidráulica mayor al que se encuentra establecido por Ariel consultores (1996), por lo cual se modificó el valor del parámetro C en el área de afectación. Finalmente, se sumaron los mapas resultantes, incluyendo el área de afectación de los agrietamientos, para obtener el mapa de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea del acuífero del Valle de Toluca.

Resultados

La asignación de los puntajes definidos por el método SINTACS permitió obtener mapas raster con valores de celdas que oscilan entre 1 y 10. En la zona de estudio se identificaron fundamentalmente dos escenarios: impacto normal e impacto notable. Estos resultados permitieron elaborar un primer mapa de vulnerabilidad a la contaminación, en el cual no se consideran los agrietamientos (figura III.4).

Figura III.4. Mapa de vulnerabilidad SINTACS del acuífero del Valle de Toluca



Los resultados de la velocidad de infiltración, promedio de las mediciones realizadas en las grietas, se resumen en la tabla III.2, donde se observa que los valores más altos se registraron en San Pedro Totoltepec, en la Estancia Infantil Margarita Maza, donde el agua del cilindro se infiltró antes de poder tomar la medición del primer intervalo de tiempo.

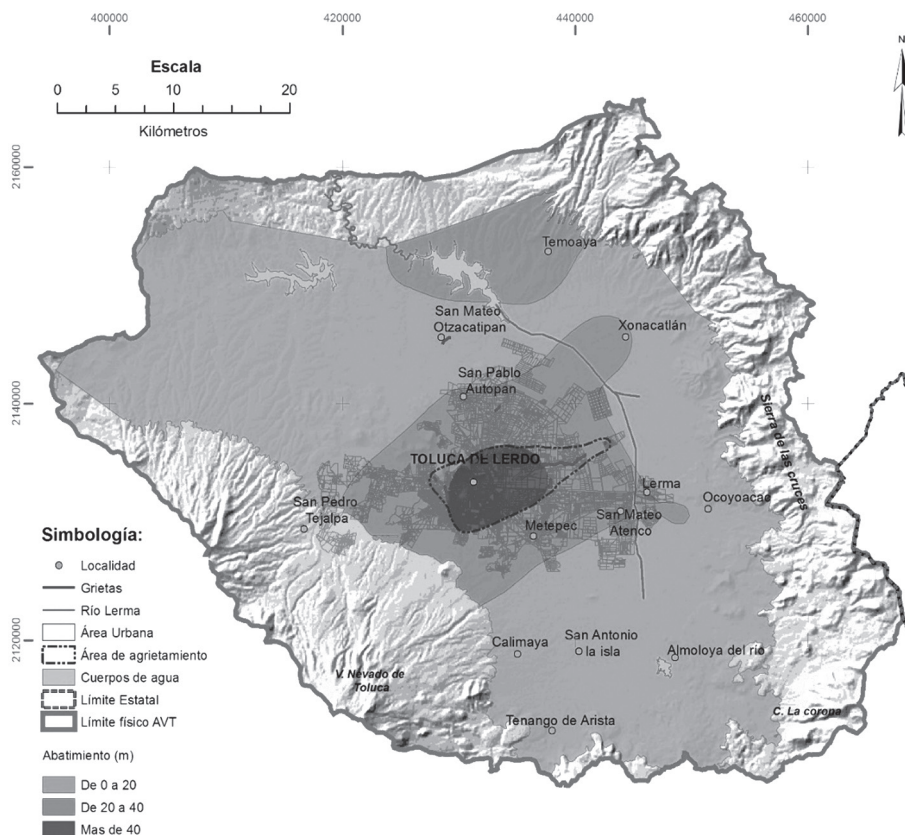
Tabla III.2. Velocidad de infiltración en los agrietamientos analizados

Lugar	Vel _{final} (cm/min)
San Pedro Totoltepec	87.692
Estancia infantil: Margarita Maza de Juárez	2.377
Col. Hank González	0.613

Parque de la colonia Morelos	0.571
Facultad de Geografía, Ciudad Universitaria	0.495
San Cristóbal Huichochitlán	0.183

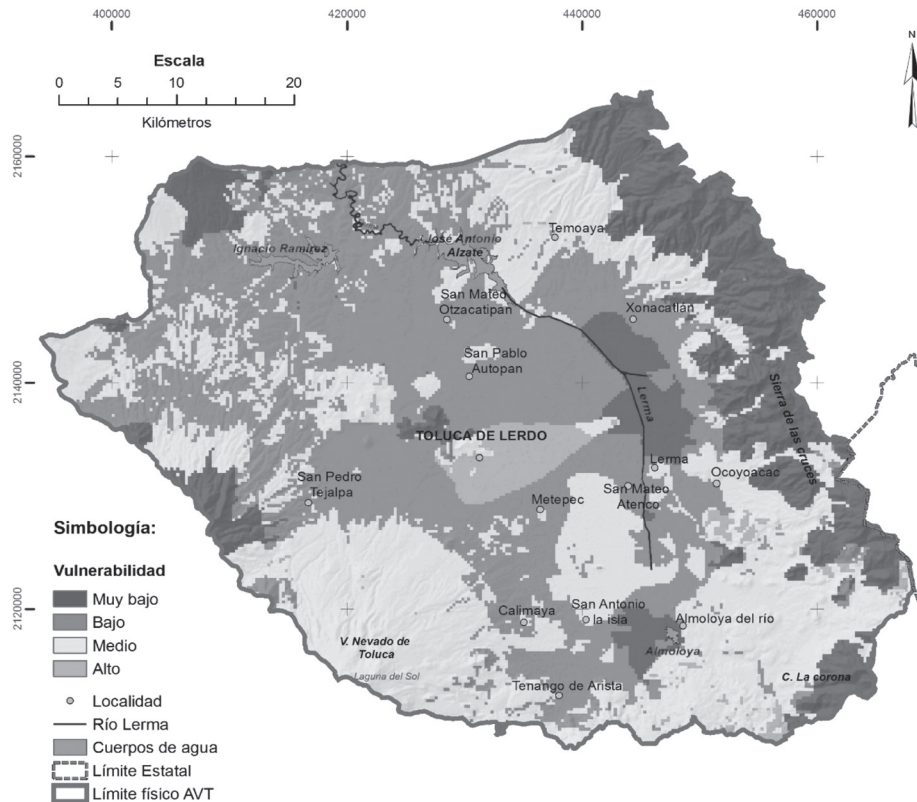
Esta información permitió definir un área de afectación basada en la zona de alta concentración de grietas y apoyado en los valores de mayor descenso del nivel piezométrico (figura III.5). A dicha zona se le asignaron valores de conductividad hidráulica mayores a los establecidos por la literatura.

Figura III.5. Mapa de abatimiento y área de agrietamiento del acuífero



Con estos fundamentos, se obtuvo el mapa de vulnerabilidad SINTACS del acuífero del Valle de Toluca, modificado mediante la consideración de los agrietamientos. El resultado final se observa en la figura III.6.

Figura III.6. Mapa de vulnerabilidad SINTACS del acuífero del Valle de Toluca con influencia de los agrietamientos



Conclusiones

La aplicación del método SINTACS, mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica, permitió obtener un mapa de vulnerabilidad del acuífero del Valle de Toluca, con él se definieron las zonas con mayor o menor protección natural, por lo tanto, las que requieren mayor atención para ser protegidas en un eventual proceso de contaminación del acuífero.

Se determinó en qué grado los agrietamientos alteran la velocidad de infiltración en las zonas afectadas, mediante mediciones de la velocidad de infiltración del agua en seis grietas en diferentes zonas del área de estudio. De acuerdo con estos trabajos de campo se concluyó que la grieta

con más importancia, en términos de afectación y posible fuente de contaminación del agua subterránea, se ubica en San Pedro Totoltepec.

Las zonas donde se destacan los más altos niveles de vulnerabilidad del acuífero corresponden a la zona de influencia de agrietamientos, la región sur, principalmente en el Nevado de Toluca y a partir de Tenango de Arista hacia el oriente, llegando a las laderas de la Sierra de las Cruces y hasta Ocoyoacac.

Bibliografía

- Bense, V. F., E. H. Van Den Berg y R. T. Van Balen. (2004). "Deformation Mechanisms and Hydraulic Properties of Fault Zones in Unconsolidated Sediments, The Netherlands", en *Hydrogeology Journal*, 11 (3), pp. 319-332.
- Borja, R. y R. Rodríguez (2004). "Aquifer Vulnerability Changes Due to Faults and Riverbeds in Salamanca, Guanajuato, Mexico", en *Geofísica Internacional*, 43 (4), pp. 623-628.
- Civita, M. y M. de Maio (2004). "Assessing and Mapping Groundwater Vulnerability to Contamination: The Italian "combined" approach", en *Geofísica Internacional*, 43 (4), pp. 513-532.
- Coello, X. y H. Galárraga (2002). "Metodologías para el análisis de la vulnerabilidad de acuíferos en medios urbanos, el caso de Quito, Ecuador", en *Groundwater and Human Development*, pp. 37-45.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2002). *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle de Toluca*, Estado de México, México, p. 37.
- Denny, S., D. Allen y J. Journeay (2007). "DRASTIC-Fm: A Modified Vulnerability Mapping Method for Structurally Controlled Aquifers in the Southern Gulf Islands, British Columbia, Canada", en *Hydrogeology Journal*, 15, pp. 483-493.
- Esteller, M. V. y J. M. Andreu (2005). "Antropic Effect on Hydrochemical Characteristics of the Valle de Toluca Aquifer (central Mexico)", en *Hydrogeology Journal*, 13 (2), pp. 378-390.
- Foster, S. et al. (2002). *Protección de la calidad del agua subterránea*. Banco Mundial, Washington, D.C., pp. 112.

- Garduño, V. H. et al. (2001). "Efectos de las fallas asociadas a sobreexplotación de acuíferos y la presencia de fallas potencialmente sísmicas en Morelia, Michoacán, México", en *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 18 (1), pp. 37.
- González, P. et al. (2006). "Evaluación del peligro de contaminación de las aguas subterráneas de un municipio residencial (Villanueva de la Cañada, Madrid)", en *Boletín Geológico y Minero*, 117 (3), pp. 413-422.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2000). *Carta de uso de suelo escala 1:250 000*. Disponible en <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/productos/default.aspx?c=265&upc=0&s=est&t-g=3587&f=2&cl=0&pf=prod&ef=0&ct=205040000&pg=2> [13 de julio de 2009].
- Orozco, J. M. y G. Figueroa (1991). "Descripción cronológica del desarrollo de los conocimientos sobre el agrietamiento de terrenos. Agrietamiento de suelos", en *Revista de la Sociedad Mexicana de Mecánica de suelos A.C.*, pp. 1-11.
- Orozco, M. E. (2006). "Escenarios interpretativos. Tendencias en la transformación de espacios rurales y periféricos de la zona metropolitana de la ciudad de Toluca", en *Investigaciones Geográficas*, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), (60), pp. 110-126.
- Orozco, M. E. y M. T. Sánchez (2004). "Organización socioeconómica y territorial en la región del alto Lerma, Estado de México", en *Investigaciones Geográficas*, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), (53), pp. 163-184.
- Ríos, L. y M. V. Vélez (2008). "Vulnerabilidad a la contaminación, zona sur acuífero del valle del Cauca, Colombia", en *Boletín de ciencias de la tierra*, (23), pp. 69-84.
- Wang, Y. et al. (2007). "Vulnerability of Groundwater in Quaternary Aquifers to Organic Contaminants: a Case Study in Wuha City, China", en *Environmental Geology*, 53, pp. 479-484.

Capítulo IV

Efecto del pH en la adsorción de un colorante textil usando materiales naturales y modificados

Perla Tatiana Almazán Sánchez^{1 *}

Ivonne Linares Hernández²

Verónica Martínez Miranda²

Marcos José Solache Ríos³

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: ptalmazans_88@yahoo.com

² Profesoras-Investigadoras del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: ilinaresh@uaemex.mx y mmirandav@uaemex.mx

³ Investigador del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares. Correo electrónico: marcos.solache@inin.gob.mx

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el financiamiento otorgado a través proyecto titulado "Tratamientos avanzados y sustentables para la remoción de colorantes de origen textil" (núm. 219743) y por la beca otorgada para la realización del doctorado (CVU/Becario: 413703/257364).

Introducción

En los últimos 55 años, la disponibilidad de agua por habitante se ha reducido significativamente de 11 500 m³ en 1955 a 4 263 m³ en el 2010. La contaminación del agua dulce, por efluentes municipales e industriales, es evidente en todo México (CONAGUA, 2011: 117).

Una de las industrias que más contribuye en la contaminación del agua es la textil, en términos de volumen gastado, así como la presencia de color y composición química del agua residual. Los efluentes textiles contienen colorantes, compuestos químicos con una estructura compleja, que la mayoría de las veces son descargados a alcantarillados o cuerpos de agua superficial (Butrón *et al.*, 2007: 6888). Los colorantes textiles usualmente son transformados en aminas aromáticas tóxicas, provocando la absorción y reflexión de la luz solar, así mismo impiden la fotosíntesis en plantas acuáticas (Bouasla, El-Hadi Samar e Ismail, 2010: 35), exhiben propiedades recalcitrantes (Cañizares *et al.*, 2006: 6418; Mesquita *et al.*, 2012: 30) y pueden ser mutagénicos y carcinogénicos (Kadirvelu *et al.*, 2003: 129).

La industria del vestido y los textiles constituye la cuarta actividad de fabricación más grande en México (México Today, 2011); además, nuestro país es el cuarto proveedor de textiles y prendas más grande para el mercado de los Estados Unidos (Manufactura, 2013).

La fabricación, insumos textiles y acabados de mezclilla es el sector que más ganancias económicas presenta en México. En este orden, el Estado

de México es el estado con mayor número de unidades económicas dedicadas a la fabricación de insumos, acabados textiles y prendas de vestir, con un 11.4% del total del país, colocándolo así como uno de los principales estados manufactureros (INEGI, 2009: 34). El municipio mexiquense de Almoloya del Río cuenta con 399 unidades económicas registradas en la fabricación de prendas de vestir, entre ellas la manufactura de pantalón de mezclilla. Sin embargo, el desarrollo de esta actividad ha ocasionado la afectación de aguas superficiales por la descarga de aguas residuales sin un tratamiento previo.

El azul índigo es uno de los colorantes más utilizados en el teñido de prendas de mezclilla; aunque su solubilidad es menor a 2 mg/L, este colorante es transformado a productos más solubles, como el índigo carmín, antes de su aplicación industrial (Vautier, Guillard y Herrmann, 2001: 47).

Diversos tratamientos han sido aplicados para la remoción de colorantes de las aguas residuales, entre ellos se encuentran los procesos biológicos (Khelifi *et al.*, 2008: 684; Manu y Chaudhari, 2003: 1214; Balan y Monteiro, 2001: 142), los tratamientos avanzados como la adsorción (Othman *et al.*, 2006: 96; Lakshmi *et al.*, 2009: 711; Gutiérrez-Segura *et al.*, 2012: 5506; Shen *et al.*, 2009: 99), coagulación/floculación (Albuquerque *et al.*, 2013: 246), fotocatalisis (Zainal *et al.*, 2005: 113; Guaraldo *et al.*, 2013: 587), foto-Fenton (Vedrenne *et al.*, 2012: 293), electrocoagulación (Secula, Crețescu y Petrescu, 2011: 227), electro-oxidación (Butrón *et al.*, 2007: 6889), entre otros.

La adsorción es una operación de transferencia de masa en la que los constituyentes de la fase líquida (adsorbatos o contaminantes) son transferidos y acumulados en una fase sólida (adsorbente) (Metcalf y Eddy, 2003: 1138). Actualmente es de suma importancia desarrollar adsorbentes de bajo costo y fácilmente disponibles (Karadag *et al.*, 2007: 1617) como los materiales de origen natural, biosorbentes y materias primas de la industria y la agricultura (Wan Ngah *et al.*, 2011: 1452), capaces de ser regenerados y reutilizados. Algunos adsorbentes como el carbón activado, zeolitas (Crini, 2006: 1062; Wang y Peng, 2010: 11) y arcillas (Shen *et al.*, 2009: 99) han sido usados para remover colorantes del agua.

Los materiales adsorbentes son modificados para mejorar sus propiedades de adsorción o para ser utilizados como agentes catalizadores. Los principales métodos de modificación se basan en el uso de surfactantes

(Wang y Peng, 2010: 12), sales de hierro (Gutiérrez-Segura, Solache-Ríos y Colín-Cruz, 2009: 1227; Kušić, Koprivanac y Selanec, 2006: 66), procesos electroquímicos (Teutli-Sequeira *et al.*, 2013: 7), deposición/precipitación (Banić *et al.*, 2011: 364), entre otros.

En este capítulo se describe la modificación electroquímica de una arcilla y un carbón activado con electrodos de hierro y cobre, para evaluar la remoción de un colorante, usado en el teñido de prendas de mezclilla, en solución acuosa.

Marco conceptual

Modificación electroquímica de materiales

La arcilla montmorillonita KSF, de la marca Fluka Chemika, y el carbón de hulla bituminosa, de la marca Clarimex, fueron modificados electroquímicamente empleando electrodos de hierro y cobre con un área superficial de 10.4 cm².

El sistema consistió en una celda electroquímica empleando dos electrodos en forma paralela, los cuales se pusieron en contacto con 10 g del material, suspendido en 80 mL de agua desionizada a un pH de 2 (figura IV.1), ajustado con una solución de ácido clorhídrico, mismo que fue usado como electrolito soporte.

La cantidad teórica de Fe y Cu en 10 g de los materiales se fijó en 0.5, 1.0 y 1.5 g, manteniéndose constante la intensidad de corriente y variando el tiempo de modificación, que fue calculado con la Ley de Faraday (ecuación (1)). Los resultados indican que para 0.5, 1.0 y 1.5 g de Fe el tiempo fue de 43, 83 y 130 min respectivamente, y para cobre de 25, 51 y 76 min, respectivamente.

$$N = \frac{MIt}{zF} \quad \text{ecuación (1)}$$

Donde

N = concentración de Fe³⁺ o Cu²⁺ (g de Fe³⁺ o Cu²⁺)

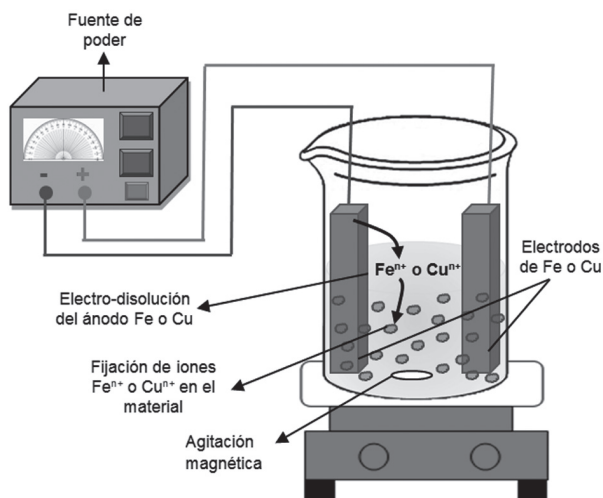
M = peso molecular del Fe o Cu (g/mol)

t = tiempo (s)

- I = intensidad de corriente (A)
 z = número de electrones en la reacción ($\text{Fe}=3$ y $\text{Cu}=2$)
 F = constante de Faraday (96500 C/mol). $1\text{C}=\text{A}\cdot\text{s}$

Después de la modificación los materiales se filtraron, se lavaron con agua desionizada y se pusieron a secar a 90°C por 18 h.

Figura IV.1. Celda electroquímica para la modificación de los materiales adsorbente



Preparación de soluciones acuosas del colorante

Se prepararon soluciones acuosas de un colorante obtenido en uno de los talleres donde se manufacturan prendas de mezclilla en Almoloya del Río, con una concentración de 10 mg/L. Se realizó una curva de calibración usando un espectrofotómetro UV-Visible Carey, de la marca Varian, a la longitud de onda de máxima absorción del colorante (591 nm).

Caracterización de materiales adsorbentes

Los materiales modificados con Fe y Cu, fueron caracterizados mediante las técnicas de Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) y análisis elemental por espectrofotometría de rayos X de energía dispersa (EDS), en un Microscopio Jeol JSM-6610LV. La caracterización de las arcillas se

realizó también por difracción de rayos X usando un difractómetro de la marca Siemens D500, acoplado a un tubo de rayos X con ánodo de cobre.

Caracterización del colorante

El colorante sólido y en disolución acuosa fue caracterizado por espectrofotometría de infrarrojo, usando el equipo de infrarrojo con transformada de Fourier modo HART, de la marca IR-Prestige, así como el colorante trisulfonato potásico de índigo usado como referencia.

Pruebas de sorción

Se realizaron pruebas de sorción con los materiales naturales y modificados en un intervalo de pH de la solución de 2-10, poniendo en contacto 20 mL de la solución acuosa del colorante (10 mg/L) con 200 mg de adsorbente, durante 5 días.

Se analizó el porcentaje de remoción del colorante (ecuación (2)), evaluando la disminución de la concentración del colorante por espectrofotometría UV-Vis.

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

ecuación (2)

Dónde

C_i = concentración inicial (mg/L)

C_f = concentración final (mg/L)

Regeneración del material y ciclo de sorción

Se efectuó la regeneración de los materiales seleccionados poniéndolos a secar a 80°C durante 5 h, después se pesaron 500 mg y se pusieron en contacto con 5 mL de una solución acuosa de peróxido de hidrógeno en una relación % V/V 1:1 por 24 h, posteriormente se lavaron con agua desionizada y se pusieron a secar a 80°C por 15 h. Una vez regenerados se evaluó un ciclo de sorción bajo la condiciones de contacto a un pH de 2 y se evaluó el porcentaje de remoción.

Resultados y discusión

Caracterización de materiales

Arcillas

La arcilla natural (AR-N), la modificada con hierro (AR-Fe-0.5) y cobre (AR-Cu-0.5), así como los materiales gastados después de la sorción (AR-Fe-0.5-DS y AR-Cu-0.5-DS), fueron caracterizados por microscopía electrónica de barrido (MEB) y microanálisis elemental (EDS) por espectrofotometría de rayos X de energía dispersa.

La tabla IV.1 muestra el análisis elemental de las arcillas; se observan como elementos mayoritarios al oxígeno y silicio, también están presentes el hierro, aluminio, calcio, magnesio, potasio y azufre. Puede apreciarse que después de las modificaciones de la arcilla, el azufre y calcio ya no están presentes en el material.

Por otro lado, la arcilla modificada con hierro y cobre presenta un menor porcentaje de hierro con respecto a la arcilla natural, esto probablemente debido a las condiciones de modificación, ya que el pH del sistema se mantuvo a 2, propiciando la completa disolución del hierro y disminuyendo la concentración inicial del metal en el material.

Tabla IV.1. Análisis elemental de la arcilla natural (AR-N), la arcilla modificada con hierro (AR-Fe-0.5) y cobre (AR-Cu-0.5) y la arcilla modificada después de la sorción (AR-Fe-DS y AR-Cu-DS)

Elemento	% en peso				
	AR-N	AR-Fe-0.5	AR-Fe-0.5-DS	AR-Cu-0.5	AR-Cu-0.5-DS
C	7.58±1.26	9.21±1.64	9.26±1.32	9.47±0.60	13.67*
O	55.80±3.24	55.86±1.00	50.73±3.94	47.87±2.62	49.37±4.08
Na	-----	0.62*	0.92 ± 0.21	3.50*	3.74*
Mg	1.45±0.12	1.08±0.10	1.01±0.19	0.91±0.22	1.03±0.28
Al	7.68±0.56	9.40±2.44	9.82±2.77	10.92±2.58	10.08±3.09
Si	23.09±2.14	27.83±3.31	24.17±2.24	24.22±4.89	26.98±3.19

S	4.03±0.89	-----	-----	-----	-----
K	1.26±0.60	2.05±1.49	2.45±1.55	3.14±2.02	2.43±2.74
Ca	1.20±0.97	-----	-----	-----	2.22*
Ti	-----	-----	-----	-----	0.77*
Fe	5.99±3.31	3.87±1.69	3.16±1.25	2.14±0.81	3.36±1.37
Cu	-----	-----	-----	0.72*	0.80*

* De los cinco análisis realizados, sólo apareció en uno

Las figuras IV.2, IV.3 y IV.4 muestran las micrografías de la arcilla natural y modificada (AR-Fe-0.5 y Ar-Cu-0.5) antes y después de la sorción; no se observa algún cambio en la morfología de la arcilla al efectuarse la modificación.

Figura IV.2. Micrografía de la arcilla natural (AR-N) a una ampliación de 2000x

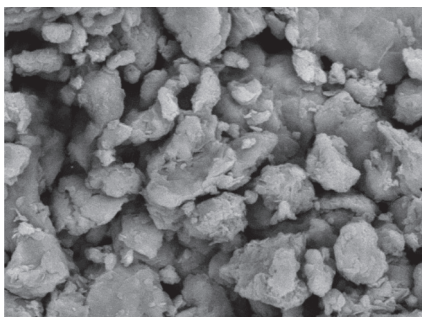


Figura IV.3. Micrografía de la arcilla modificada con hierro (AR-Fe-0.5) a una ampliación de 2000x

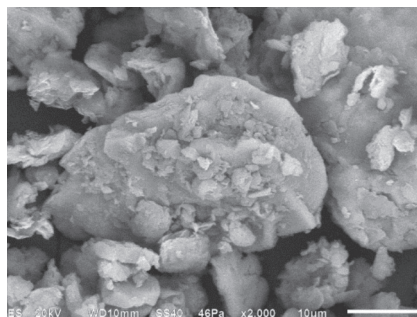
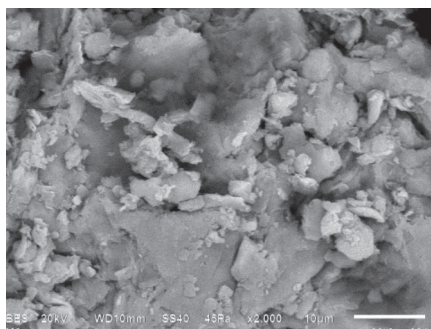


Figura IV.4. Micrografía de la arcilla modificada con cobre (AR-Cu-0.5) a una ampliación de 2000x



Difracción de rayos X

Se realizó el análisis por difracción de rayos X a las arcillas natural (AR-N) y modificada (AR-Cu-0.5, y AR-Fe-0.5), así como la arcilla modificada gastada (AR-Fe-0.5-DS).

En los difractogramas se identificó a la montmorillonita, la muscovita y el cuarzo; se apreció similitud entre los difractogramas, sólo se observó mayor intensidad de los picos, indicando que la arcilla incrementó su pureza y cristalinidad. Los patrones de comparación utilizados fueron los estándares JCPDS para la montmorillonita (00-013-0259), muscovita (01-089-5401) y cuarzo (00-065-0466).

Carbón activado

La tabla IV.2 presenta el análisis elemental realizado al carbón natural, modificado (CA-Fe-1.5 y CA-Cu-1.0) y después de las pruebas de sorción (CA-Fe-1.5-DS y CA-Cu-1.0-DS).

El carbón natural presentó como componentes principales, al carbón con el mayor porcentaje seguido de oxígeno y silicio. En los materiales modificados se observa la presencia de cloro, esto debido a que se utilizó ácido clorhídrico como electrolito soporte durante la modificación electroquímica; así como la presencia de cobre en el carbón modificado con este metal. En el caso del carbón modificado con hierro, no se observa la presencia del metal, debido probablemente a las condiciones de pH en la modificación.

Tabla IV.2. Análisis elemental del carbón natural (CA-N), del carbón modificado con hierro (CA-Fe-1.5) y cobre (AR-Cu-1.0) y del carbón modificado después de la sorción (CA-Fe-DS y CA-Cu-DS)

Elemento	% en peso				
	CA-N	CA-Fe-1.5	CA-Fe-DS	CA-Cu-1.0	CA-Cu-DS
C	87.81±3.97	87.27±3.20	86.84±4.91	75.27±16.92	85.57±4.15
O	9.86±3.09	10.34±3.14	11.73±4.66	17.47±12.58	10.90±3.20
F	-----	-----	-----	3.58*	-----
Si	2.19±1.07	1.79±0.67	0.99±0.48	4.32±3.14	1.93±1.05
Cl	-----	0.75±0.30	0.61±0.40	0.92±0.31	0.86±0.38

Ca	----	----	0.25*	----	----
Fe	----	----	1.49*	1.65*	----
Cu	----	----	----	1.33±0.36	1.85±0.79
* De los cinco análisis realizados, sólo apareció en uno					

La figura IV.5 muestra la micrografía del carbón activado natural, se observan formas irregulares, mientras que en el carbón modificado con hierro se aprecian laminillas (figura IV.6), y en el carbón modificado con cobre se aprecian algunos puntos brillantes atribuidos posiblemente a la presencia del cobre (figura IV.7).

Figura IV.5. Micrografía del carbón natural

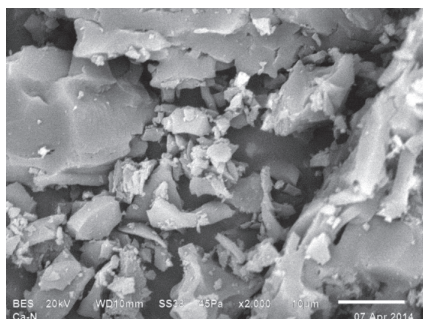


Figura IV.6. Micrografía del carbón natural modificado con hierro (CA-Fe-1.5) a una ampliación de 2000x

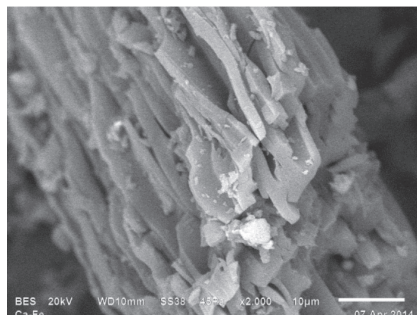
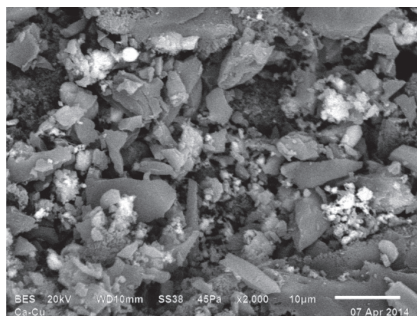


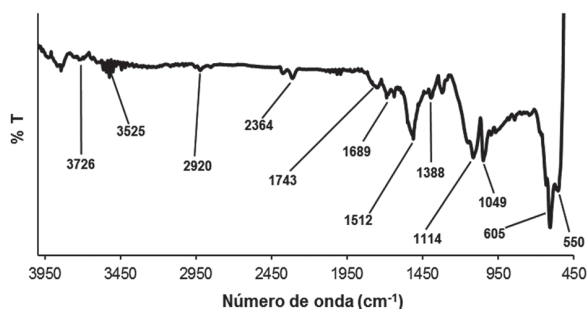
Figura IV.7. Micrografía del carbón natural modificado con cobre (CA-Cu-1.0) a una ampliación de 2000x



Caracterización del colorante

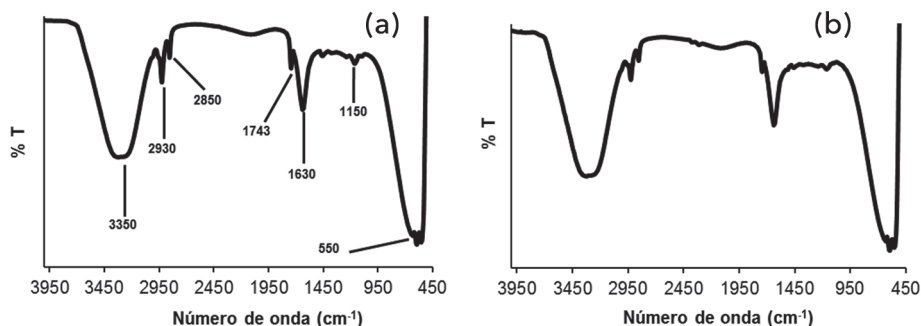
La figura IV.8 muestra el espectro de IR de colorante en polvo y la figura IV.9 (a) muestra el espectro del colorante en solución acuosa. Los grupos funcionales del colorante identificados en el espectro como el grupo amino ($3\,525$, $2\,364$, $1\,630$, $1\,388\text{ cm}^{-1}$), alquenos (550 cm^{-1}), hidroxilo y pirroles ($3\,726$, $3\,350\text{ cm}^{-1}$), anillos aromáticos ($1\,512$, 605 cm^{-1}), y sulfonato ($1\,049\text{ cm}^{-1}$), que son característicos de un compuesto indigoide.

Figura IV.8. Espectro de infrarrojo del colorante en polvo



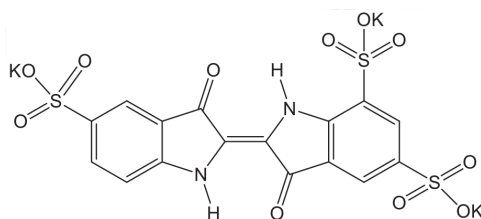
La figura IV.9(b) muestra el espectro de IR realizado a una solución estándar de trisulfonato potásico de índigo de la marca Sigma Aldrich; que al ser comparado con el colorante en estudio mostraron el mismo espectro, sólo se aprecian algunas bandas más definidas que las otras.

Figura IV.9. Espectro de infrarrojo del colorante en solución (a) y de un estándar de trisulfonato potásico de índigo



De acuerdo con los resultados, el colorante obtenido de un taller de la manufactura de mezcilla, corresponde a trisulfonato potásico de índigo y su estructura química se muestra en la figura IV.10.

Figura IV.10. Estructura química del trisulfonato potásico de índigo

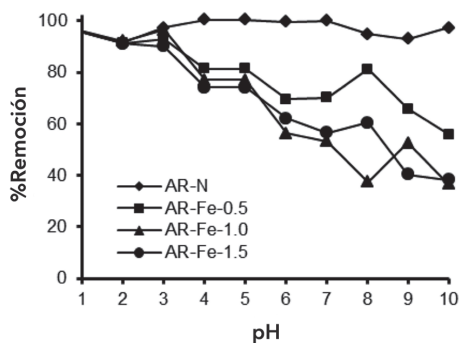


Sorción con arcillas

La figura IV.11 muestra el comportamiento que presenta la arcilla natural y la modificada con hierro, apreciándose que la arcilla natural (AR-N) tiene una eficiencia de remoción del colorante superior al 90% a todos los valores de pH evaluados, mientras que la modificada con hierro disminuye su eficiencia al aumentar el pH y el tiempo de modificación electroquímica, el porcentaje mínimo de remoción fue alrededor de 40%.

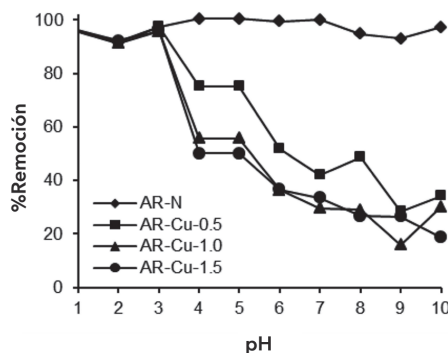
De acuerdo con la caracterización de los materiales y los resultados obtenidos en las pruebas de sorción, se puede considerar que la disminución del hierro en las arcillas limite la remoción del colorante en solución.

Figura IV.11. Eficiencia de remoción del colorante a diferentes valores de pH evaluando la AR-N y la modificada con hierro



La figura IV.12 muestra la remoción de colorante con la arcilla modificada con cobre; se observa un comportamiento muy similar al de la arcilla modificada con hierro, al aumentar el valor del pH los porcentajes de remoción son más bajos con respecto a la arcilla modificada con cobre.

Figura IV.12. Eficiencia de remoción del colorante a diferentes valores de pH evaluando la AR-N y la modificada con cobre

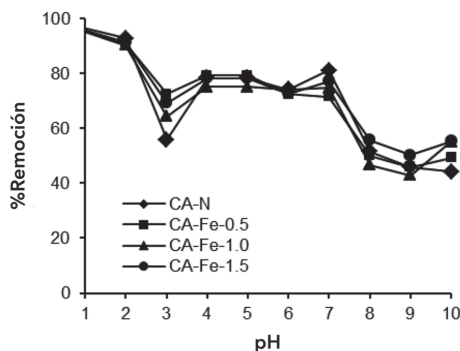


Se encontró que la arcilla disminuyó su eficiencia al ser modificada electroquímicamente con hierro y cobre, al favorecer las especies iónicas de los metales, por lo que es importante incrementar las concentraciones en los materiales en otras formas químicas, como oxihidróxidos, hidróxidos u óxidos. El valor del pH afecta la eficiencia de remoción, debido a la ionización del colorante.

Sorción con carbón activado

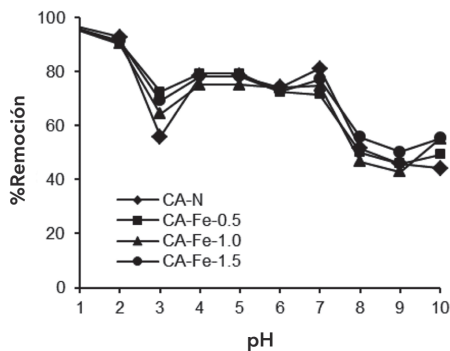
Los porcentajes de remoción del carbón activado natural y modificado con diferentes dosis de hierro (figura IV.13), presentan un comportamiento muy similar en todos los valores de pH; debido a que el hierro en forma iónica no fue fijado en el carbón.

Figura IV.13. Eficiencia de remoción del colorante a diferentes valores de pH evaluando el CA-N y el modificado con hierro



A diferencia del carbón modificado con hierro, el modificado con cobre presentó excelentes eficiencias de remoción, incluso mejor que el carbón natural, y tiene un 100% de remoción en un intervalo de pH de 4 a 8 (figura IV.14).

Figura IV.14. Eficiencia de remoción del colorante a diferentes valores de pH evaluando el CA-N y el modificado con cobre



Regeneración del material y ciclo de sorción

Los materiales regenerados con peróxido de hidrógeno y que evaluados en un ciclo de sorción mostraron una mayor eficiencia en la remoción de colorante con respecto a la sorción inicial del material, como muestra la

tabla IV.3, la remoción superó el 95%, comparado con el 91-92% obtenido por las pruebas iniciales. Esto puede deberse a la oxidación del colorante adsorbido con el peróxido de hidrógeno, promoviendo su regeneración y reutilización. En el caso de los materiales modificados se efectuó la reacción de Fenton (ecuaciones (3) y (4)), debido a la acción catalítica del hierro y cobre para formar el radical hidróxilo, el segundo oxidante más poderoso que existe (Sun *et al.*, 2007: 648, Brillas *et al.*, 2004; 4487).



Tabla IV.3. Eficiencias de remoción del colorante con el adsorbente antes y después de la regeneración

Adsorbente	% Remoción	
	Prueba de sorción 1	Ciclo de regeneración
AR-N	91.79	95.33
AR-Fe-0.5	91.19	95.60
AR-Cu-0.5	91.43	96.48
CA-N	92.91	96.94
CA-Fe-1.5	91.54	96.77
CA-Cu-1.0	83.17	96.64

Conclusiones

De acuerdo con la caracterización por MEB y EDS de los materiales en estudio, el hierro en forma iónica probablemente no fue fijado en las condiciones de pH durante la modificación electroquímica.

El porcentaje en peso de hierro en la arcilla natural disminuyó después de las modificaciones con hierro y cobre, y su eficiencia en la remoción del colorante, por lo que el contenido de hierro en la arcilla es un factor importante para la adsorción.

La caracterización del colorante por espectrofotometría de infrarrojo permitió identificar la presencia de trisulfonato potásico de índigo, como colorante utilizado en el teñido de mezclilla.

Las pruebas de sorción por cinco días mostraron que la arcilla natural tiene una alta eficiencia de remoción del colorante a todos los valores de pH evaluados, mientras que para la arcilla modificada con hierro y cobre disminuyó.

El carbón modificado con cobre mostró las mejores eficiencias de remoción del colorante a todos los valores de pH con respecto al carbón natural y al modificado con hierro.

Las pruebas de regeneración mostraron que el adsorbente aumenta el porcentaje de remoción del colorante.

Bibliografía

- Albuquerque, L. F. et al. (2013). "Coagulation of Indigo Blue Present in Dyeing Wastewater Using a Residual Bittern", en *Separation and Purification Technology*, 104, pp. 246-249.
- Balan, D. S. L. y R. T. R. Monteiro (2001). "Decolorization of Textile Indigo Dye by Ligninolytic Fungi", en *Journal of Biotechnology*, 89, pp. 141-145.
- Banić, N. et al. (2011). "Photodegradation of Thiachloprid using Fe/TiO₂ as a Heterogeneous Photo-Fenton Catalyst", en *Applied Catalysis B: Environmental*, 107, pp. 363-371.
- Bouasla, C., M. El-Hadi Samar y F. Ismail (2010). "Degradation of Methyl Violet 6B Dye by the Fenton Process", en *Desalination*, 254, pp. 35-41.
- Brillas, E. et al. (2004). "Electrochemical Destruction of Chlorophenoxy Herbicides by Anodic Oxidation and Electro-Fenton Using a Boron-doped Diamond Electrode", en *Electrochimica Acta*, 49, pp. 4487-4496.
- Butrón, E. et al. (2007). "Electrochemical Incineration of Indigo Textile Dye in Filter-press-type FM01-LC Electrochemical Cell Using BDD Electrodes", en *Electrochimica Acta*, 52, pp. 6888-6894.
- Cañizares, P. et al. (2006). "Coagulation and Electrocoagulation of Wastes Polluted with Dyes", en *Environmental Science and Technology*, 40, pp. 6418-6424.

- Crini, G. (2006). "Non-conventional Low-cost Adsorbents for Dye Removal: A Review". *Bioresource Technology*, 97, pp. 1061-1085.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2011). *Informe Estadísticas del agua en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), Edición 2011, 1-133. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-1-11-EAM2011.PDF>; <http://puebla.gob.mx/index.php/temas/item/159-el-agua-en-cifras>
- Guaraldo, T. T. et al. (2013). "On the Application of Nanostructured Electrodes Prepared by Ti/TiO₂/WO₃ "Template": A Case Study of Removing Toxicity of Indigo Using Visible Irradiation", en *Chemosphere*, 91, pp. 586-593.
- Gutiérrez-Segura, E., M. Solache-Ríos y A. Colín-Cruz (2009). "Sorption of Indigo Carmine by a Fe-zeolitic Tuff and Carbonaceous Material from Pyrolyzed Sewage Sludge", en *Journal of Hazardous Materials*, 170, pp. 1227-1235.
- Gutiérrez-Segura, E. et al. (2012). "Removal of Denim Blue from Aqueous Solutions by Inorganic Adsorbents in a Fixed-Bed Column", en *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, pp. 5505-5513.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2009). *Censos económicos. Fabricación de insumos, acabados textiles y prendas de vestir 2008*, México. 1-60
- Kadirvelu, K. et al. (2003). "Utilization of Various Agricultural Wastes for Activated Carbon Preparation and Application for the Removal of Dyes and Metal Ions from Aqueous Solutions", en *Bioresource Technology*, 87, pp. 129-132.
- Karadag, D. et al. (2007). "Adsorption Equilibrium and Kinetics of Reactive Black 5 and Reactive Red 239 in Aqueous Solution onto Surfactant-Modified Zeolite", en *Journal of Chemical and Engineering Data*, 52, pp. 1615-1620.
- Khelifi, E. et al. (2008). "Aerobic Decolourization of the Indigo Dye-containing Textile Wastewater Using Continuous Combined Bioreactors", en *Journal of Hazardous Materials*, 152, pp. 683-689.
- Kušić, H., N. Koprivanac e I. Selanec (2006). "Fe-exchanged Zeolite as the Effective Heterogeneous Fenton-type Catalyst for the Organic Po-

- llutant Minimization: UV Irradiation Assistance", en *Chemosphere*, 65, pp. 65-73.
- Lakshmi, U. R. *et al.* (2009). "Rice Husk Ash as an Effective Adsorbent: Evaluation of Adsorptive Characteristics for Indigo Carmine Dye", en *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 710-720.
- Manu, B. y S. Chaudhari (2003). "Decolorization of Indigo and Azo Dyes in Semicontinuous Reactors with Long Hydraulic Retention Time", en *Process Biochemistry*, 38, pp. 1213-1221.
- Manufactura (2013). *5 de cada 10 jeans que se venden en EU son mexicanos*. 24 de mayo de 2013. Disponible en <http://www.manufactura.mx/industria/2013/05/24/5-de-cada-10-jeans-que-se-venden-en-eu-son-mexicanos>
- Mesquita, I. *et al.* (2012). "Treatment of Azo Dye-containing Wastewater by a Fenton-like Process in a Continuous Packed-bed Reactor filled with activated carbon", en *Journal of Hazardous Materials*, pp. 30-37, 237-238.
- Metcalf y Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4a ed., Estados Unidos, McGraw Hill Co. Inc., pp. 1138-1161.
- México Today (2011). *Industria textil mexicana: un ajuste para su negocio*. Disponible en <http://mexicotoday.org/article/mexican-textile-industry-fit-your-business>
- Othman, I. *et al.* (2006). "Synthesis and Modification of ZSM-5 with Manganese and Lanthanum and their Effects on Decolorization of Indigo Carmine Dye", en *Applied Catalysis A: General*, 299, pp. 95-102.
- Secula, M. S., I. Crețescu y S. Petrescu (2011). "An Experimental Study of Indigo Carmine Removal from Aqueous Solution by Electrocoagulation", en *Desalination*, 277, pp. 227-235.
- Shen, D. *et al.* (2009). "Adsorption Kinetics and Isotherm of Anionic Dyes Onto Organo-bentonite from Oingle and Multisolute Systems", en *Journal of Hazardous Materials*, 172, pp. 99-107.
- Sun, S. P., G. L. Wang y L. P. Qiao (2007). "Degradation of Azo Dye Amido Black 10B in Aqueous Solution by Fenton Oxidation Process", en *Dyes and Pigments*, 74, pp. 647-652.

- Teutli-Sequeira, A. *et al.* (2013). "Aluminum and Lanthanum Effects in Natural Materials on the Adsorption of Fluoride Ions", en *Journal of Fluorine Chemistry*, 148, pp. 6-13.
- Vautier, M., C. Guillard y J. M. Herrmann (2001). "Photocatalytic Degradation of Dyes in Water: Case Study of Indigo and of Indigo Carmine", en *Journal of Catalysis*, 201, pp. 46-59.
- Vedrenne, M. *et al.* (2012). "A Ferrous Oxalate Mediated Photo-Fenton System: Toward an Increased Biodegradability of Indigo Dyed Wastewaters", en *Journal of Hazardous Materials*, 243, pp. 292-301.
- Wan Ngah, W. S., L. C. Teong y M. A. K. M Hanafiah (2011). "Adsorption of Dyes and Heavy Metal Ions by Chitosan Composites: A review", en *Carbohydrate Polymers*, 83, pp. 1446-1456.
- Wang, S. y Y. Peng (2010). "Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment", en *Chemical Engineering Journal*, 156, pp. 11-24.
- Zainal, Z. *et al.* (2005). "Removal of dyes using immobilized titanium dioxide illuminated by fluorescent lamps", en *Journal of Hazardous Materials*, 125, pp. 113-120.

Capítulo V

Electrosíntesis de oxidantes y su aplicación en la desinfección de aguas residuales

Parte I: Generalidades

Sarai Velazquez Peña^{1*}
Ivonne Linares Hernández²
Verónica Martínez Miranda²
Iván Galileo Martínez Cienfuegos³

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: sarai.velazquez@yahoo.com.mx

² Profesoras-Investigadoras del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: ilinaresh@uaemex.mx y mmirandav@uaemex.mx

³ Profesor-Investigador de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: igmartinezc@uaemex.mx

Introducción

En las últimas décadas se ha acentuado la importancia de idear y aplicar métodos que optimicen el uso y distribución del agua. Es decir, se ha vuelto indispensable promover un consumo sustentable que asegure, a largo plazo, que este recurso natural seguirá siendo renovable. Por ello, las técnicas de purificación para reutilizar o potabilizar el agua han adquirido mayor relevancia y atención en la investigación.

El creciente problema de la contaminación del agua, presente en el mundo entero, representa un importante desafío. De ahí que sea imprescindible reemplazar las sustancias contaminantes por otras con mínimo impacto ambiental y que a su vez generen valor agregado al proceso.

Los procesos de desinfección se han empleado con la finalidad de destruir o inactivar organismos patógenos. El cloro es el desinfectante más usado para el tratamiento de aguas residuales porque destruye los organismos a ser inactivados mediante la oxidación del material celular. Sin embargo, a pesar del bajo costo de operación y la sencilla dosificación de los compuestos derivados del cloro, su aplicación exhibe severas desventajas entre las que se encuentran las siguientes: en presencia de compuestos nitrogenados promueve la formación de cloroaminas, o bien, en combinación con compuestos orgánicos se origina la formación de metanos trihalogenados, ambos compuestos sumamente peligrosos y tóxicos. Otras alternativas de desinfección incluyen la ozonización y la desinfección con radiación ultravioleta, así como el empleo de tratamientos

biológico. No obstante, la aplicación de estas técnicas comprende costos de operación y mantenimiento elevados; en consecuencia, el empleo de estas técnicas promueve la generación de nuevos contaminantes.

Por ello, el objetivo de este capítulo es describir los fundamentos teóricos de la síntesis *in situ* de un compuesto químico ambientalmente compatible, como es el caso de los percarbonatos, también conocidos como peroxocarbonatos, mediante métodos electroquímicos que emplean electrodos de diamante dopados con boro (DDB) para su aplicación en la desinfección de aguas residuales.

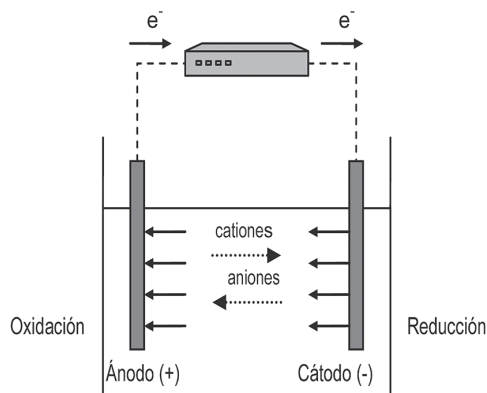
Los peroxocarbonatos son compuestos que poseen una gran cantidad de aplicaciones, entre las que destacan su uso como agentes blanqueantes, desinfectantes y oxidantes de materia orgánica. Además, los productos generados por su empleo son fácilmente tratables desde el punto de vista medioambiental. Sin embargo, los métodos de síntesis son poco eficaces, por lo que se ha buscado la implementación de nuevas tecnologías como los métodos electroquímicos (Schmalz *et al.*, 2009: 5260-5266; Cañizares *et al.*, 2008: 2144-2153; Raffellini *et al.*, 2011: 920-932; Velazquez-Peña *et al.*, 2013: 272-278; Sudan, Furuta y Nishiki, 2004: 201-204). Los métodos electroquímicos se caracterizan por poseer una amplia compatibilidad ambiental, sencilla operación, alta eficiencia y bajo costo con respecto a otras tecnologías (alrededor de 3.349 pesos por kWh) y procesos convencionales en la producción de oxidantes, pues el principal reactivo empleado es el electrón, considerado un reactivo limpio, ya que evita el uso de otros compuestos químicos que por sí mismos pueden ser tóxicos o peligrosos (Panizza y Cerisola, 2005: 191-199).

Síntesis electroquímica de oxidantes

El proceso de electrogeneración de oxidantes consiste en la transformación de un reactivo en un producto mediante una reacción de intercambio de electrones, proporcionados mediante corrientes eléctricas, a través de unas superficies metálicas denominadas electrodos, situadas en un reactor electrolítico (Cañizares *et al.*, 2008: 2144-2153; Einaga *et al.*, 2011: 306-311; Boonsong *et al.*, 2005: 627-632), como se muestra en la figura V.1.

Los reactores electrolíticos son sistemas heterogéneos en los que la disolución reactante entra en contacto con superficies sólidas (electrodos), directamente involucradas en la reacción y en donde tienen lugar los procesos de oxidación (sustracción de electrones) y reducción (adición de electrones) sobre los compuestos que contiene la disolución. A los electrodos en los que se realiza la oxidación se les denomina ánodos y en aquellos en los que se lleva a cabo la reducción se les denomina cátodos. A consecuencia de ambas semirreacciones se genera un flujo de electrones desde el ánodo al cátodo. Para que se produzca este tránsito electrónico la disolución reactante debe ser conductor iónico (Boonsong *et al.*, 2005: 627-632).

Figura V.1. Esquema de una celda electroquímica



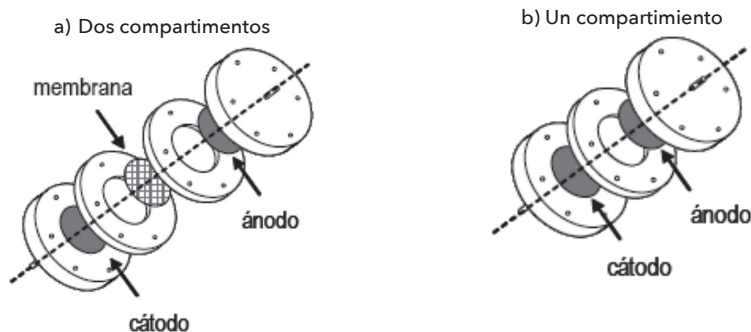
La reacción de interés en un proceso de síntesis de oxidantes es la reacción anódica, donde la especie reactiva sufre la sustracción de electrones para transformarse en un producto con mayor estado de oxidación. Las especies generadas tienden a reducirse, oxidando a otras especies químicas presentes en disolución o bien por reducción directa en la superficie catódica. Por ello, para aumentar la eficacia del proceso es aconsejable separar las cámaras anódica y catódica del reactor electroquímico, evitando que los oxidantes generados en el ánodo se reduzcan en el cátodo. Los separadores utilizados pueden ser catiónicos o aniónicos, diafragmas o separadores porosos (Larsson, 2012: 71-77; Nicolau *et al.*, 2009: 965-970). De acuerdo con lo anterior, se pueden diferenciar dos tipos de reactores electroquímicos: aquellos que no utilizan separador, por eso constan de un único compartimento, y los constituidos por dos compartimentos

correspondientes al ánodo y al cátodo, distanciados entre sí por uno de los separadores nombrados anteriormente (figura V.2). Los mecanismos de reacción que se pueden encontrar en los procesos anódicos son la oxidación directa y oxidación mediada por radicales hidroxilo. La extensión de la contribución de estos mecanismos depende de la naturaleza del material electródico empleado como ánodo (figura V.3).

Los procesos de oxidación electroquímica directa son aquellos en los que la oxidación se produce tras la adsorción de la especie reactiva sobre la superficie anódica, y la posterior sustracción de electrones a esta especie para generar un compuesto oxidante que es des-absorbido y pasa al líquido como producto final de la reacción.

En estos procesos tiene una gran importancia la transferencia de materia desde la naturaleza del disolvente, normalmente agua, hasta la superficie anódica. En la mayor parte de los casos, la transferencia de materia se produce más lentamente que la reacción de oxidación en la superficie anódica, por ello, la transferencia de materia se convierte en la etapa limitante. Si no llega suficiente reactivo a la superficie aniónica los electrones serán destinados a la oxidación del agua y generarán oxígeno, producto que carece de valor en la generación de oxidantes. Este hecho se debe tener en cuenta porque afecta a la eficacia del proceso y, como consecuencia, al rendimiento económico del mismo (Mascia *et al.*, 2010: 314-322; Nasr, Hsen y Abdellatif, 2009: 523-530; Villanueva-Rodríguez *et al.*, 2009: 1226-1230).

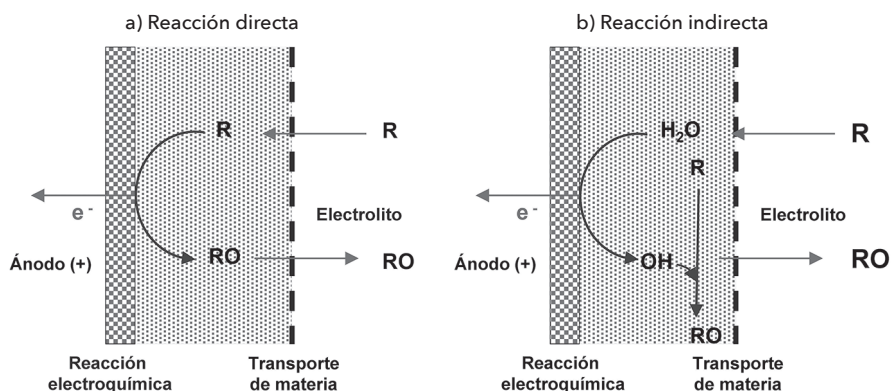
Figura V.2. Reactores electroquímicos



Cuando se emplean determinados electrodos, una parte importante de las reacciones electroquímicas son mediadas por radicales hidroxilo, electrogenerados en el ánodo por la descomposición del agua (ecuación (1) y (2)):



Figura V.3. Mecanismos de oxidación en un reactor electroquímico



R= especie reactiva, RO= compuesto oxidante

Los radicales hidroxilos son agentes oxidantes muy energéticos con una vida media muy corta, de forma que pueden reaccionar rápidamente con especies a las que oxida o combinarse entre sí para generar oxígeno como se muestra en la ecuación (3).



Desde el punto de vista termodinámico, la competencia entre las reacciones de generación de oxidantes y de evolución de oxígeno se decanta en mayor medida hacia aquella reacción que tenga un menor potencial eléctrico, normalmente la reacción de oxidación del agua. Sin embargo, el potencial real al que se produce una reacción es distinto al valor teórico termodinámico. A la diferencia entre el potencial al que empieza a desarrollarse realmente el proceso y el valor teórico de potencial se le denomina sobrepotencial. Este valor depende fundamentalmente del

material anódico sobre el que se desarrolle el proceso, por tal motivo se debe seleccionar aquel material que favorezca la generación de oxidantes frente a la de oxígeno (Alves *et al.*, 2012: 155-160; Velegraki *et al.*, 2010: 538-548; Suffredini *et al.*, 2004: 4021-4026 ; Hou *et al.*, 2009: 1321-1328).

Parámetros que influyen en la síntesis de peroxocarbonatos

Los parámetros que influyen en el proceso de síntesis de oxidantes y que debe focalizarse para mejorar la eficiencia, se describen a continuación:

Material Electrónico

La correcta elección del material electrónico es un factor crítico para determinar la viabilidad del proceso, ya que influye tanto en la selectividad como en el consumo específico de energía. Por ello, la selección del material electrónico debería realizarse tras una cuidadosa experimentación, en la que se estudie con especial detenimiento los siguientes factores (Boonsong *et al.*, 2005: 627-632; Cañizares *et al.*, 2008: 2144-2153; Doi *et al.*, 2012: 5-7; Jeong, Kim y Yoon, 2009: 895-901):

- a) Estabilidad física con el fin de obtener una adecuada resistencia mecánica a la erosión, provocada por el electrolito, los reactivos y los productos.
- b) Estabilidad química o resistencia a la corrosión y formación de recubrimientos pasivos que impidan la transferencia electrónica.
- c) Conductividad eléctrica, ya que un valor elevado de este parámetro aumentará notablemente los costos operativos de este proceso como consecuencia de la caída óhmica que llevará asociada.
- d) Morfología, que permitirá incrementar los coeficientes de transferencia de materia de las especies y, por tanto, contribuirá notablemente a la mejora en la efectividad del proceso. Además, en el caso de formación de gases durante el proceso, debe permitir su evacuación.

- e) Capacidad electrocatalítica de modo que se facilite la reacción de interés y se minimice el desarrollo de las reacciones no deseadas.
- f) Relación costo/vida media. Debe ser baja, a fin de que el costo del electrodo no agrave en exceso el costo total del tratamiento.
- g) La elección del material separador entre los compartimentos anódico y catódico, para evitar que el oxidante generado no alcance las cercanías del cátodo y se reduzca, lo que provocaría una pérdida en el rendimiento del proceso.

Se distinguen dos tipos de materiales electródicos de acuerdo con el mecanismo de adsorción de los radicales hidroxilos sobre la superficie del electrodo, la cual puede ser mediante (Feng *et al.*, 2011: 3433-3439; Doi *et al.*, 2012: 5-7):

- 1) La quimisorción del radical hidroxilo en la superficie del electrodo provoca cambios en la composición química del mismo durante el proceso electroquímico. A los electrodos en los que tiene lugar la quimisorción se les denomina *activos*. En ellos la nueva sustancia, generada en la superficie electródica, oxida a los compuestos en disolución. Dentro de este grupo de electrodos se encuentran los electrodos de grafito y los electrodos dimensionalmente estables (DSA) (Bergmann y Koparal, 2005: 5218-5228 ; Liu *et al.*, 2012: 116-121).
- 2) Por el contrario, a los electrodos en los que se produce la fisisorción del radical hidroxilo se les denomina *no activos*. Los centros activos de estos no reaccionan químicamente con el radical hidroxilo, y la composición química del electrodo permanece sin cambios durante el proceso de tratamiento electroquímico. En el caso de electrodos *no activos* la oxidación es realizada directamente por el radical hidroxilo y se asume que es más enérgica. Dentro de este grupo de electrodos se encuentran los electrodos de Pb/PbO₂ y los electrodos basados en recubrimientos de diamante (Li, Zhu y Ni, 2011: 9789-9796; Xu *et al.*, 2011: 1190-1195).

En los últimos años se han llevado a cabo cada vez más investigaciones que tienen por objeto de estudio la viabilidad de los electrodos basados en recubrimientos de diamante en la síntesis de compuestos inorgánicos. Estos electrodos permiten obtener un elevado rendimiento en la producción de oxidantes de gran pureza y difícilmente se obtiene mediante las tecnologías convencionales. Dentro de estos oxidantes cabe destacar la síntesis de perfosfatos, persulfatos y ferratos. Ante este resultado, es posible la viabilidad de estos materiales electródicos en la síntesis electroquímica de oxidantes de interés industrial como es el caso de los peroxocarbonatos, utilizando electrodos de DDB.

Se ha observado que el diamante dopado muestra unas inmejorables propiedades electroquímicas (Delaedt *et al.*, 2008:192-199; Li, Zhu y Ni, 2011: 9789-9796), entre las que destacan:

- a) Elevada conductividad térmica que facilita los procesos de liberación del calor que se genera en los tratamientos electroquímicos (efecto Joule) y protege al diamante de posibles cambios estructurales.
- b) Gran estabilidad electroquímica que, junto a su estabilidad química, hacen del diamante un material muy adecuado para su uso en síntesis de oxidantes orgánicos e inorgánicos, ya que los materiales que compiten con él, en cuanto a características y rendimiento (recubrimientos de óxidos de plomo y de estaño), sufren con facilidad ataques químicos por parte de distintos componentes del medio de reacción, y en determinadas condiciones pueden liberar al mismo tiempo componentes de gran toxicidad.
- c) Amplia ventana electroquímica (-1.5 hasta +2.3 V) en medios acuosos, probablemente la característica más importante que tienen estos electrodos, ya que posibilita alcanzar rendimientos eléctricos muy elevados, por lo que es considerado un material óptimo para la generación de oxidantes fuertes o de reductores fuertes, ya que se puede utilizar elevados potenciales, minimizando el uso de energía eléctrica que realiza la descomposición del electrolito soporte. Por tanto, esta característica ha abierto las puertas al estudio de métodos electroquímicos de síntesis de oxidantes, cuya

generación anteriormente no era factible debida a la nula o baja eficacia, o bien económicamente no viable (Diao *et al.*, 2004: 1421-1426; Jeong *et al.*, 2007: 895-901).

Entre los oxidantes que teóricamente pueden ser electrogenerados con buenos rendimientos se encuentran productos inorgánicos como los ferratos y los peroxoácidos de los grupos III, IV, V y VII, y productos orgánicos como los ácidos peroxocarboxílicos entre otros (tabla V.1).

Tabla V.1. Síntesis de peroxocompuestos por vías electroquímicas

Oxidante	Año	Eficiencia
Persulfatos (Acero-DDB)	Polcaro <i>et al.</i> , 2007	80% (16 h)
Perbromatos (TiO ₂ / Acero-DDB)	Sudan, Furuta y Nishiki, 2004	90% (12 h)
Ferratos (Acero-DDB)		93% (15 h)
Percloratos	Cañizares <i>et al.</i> , 2009	95% (13 h)
Peroxocarbonatos (Acero-DDB, DDB-DDB)	Velazquez-Peña <i>et al.</i> , 2013	95% (9 h)

Materias primas

Se ha reportado que el empleo de materias primas durante la síntesis electroquímica de oxidantes que favorecen el efecto de solubilidad en medio acuoso permiten una tasa de eficiencia cercana al 90% durante el tiempo de electrogeneración de nuevas especies oxidantes, como es el caso de la síntesis de ferratos, perbromatos, persulfatos y percloratos en un rango de concentración de 0.5 - 1.0 M (Cañizares *et al.*, 2008: 2144-2153; Sudan, Furuta y Nishiki, 2004: 201-204; Polcaro *et al.*, 2007: 2595-2602). Actualmente, estudios relacionados con la síntesis de peroxocarbonatos reportan el empleo de dióxido de carbono disuelto con eficiencia de electrosíntesis cercana al 60%, en un tiempo de reacción de 13-16 horas (Sudan, Furuta y Nishiki, 2004: 201-204), lo que hace del proceso una alternativa de elevado costo energético y de materia prima. Por tal motivo, es de gran interés el empleo de sustancias químicas que permitan un amplio espectro de solubilidad en el medio, además de ser económicamente factibles para garantizar la evolución significativa de

nuevas especies químicas con alto poder oxidante, que promueva la destrucción de agentes orgánicos contaminantes y la desinfección.

pH y Temperatura

El pH tiene gran influencia en el proceso de electrogeneración de oxidantes debido, entre otros factores, a su efecto en la estabilidad de las especies generadas. Por ello, diversos investigadores han desarrollado estudios sobre el proceso de electrosíntesis de oxidantes a distintos valores de pH, destacando en su mayoría la influencia significativa durante la evolución de especies oxidantes a través de medios alcalinos (Panizza y Cerisola, 2005: 191-199 ; Cañizares *et al.*, 2008: 2144-2153). Por otra parte, la formación de oxidantes se ve influenciada por *set points* de operación a bajas temperaturas: 5-10°C, lo cual favorece al mismo tiempo a la solubilidad de la materia prima de estudio en el medio (Panizza y Cerisola, 2005: 191-199).

Densidad de corriente

La densidad de corriente es uno de los parámetros de operación de mayor interés dentro de un proceso electroquímico, esto se debe a que el flujo de corriente que circula por una determinada área de los electrodos controla la velocidad del proceso electroquímico producido en el ánodo y el cátodo. Los procesos de electrosíntesis de oxidantes son beneficiados al mantener un voltaje mínimo, ya que es directamente proporcional con la densidad de corriente, de esta forma se garantiza la cantidad uniforme de carga transportada por los iones presentes en el medio, permitiendo así una electrogeneración de especies más rápida y eficaz, siendo el rango característico el correspondiente a 300 - 2 000 Am⁻² (Suffredini *et al.*, 2004: 4021-4026; Hou *et al.*, 2009: 1321-1328; Panizza y Cerisola, 2005: 191-199).

Aplicación de los oxidantes en la desinfección/saneamiento de aguas residuales

La desinfección es una etapa de tratamiento que tiene por objetivo la “destrucción” o inactivación de organismos patógenos por medio de la aplicación de productos químicos o procesos físicos. La tendencia internacional actual, sobre esta etapa de tratamiento, está centrada en el efecto colateral

de contaminante orgánico que se forman como subproductos del propio proceso de desinfección. Tal es el caso del control que se tiene sobre los productos que se forman durante el uso del cloro en solución.

Todos los agentes químicos utilizados para la desinfección tienen la función principal de controlar enfermedades de vinculación hídrica e inactivar organismos patógenos para obtener agua potable. Los desinfectantes químicos han permitido una mejor calidad de vida y reducir la mortalidad infantil por enfermedades entéricas, con una eficacia sin precedentes en la historia de la humanidad. Por otro lado, investigaciones recientes han demostrado que muchos de estos agentes, al ser oxidantes fuertes, pueden generar algunos subproductos tóxicos de desinfección, como es el caso de la formación de cloroaminas (Jeong *et al.*, 2007: 652-659; Li, Zhu y Ni, 2011: 9789-9796; Ma *et al.*, 2011: 8278- 8284). Actualmente, el auge de nuevas tecnologías que permiten la síntesis de agentes oxidantes que promuevan la desinfección se han tornado de gran interés en materia de investigación, debido a la compatibilidad ambiental que ofrecen, alta eficiencia de inactivación de microorganismos y sus sencillos sistemas de operación, como es el caso de las tecnologías electroquímicas en la síntesis de compuestos tales como ferratos, perbromatos, percloratos, persulfatos, entre otros (Cañizares *et al.*, 2008: 2144-2153; Sudan, Furuta y Nishiki, 2004: 201-204 ; Polcaro *et al.*, 2007: 2595-2602).

Por ello, la información expuesta en este capítulo se centró en la viabilidad y características principales para llevar a cabo la síntesis *in situ*, por vías electroquímicas, de nuevos agentes químicos ambientalmente compatibles: peroxocarbonatos, agentes que promuevan la disminución de subproductos tóxicos que conlleven a una contaminación alterna y que permitan la desinfección de aguas residuales en comparación de agentes químicos y métodos convencionalmente empleados.

Bibliografía

Alsheyab, M., J. Q. Jiang y C. Stanford (2009). "On-line Production of Ferrate with an Electrochemical Method and its Potential Application for Wastewater Treatment - A Review", en *Journal of Environmental Management*, 90, pp.1350-1356.

- Alves, S. A. *et al.* (2012). "A Comparative Study of the Electrochemical Oxidation of the Herbicide Tebuthiuron Using Boron-doped Diamond Electrodes", en *Chemosphere*, 88, pp.155-160.
- Bergmann, H. y S. Koparal (2005). "The Formation of Chlorine Dioxide in the Electrochemical Treatment of Drinking Water for Disinfection", en *Electrochimica Acta*, 50, pp. 5218-5228.
- Boonsong, K. *et al.* (2005). "Electroanalysis of Lincomycin Using Boron-doped Diamond Thin Film Electrode Applied to Flow Injection System", en *Sensors and Actuators B: Chemical*, 108, pp. 627-632.
- Cañizares, P. *et al.* (2008). "Electrochemical Oxidation of Alcohols and Carboxylic Acids with Diamond Anodes: A Comparison with Other Advanced Oxidation Processes", en *Electrochimica Acta*, 53, pp. 2144-2153.
- Delaedt, Y. *et al.* (2008). "The Impact of Electrochemical Disinfection on Escherichia Coli and Legionella Pneumophila in Tap Water", en *Microbiological Research*, 163, pp. 192-199.
- Diao H. F. *et al.* (2004). "Electron Microscopic Investigation of the Bactericidal Action of Electrochemical Disinfection in Comparison with Chlorination, Ozonation and Fenton Reaction", en *Process Biochemistry*, 39, pp.1421-1426.
- Doi, T. *et al.* (2012). "Effectiveness of a Hot-filament Chemical Vapor Deposition Method for Preparation of a Boron-doped Superconducting Diamond Film with Higher Superconducting Transition Temperature", en *Diamond and Related Materials*, 25, pp. 5-7.
- Einaga, Y. *et al.* (2011). "A Atudy of the Crystalline Growth of Highly Boron-doped CVD Diamond: Preparation of Graded-morphology Diamond Thin Films", en *Diamond and Related Materials*, 10, pp. 306-311.
- Feng, Y. *et al.* (2011). "Influence of Boron Concentration on Growth Characteristic and Electro-catalytic Performance of Boron-doped Diamond Electrodes Prepared by Direct Current Plasma Chemical Vapor Deposition", en *Applied Surface Science*, 257, pp. 3433-3439.

- Hou, Y. *et al.* (2009). "Electrochemical Incineration of Dimethyl Phthalate by Anodic Oxidation with Boron-doped Diamond Electrode", en *Journal of Environmental Sciences*, 21, pp. 1321-1328.
- Jeong J. *et al.* (2007). "Inactivation of Escherichia Coli in the Electrochemical Disinfection Process Using a Pt Anode", en *Chemosphere*, 67, pp. 652-659.
- Jeong, J., C. Kim y J. Yoon (2009). "The Effect of Electrode Material on the Generation of Oxidants and Microbial Inactivation in the Electrochemical Disinfection Processes", en *Water Research*, 43, pp. 895-901.
- Kerwick, M. I. *et al.* (2005). "Electrochemical Disinfection, an Environmentally Acceptable Method of Drinking Water Disinfection?", en *Electrochimica Acta*, 50, pp. 5270-5277.
- Kitis, M. (2004). "Disinfection of Wastewater with Peracetic Acid: A Review", en *Environment International*, 30, pp. 47-55.
- Larsson, S. (2012). "Hubbard-U and Disproportionation in Superconducting Boron Doped Diamond", en *Diamond and Related Materials*, 26, pp. 71-77.
- Li, H., X. Zhu y J. Ni (2010). "Inactivation of Escherichia Coli in Na₂SO₄ Electrolyte Using Boron-doped Diamond Anode", en *Electrochimica Acta*, Vol.56, pp. 448-453.
- (2011). "Comparison of Electrochemical Method with Ozonation, Chlorination and Monochloramination in Drinking Water Disinfection", en *Electrochimica Acta*, 56, pp. 9789-9796.
- Li, H. y J. Ni (2012). "Electrogeneration of Disinfection Byproducts at a Boron-doped Diamond Anode with Resorcinol as a Model Substance", en *Electrochimica Acta*, 69, pp. 268-274.
- Liu, F. *et al.* (2012). "Study on the Wastewater Disinfection at the Boron-doped Diamond Film Electrode", en *Environmental Sciences*, 12, pp. 116-121.
- Ma, Q. *et al.* (2011). "Drinking Water Disinfection by Hemin-modified Graphite Felt and Electrogenenerated Reactive Oxygen Species", en *Electrochimica Acta*, 56, pp. 8278- 8284.

- Malato, S. et al. (2009). "Decontamination and Disinfection of Water by Solar Photocatalysis: Recent Overview and Trends", en *Catalysis Today*, 147, pp. 1-59.
- Manivannan, A. et al. (2003). "Magnetic and Electrical Characterization of Heavily Boron-doped Diamond", en *Materials Characterization*, 51, pp. 329-333.
- Mascia, M. et al. (2010). "Electrochemical Treatment of Phenolic Waters in Presence of Chloride with Boron-doped Diamond (BDD) Anodes: Experimental Study and Mathematical Model", en *Journal of Hazardous Materials*, 174, pp. 314-322.
- McKenzie, K. J., D. Asogan y F. Marken (2002). "Adsorption and Reactivity of Hydrous Iron Oxide Nanoparticles on Boron-doped Diamond", en *Electrochemistry Communications*, 4, pp. 820-824.
- Nadeeshani, N. et al. (2012). "A Low-energy Intensive Electrochemical System for the Eradication of Escherichia Coli from Ballast Water: Process Development, Disinfection Chemistry, and Kinetics Modeling", en *Marine Pollution Bulletin*, 64, pp. 1238-1245.
- Nasr, B., T. Hsen, G. Abdellatif (2009). "Electrochemical Treatment of Aqueous Wastes Containing Pyrogallol by BDD-anodic Oxidation", en *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 523-530.
- Nicolau E. et al. (2009). "Bioelectrochemical Degradation of Urea at Platinized Boron Doped Diamond Electrodes for Bioregenerative Systems", en *Advances in Space Research*, 44, pp. 965-970.
- Panizza M. y G. Cerisola (2005). "Application of Diamond Electrodes to Electrochemical Processes", en *Electrochimica Acta*, 51, pp. 191-199.
- Polcaro, A. M. et al. (2007). "Characterization of a Stirred Tank Electrochemical Cell for Water Disinfection Processes", en *Electrochimica Acta*, 52, pp. 2595-2602.
- Raffellini, S. et al. (2011). "Kinetics of Escherichia Coli Inactivation Employing Hydrogen Peroxide at Varying Temperatures, pH and Concentrations", en *Food Control*, 22, pp. 920-932.
- Schmalz, V. et al. (2009). "Electrochemical Disinfection of Biologically Treated Wastewater from Small Treatment Systems by Using Boron-doped Diamond (BDD) Electrodes-Contribution for Di-

- rect Reuse of Domestic Wastewater", en *Water Research*, 43, pp. 5260-5266.
- Sudan, M., T. Furuta e Y. Nishiki (2004). "Conversion of Carbon Dioxide to Peroxycarbonate at Boron-doped Diamond Electrode", en *Electrochemistry Communications*, 6, pp. 201-204.
- Suffredini, H. B. et al. (2004). "Enhanced Electrochemical Response of Boron-doped Diamond Electrodes Brought on by a Cathodic Surface Pre-treatment", en *Electrochimica Acta*, 49, pp. 4021-4026.
- Tsolaki, E., P. Pitta y E. Diamadopoulos (2010). "Electrochemical Disinfection of Simulated Ballast Water Using *Artemia Salina* as Indicator", en *Chemical Engineering Journal*, 156, pp. 305-312.
- Velazquez-Peña, S. et al. (2013). "Production of Oxidants Via Electrolysis of Carbonate Solutions with Conductive-diamond Anodes", en *Chemical Engineering Journal*, 230, pp. 272-278.
- Velegraki, T. et al. (2010) "Electrochemical Oxidation of Benzoic Acid in Water Over Boron-doped Diamond Electrodes: Statistical Analysis of Key Operating Parameters, Kinetic Modeling, Reaction By-products and Ecotoxicity", en *Chemical Engineering Journal*, 160, pp. 538-548.
- Villanueva-Rodríguez, M. et al. (2009). "Enhancing the Electrochemical Oxidation of Acid-yellow 36 Azo Dye Using Boron-doped Diamond Electrodes by Addition of Ferrous Ion", en *Journal of Hazardous Materials*, 167, pp. 1226-1230.
- Watanabea, T. et al. (2010). "Giant Electric Double-layer Capacitance of Heavily Boron-doped Diamond Electrode", en *Diamond and Related Materials*, 19, pp. 772-777.
- Xu, A. et al. (2011). "Efficient Degradation of Organic Pollutants in Aqueous Solution with Bicarbonate-activated Hydrogen Peroxide", en *Chemosphere*, 82, pp. 1190-1195.

Capítulo VI

Electrosíntesis de oxidantes y su aplicación en la desinfección de aguas residuales

Parte II: Metodología de la síntesis

Sarai Velazquez Peña^{1*}
Ivonne Linares Hernández²
Sergio Humberto Pavón Romero³
Verónica Martínez Miranda²
Iván Galileo Martínez Cienfuegos⁴

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: sarai.velazquez@yahoo.com.mx

² Profesoras-Investigadoras del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: ilinaresh@uaemex.mx y mmirandav@uaemex.mx

³ Profesor-Investigador de la Facultad de Química de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: shpavonr@uaemex.mx

⁴ Profesor-Investigador de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: igmartinezc@uaemex.mx

Agradecimientos

Al Centro Interamericano de Recursos del Agua y los laboratorios de la Facultad de Química de la Universidad Autónoma del Estado de México.

Introducción

Los procesos de desinfección de agua implican un tratamiento especializado dirigido a la destrucción de los organismos nocivos o indeseables para el consumo humano. El proceso más común para tal fin es la cloración.

Desafortunadamente, su aplicación puede generar subproductos clorados potencialmente dañinos (Cañizares *et al.*, 2008: 2144-2153; Raffellini *et al.*, 2011: 920-932; Velazquez-Peña *et al.*, 2013: 272-278). En este sentido, es crucial idear y aplicar métodos que permitan el desarrollo de nuevas tecnologías para producir compuestos químicos inéditos, que sean compatibles con el medio ambiente al lograr la desinfección de las aguas residuales sin generar subproductos de desinfección tóxicos. Actualmente, las tecnologías electroquímicas han mostrado un amplio potencial de aplicación en el proceso de desinfección e incremento de la calidad físico-química del agua, y su viabilidad para ser implementados en trenes de tratamiento. Bajo ese contexto, el objetivo de este capítulo se centra en la propuesta metodológica de tecnologías electroquímicas para llevar a cabo la electrosíntesis de peroxocarbonatos empleando electrodos de diamante dopados con boro (DDB), a través de soluciones de carbonato y su aplicación como un nuevo compuesto oxidante durante el proceso de desinfección.

Las variables de estudio dentro de la etapa de electrosíntesis de peroxocarbonatos son: la influencia del pH, densidad de corriente y concentración de

la solución de carbonatos durante el proceso. Los resultados obtenidos dentro de la etapa de electrosíntesis muestran una estrecha relación entre la influencia anódica del proceso favorecida en medios alcalinos y la presencia de especies oxil asociados en la formación de peroxocarbonatos empleando bajas densidades de corriente eléctrica con una eficiencia de producción alrededor del 80% en tiempos cortos de operación.

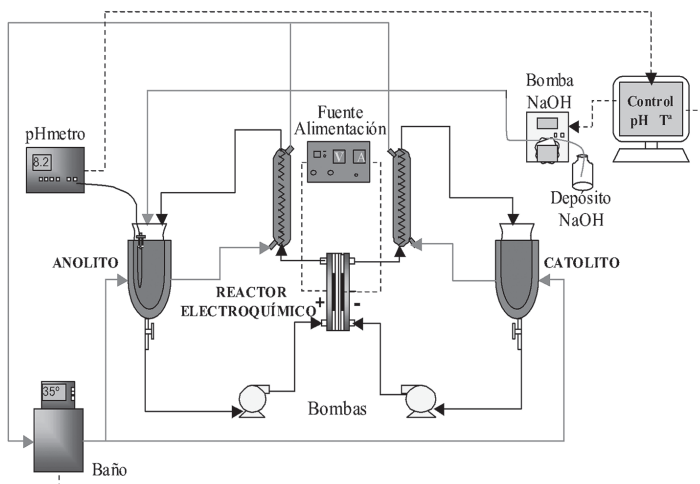
Metodología

Unidad de electrosíntesis de peroxocarbonatos

Los estudios sobre la electrosíntesis de oxidantes se llevaron a cabo en una instalación a escala bancada con modo de funcionamiento discontinuo, tal como se muestra en la figura VI.1, empleando como muestra de estudio una solución sintética a partir de carbonato, bicarbonato de sodio y bicarbonato/ácido acético con concentraciones variables.

Al inicio de cada experimento, el anolito y el catolito se introdujeron en contenedores tipo ciclón y de ahí, mediante una bomba, fueron impulsados hacia el reactor electroquímico, cuyos electrodos están conectados a los terminales de la fuente de alimentación. Posteriormente, pasan a través de un refrigerante para mantener temperaturas bajas de operación consideradas óptimas para la formación de oxidantes (Alsheyab, Jiang y Stanford, 2009: 1350-1356). El fluido en tratamiento se recirculó sucesivamente al reactor, permitiéndose la separación de los gases generados durante el proceso. En este trabajo de investigación se emplearon reactores electroquímicos de flujo axial de doble compartimento.

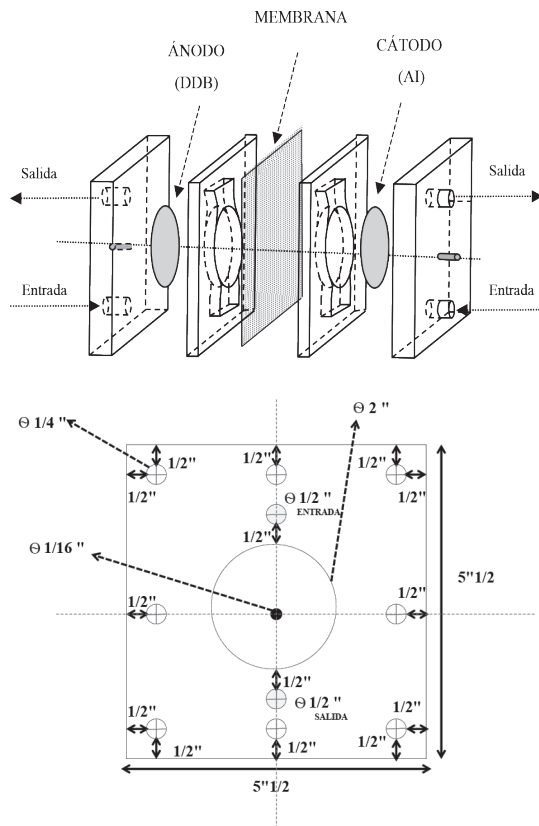
Figura VI.1. Sistema experimental de oxidación electroquímica



Estructura de reactor electroquímico

Para efectuar la reacción de síntesis de peroxocarbonatos por medio de tecnologías electroquímicas, el fluido en tratamiento se recirculó sucesivamente a un reactor electroquímico permitiéndose la separación de los gases generados durante el proceso. Se empleó un reactor de flujo axial de doble compartimento, como se muestra en la figura VI.2. El reactor electroquímico ha sido diseñado en una escala de proporción 1:0.5 con respecto a reactores electroquímicos comerciales de flujo axial. El material empleado para su elaboración es un polímero de ingeniería conocido como Nylamid, cuya composición esta soportada en Nylon y permite su uso como un sustituto de metales en la elaboración de piezas industriales. Dentro de las propiedades que caracterizan a este polímero encontramos un bajo coeficiente de fricción y resistencia a la abrasión, alta resistencia mecánica, pesa de 2 a 8 veces menos con respecto a los metales que sustituye, y resistencia al desgaste (NMX-E-202-1993-SCFI). Las dimensiones del dispositivo 13 X13 cm lo hace viable en versatilidad y sencilla operación a nivel laboratorio.

Figura VI.2. Reactor electroquímico de flujo axial de doble compartimiento



Como material anódico se emplearon recubrimientos de diamante dopado con boro (DDB) y como material catódico acero inoxidable AISI 304, así mismo se realizaron experimentos con la configuración electroquímica DDB-DDB. Los compartimentos anódico y catódico fueron separados mediante una membrana catiónica compuesta de un polímero perfluorado con grupos ácido sulfónico (PFSA). Este polímero se caracteriza por su alta conductividad iónica (0.9 - 0.02 meq/g), baja conductividad de electrones ($8 \cdot 10^{-2}$ S/cm), permeabilidad al H_2 ($1 \cdot 10^{-16}$ m³ m/m² S Pa) con un grosor de 180 μ m. La membrana se conserva en agua desionizada.

Para el control del pH se empleó una disolución de NaOH 10 M que fue incorporada directamente en el compartimiento anódico. Como fuente

de alimentación se utilizó una fuente de poder GW INSTEK modelo GPR-1820HD.

Técnicas analíticas

Para la determinación de la concentración global de oxidantes, se llevó a cabo un ensayo I^-/I_2 . Mediante este método se consigue cuantificar todas las especies oxidantes presentes en la disolución, ya que oxidan el ion yoduro hasta yodo molecular. El ensayo consiste en adicionar a una muestra de 10 mL, tomada del compartimento anódico, una disolución de H_2SO_4 al 25%, ya que la reacción se debe dar en medio ácido y KI sólido en exceso. Posteriormente, se valora el yodo generado con tiosulfato de sodio 0.01 M, empleando una disolución de almidón como indicador para la titulación. Lo anterior se describe en las ecuaciones (1), (2) y (3), en relación con la formación de oxidantes electrogenerados; mediante el cálculo de la ecuación (4) es posible determinar la cantidad de oxidantes totales el medio:



$$\text{mmoles totales de peroxocarbonatos} = \frac{(Na_2S_2O_3) (\text{concentración de } Na_2S_2O_3)}{2} \quad \text{ecuación (4)}$$

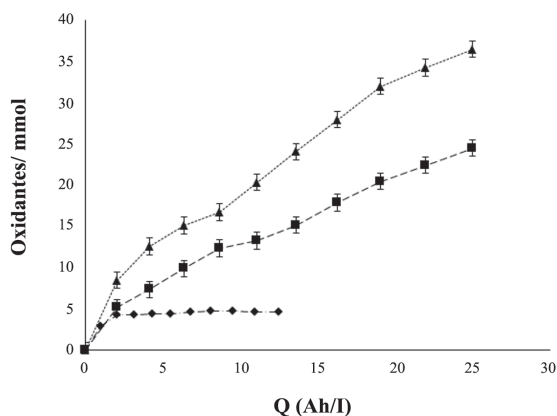
Resultados y discusión

Electrosíntesis de peroxocarbonatos

A través de la metodología propuesta, mediante el empleo de electrodos de DDB, para llevar a cabo la síntesis electroquímica de nuevos compuesto químicos como los peroxocarbonatos, se evaluaron las diferentes variables que influyen en el proceso de electrosíntesis: influencia del uso de diferentes compuestos (carbonato de sodio, bicarbonato de sodio, bicarbonato de sodio/ ácido acético), efecto de la densidad de corriente eléctrica y pH.

Los resultados obtenidos reflejan una amplia influencia anódica durante el proceso electroquímico estudiado, debido a la elevada tasa de producción de especies *oxil* que pueden ser asociados con la formación de peroxocarbonatos, favorecidos bajo condiciones de operación a pH alcalinos (10.5-11.8) y bajas densidades de corriente eléctrica (650-1300 A/m²). Lo anterior obedece a estudios previos durante el proceso de síntesis electroquímica de compuestos oxidantes, tales como los ferratos y cloratos, que reportan el empleo de elevados rangos de operación en relación con la densidad de corriente durante el proceso sobre electrodos de DDB, lo cual no garantiza un incremento de radicales libres en el medio, que promuevan la formación *in situ* y la formación directa sobre la superficie anódica del oxidante de estudio (Alsheyab, Jiang y Stanford, 2009: 1350-1356; Suffredini *et al.*, 2004: 4021-4026; Hou *et al.*, 2009: 1321-1328). De acuerdo con el tipo de materia prima y las concentraciones evaluadas (0.5-1.0 M) durante el proceso, fue posible identificar la influencia inversamente proporcional en relación con el aumento de la concentración de las materia prima y la disminución de la eficiencia de producción de peroxocarbonatos, ocasionado por el efecto de la solubilidad en el medio y saturando de forma inmediata las superficies de los electrodos durante el proceso de electrólisis, esto provocó un decaimiento del rendimiento del sistema por debajo del 50% de producción. El empleo de bicarbonato de sodio como materia prima fue óptimo durante la síntesis de peroxocarbonatos, con una tasa de eficiencia del 80%. De lo anterior, las concentraciones 1 M tanto para carbonato y bicarbonato de sodio son descartadas. Por otro lado, debido al fenómeno desarrollado por efecto de la solubilidad sobre el medio y la eficiencia del sistema bicarbonato de sodio, se evaluó el comportamiento del uso de ácido acético en combinación con bicarbonato de sodio 1 M. En la figura VI.3 se muestra el comportamiento de la evolución de oxidantes empleando las materias primas antes descritas.

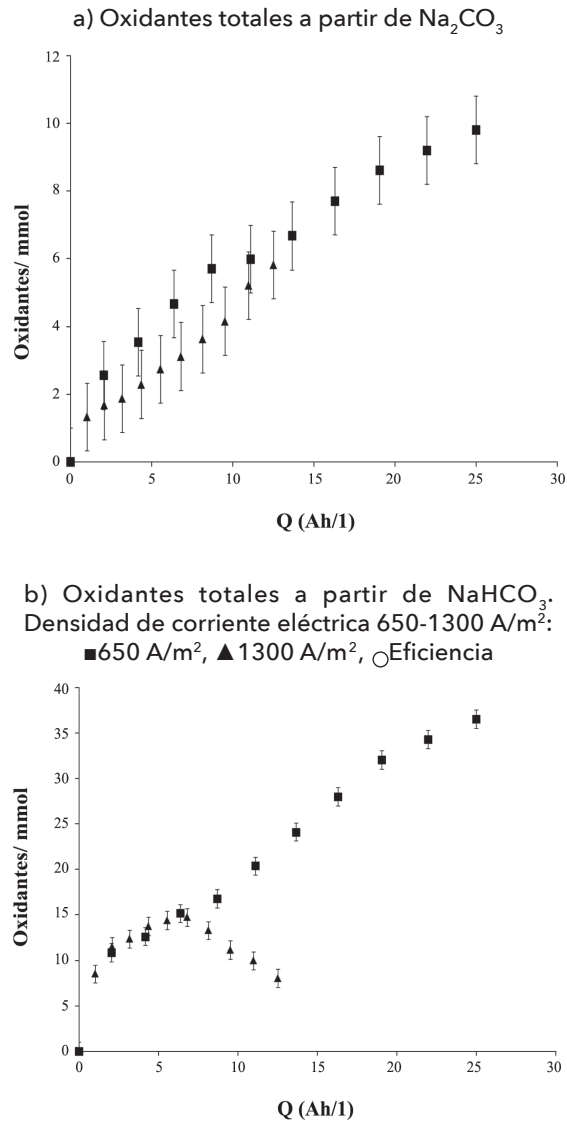
Figura VI.3. Comparativo en la evolución de oxidantes a partir de: ■ Na_2CO_3 , ▲ NaHCO_3 0.5 M y ♦ NaHCO_3 1M / $\text{CH}_3\text{-COOH}$. Densidad de corriente eléctrica 650-1300 A/m^2 , empleando una configuración DDB-Acero



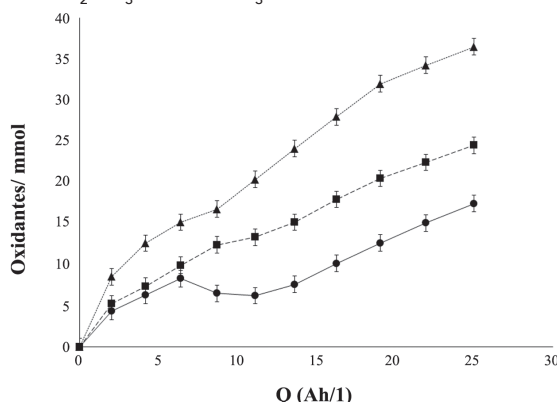
Electrosíntesis de peroxocarbonatos: carbonato de sodio y bicarbonato de sodio como materias primas

Las figuras VI.4a, VI.4b y VI.4c muestran los resultados obtenidos durante la electrosíntesis de soluciones de carbonato y bicarbonato de sodio con concentraciones 0.5 M, bajo una configuración de electrodos DDB-Acero. Es posible determinar que la producción de oxidantes es más efectiva empleando bajas densidades de corriente tanto para el sistema carbonato y bicarbonato de sodio. En ambos casos, la zona de densidad de corriente cercana a los 650 A/m^2 favorece la formación crucial del incremento de producción electrolítica de peroxocarbonatos, como se puede observar en las figuras VI.4 a) y VI.4 b).

Figura VI.4. Electrosíntesis de peroxocarbonatos empleando soluciones de carbonato y bicarbonato de sodio 0.5 M usando DDB-Acero:



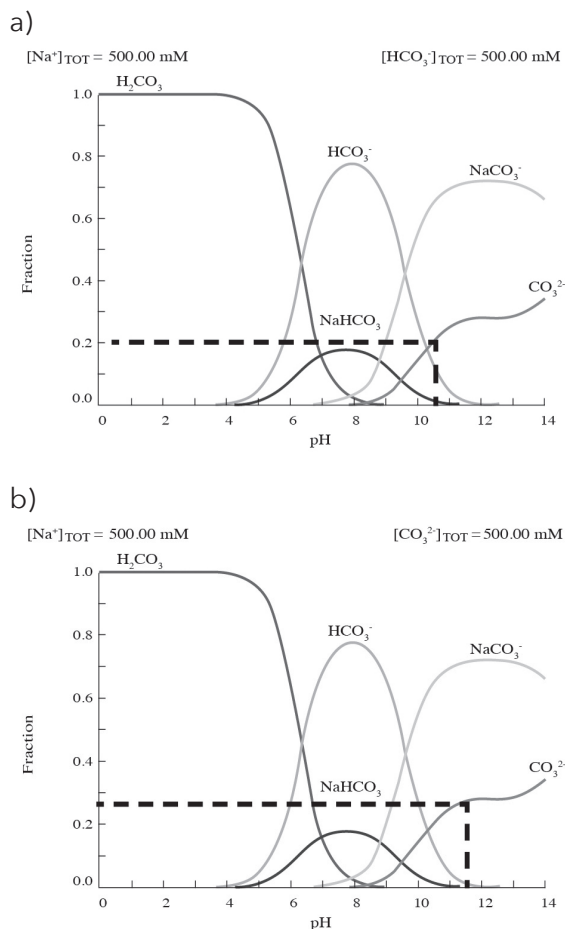
c) Comparativo en la evolución de oxidantes a partir de: ■ Na_2CO_3 , ▲ NaHCO_3 , ● diferencia



La evolución correspondiente a la concentración de peroxocarbonatos aumenta progresivamente durante todo el proceso hasta llegar a un intervalo en el que se mantiene aproximadamente constante. Esta zona de concentración constante durante la producción de peroxocarbonatos podría atribuirse a un proceso simultáneo de generación de oxidantes en el medio y la reducción de los oxidantes ya formados, ocasionado por la ausencia de iones carbonatos libres en el medio durante la electrosíntesis del producto esperado.

Por otro lado, es posible observar que el empleo de soluciones de bicarbonato en comparación con carbonato de sodio 0.5 M, en relación con la concentración de especies de carbonatos libres en el medio, favorece la producción de oxidantes, de acuerdo con el diagrama de distribución de especies de la figura VI.5. La influencia del pH alcalino permite incrementar la producción de los oxidantes esperados, debido a que el proceso de síntesis es casi en su totalidad un mecanismo que se desarrolla sobre la superficie anódica, evitando la formación de procesos paralelos que inhiben la electrogeneración de oxidantes. De esta manera, el espectro alcalino durante la síntesis contribuye a disminuir las especies que puedan inhibir la eficiencia del sistema.

Figura VI.5. Influencia del pH durante el proceso de síntesis de peroxocarbonatos durante la electrólisis de Na_2CO_3 y NaHCO_3



Por otra parte, dentro del proceso se lleva a cabo un efecto significativo con los carbonatos libres en el medio, durante la electrosíntesis de peroxocarbonatos es mejor usar bicarbonato de sodio como materia prima en lugar de carbonato de sodio. Esto debido a que existe una correlación entre el factor de actividad química y el efecto del pH. Con base en este hecho, el factor de actividad química correspondiente al sistema carbonato de sodio es del orden de 5.205 y para el sistema bicarbonato de

sodio le corresponde un valor de 8.085. Lo anterior permitió corroborar la eficiencia del sistema bicarbonato de sodio, durante el proceso de síntesis electroquímica de peroxocarbonatos, sobre el sistema carbonato de sodio, debido a que entre mayor sea el factor de actividad de un sistema mayor será la velocidad de reacción del mismo, garantizando sobre el pH alcalino de operación una interacción química eficiente sobre la concentración de los iones carbonatos libres en el medio, que permiten el incremento de la evolución del oxidante en estudio. Por otra parte, al ser evaluadas las mismas condiciones de operación tanto para el sistema carbonato y bicarbonato de sodio, bajo la configuración de electrodos DDB-DDB, los resultados obtenidos reflejan una disminución en la eficiencia del sistema por debajo del 50% con respecto DDB-acero. Sin embargo, nuevamente es favorable la producción de peroxocarbonatos en el sistema bicarbonato demostrando la viabilidad de la metodología propuesta para su uso en la síntesis de estos compuestos. Con respecto a la influencia del comportamiento de pH, durante el proceso es influenciado por un medio alcalino en su totalidad sin fluctuaciones. El bajo rendimiento de la síntesis de peroxocarbonatos puede ser atribuido a un proceso simultáneo de oxidación y reducción del medio, impidiendo la evolución de concentraciones considerables y factibles de peroxocarbonatos.

Electrosíntesis de peroxocarbonatos: bicarbonato de sodio/ácido acético como materias primas

Una vez establecidas las condiciones favorables de operación: materia prima, pH y densidad de corriente eléctrica para la electrogeneración de peroxocarbonatos con concentraciones de materias primas 0.5 M, se evaluó la influencia de ácido acético como *agente buffer* resistente a los cambios de pH durante la electrosíntesis de peroxocarbonatos y al mismo tiempo como una agente de solubilidad para concentraciones 1 M de bicarbonato de sodio, lo anterior obedece a que el ácido acético, por su naturaleza de ácido débil, permite su aplicación. Bajo estas condiciones, puede considerarse que la influencia de pH alcalino, constante en el medio, contribuya a la formación de concentraciones de carbonatos libres que permitan con facilidad la electrogeneración de los oxidantes esperados. Sin embargo, durante el proceso de electrosíntesis la producción neta de oxidantes fue menor en comparación al sistema óptimo bicarbonato de sodio, debido a cambios drásticos de temperatura

durante el proceso y a la formación de un pequeño precipitado que es depositado en la superficie de los electrodos promoviendo la pasivación de los mismos. Por tal motivo, se descarta la posibilidad de emplear la fuente protónica del ácido acético como un agente que promueva la solubilidad de concentraciones elevadas de materia prima. Por otra parte, se destaca que debido al aumento de la temperatura, la concentración de oxidantes electrogenerados sean peroxocarbonatos, en el siguiente apartado se describe el efecto de la temperatura para la formación de oxidantes. En la tabla VI.1 se muestra un resumen de las concentraciones máximas obtenidas durante el proceso de electrogeneración de oxidantes: el sistema más eficiente corresponde a la configuración DDB-Acero, empleando bicarbonato de sodio 0.5 M en un tiempo de síntesis aproximado de 5 horas, con una tasa de electrogeneración de peroxocarbonatos del orden de 36.5 mmol de oxidantes.

Tabla VI.1. Evolución de oxidantes a través de configuraciones electroquímicas DDB-Acero, DDB-DDB y materias primas: carbonato o bicarbonato de sodio, bicarbonato de sodio / ácido acético

Materia Prima	Configuración electroquímica	Tiempo (h)	mmol oxidantes
Carbonato de sodio [1M]	DDB/Acero DDB/DDB	5 3	<i>Pasivación Concentraciones menores a 1mmol</i>
Bicarbonato de sodio [1M]	DDB/Acero DDB/DDB	5 4.5	<i>Pasivación Concentraciones menores a 1 mmol</i>
Carbonato de sodio [0.5 M]	DDB/Acero DDB/DDB	5 3	20.3 1.4
Bicarbonato de sodio [0.5M]	DDB/Acero DDB/DDB	5 4.5	36.5 2.5
Bicarbonato de sodio / ácido acético ([1M])	DDB/Acero	3.5	4.8

Efecto de la temperatura

Bajo las condiciones óptimas de operación para el sistema bicarbonato de sodio, es significativo destacar la importancia que posee el efecto de

la temperatura en relación con el efecto de solubilidad permanente de la materia prima en el medio, así como en la formación de los radicales hidroxilo que favorecen las posibles reacciones indirectas en la formación de los oxidantes esperados, ya que ambos procesos se ven favorecidos con un incremento de temperatura durante el proceso de operación a partir de un set-point de trabajo de 5°C hasta un intervalo de temperatura que alcanza los 20°C. Después de alcanzar este rango se observó que a mayores temperaturas decrece la eficiencia del sistema que puede ser atribuido a la degradación de los oxidantes generados.

Por otro lado, en el sistema bicarbonato de sodio/ácido acético se produce un aumento considerable de la temperatura de operación (35-50°C) en un tiempo de 2 hasta 5 min, que probablemente favorezca la solubilidad durante el proceso de reacción, mientras que la eficiencia del sistema se ve disminuida debido a la acelerada descomposición de los radicales que pueden favorecer la síntesis indirecta de los oxidantes. Es importante resaltar que, en relación con las temperaturas de operación empleadas, se puede garantizar que el producto obtenido después de la metodología podría descartar la presencia de peróxido de hidrógeno y ozono, ya que bajo los rangos de temperatura de operación empleados su degradación es casi inmediata y podría atribuirse la presencia de peroxocarbonatos en el medio (Panizza y Cerisola, 2005: 191-199; Schmalz et al., 2009: 5260-5266).

Determinación de la constante de velocidad en la síntesis de peroxocarbonatos

Las soluciones de carbonatos utilizados como materia prima: carbonato de sodio y bicarbonato, mediante la metodología propuesta para llevar a cabo la síntesis de peroxocarbonatos, contribuyen a la formación de un grupo peróxido que podría estar asociado con la síntesis del oxidante esperado. Es importante destacar que el efecto de la actividad química es una respuesta favorable durante la producción de los oxidantes de estudio en el sistema, pues se garantiza una respuesta de alta actividad química que favorece una mayor velocidad de reacción durante el proceso de electrosíntesis. Los datos experimentales generados del proceso de electrosíntesis de peroxocarbonatos, tanto para el sistema carbonato y bicarbonato de sodio, se ajustan a una cinética de reacción de primer orden, en donde el sistema bicarbonato de sodio es el que tiene la ten-

dencia a una producción de oxidantes con mayor eficiencia; la constante de velocidad de la producción de oxidantes corresponde a 0.1652 min^{-1} vs. 0.0321 min^{-1} para carbonato de sodio.

Tabla VI.2. Constantes cinéticas de reacción en la electrogeneración de peroxocarbonatos empleando sistema DDD-Acero, materias primas: carbonato y bicarbonato de sodio 0.5 M

Sistema	Primer orden		Segundo Orden	
	K_1 min^{-1}	R^2	K_2 L /mg. min	R^2
Acero- DDB, 0.5 M Bicarbonato de sodio	0.1652	0.9948	0.0156	0.8483
Acero-DDB, 0.5 M Carbonato sodio	0.0321	0.9954	0.0072	0.8712

Conclusiones

La metodología propuesta mediante el empleo de electrodos de diamante dopado puede ser utilizado con éxito para promover la síntesis de oxidantes a partir de soluciones de carbonato. De acuerdo con los resultados obtenidos, las mejores condiciones de operación para llevar a cabo el proceso de electrosíntesis fueron a partir del sistema bicarbonato de sodio 0.5 M, bajas densidades de corriente eléctrica 650 A/m^2 , pH alcalino y el efecto del factor de actividad química de las especies de carbonatos libres en solución, favoreciendo la viabilidad del empleo de DDB como material anódico durante la síntesis. Los resultados obtenidos sugieren una eficiencia del 80% durante el proceso en el sistema bicarbonato de sodio, con un 30% de ventaja con respecto al sistema carbonato de sodio. Sin embargo, es necesario reforzar la eficacia del proceso mediante la evaluación de las posibles limitaciones en cuanto a la transferencia de masa y en la estabilidad del oxidante electrogenerado. Así mismo, las condiciones óptimas de trabajo fueron aplicadas para el sistema bicarbonato/ácido acético, obteniendo en menor proporción la evolución de peroxocarbonato. Sin embargo, se descarta la posibilidad de formación de otras especies oxidantes como el peróxido de hidrógeno y ozono, debido al disparo de temperatura que se presenta durante la reacción. Por otro lado, la estabilidad de los oxidantes electrogenerados

a partir de las condiciones óptimas establecidas es viable para su aplicación durante el proceso de desinfección de agua.

Bibliografía

- Alsheyab, M., J. Q. Jiang y C. Stanford (2009). "On-line Production of Ferrate with an Electrochemical Method and its Potential Application for Wastewater Treatment - A review", en *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 1350-1356.
- Cañizares, P. et al. (2008). "Electrochemical Oxidation of Alcohols and Carboxylic Acids with Diamond Anodes: A Comparison with Other Advanced Oxidation Processes", en *Electrochimica Acta*, 53, pp. 2144-2153.
- Hou, Y. et al. (2009). "Electrochemical Incineration of Dimethyl Phthalate by Anodic Oxidation with Boron-doped Diamond Electrode", en *Journal of Environmental Sciences*, 21, pp. 1321-1328.
- Panizza, M. y G. Cerisola (2005). "Application of Diamond Electrodes to Electrochemical Processes", en *Electrochimica Acta*, 51, pp. 191-199.
- Raffellini, S. et al. (2011). "Kinetics of Escherichia Coli Inactivation Employing Hydrogen Peroxide at Varying Temperatures, pH and Concentrations", en *Food Control*, 22, pp. 920-932.
- Schmalz, V. et al. (2009). "Electrochemical Disinfection of Biologically Treated Wastewater from Small Treatment Systems by Using Boron-doped Diamond (BDD) Electrodes-contribution for Direct Reuse of Domestic Wastewater", en *Water Research*, 43, pp. 5260-5266.
- Suffredini, H. B. et al. (2004). "Enhanced Electrochemical Response of Boron-doped Diamond Electrodes Brought on by a Cathodic Surface Pre-treatment", en *Electrochimica Acta*, 49, pp. 4021-4026.
- Velazquez-Peña, S. et al. (2013). "Production of Oxidants Via Electrolysis of Carbonate Solutions with Conductive-diamond Anodes", en *Chemical Engineering Journal*, 230, pp. 272-278.

Capítulo VII

Fundamentos teórico metodológicos para un modelo hidrogeomático de indicadores sistémicos en un proceso de gestión integrada de recursos hídricos

Luis Ricardo Manzano Solís¹
Miguel Ángel Gómez Albores^{2*}
Carlos Díaz Delgado²
Carlos Alberto Mastachi Loza²
Marivel Hernández Téllez²
Denise Freitas Soares de Moraes³
Nancy Nájera Mota¹

* Autor de correspondencia.

¹ Alumnos del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: lrmanzanos@uaemex.mx y nancy_namo@hotmail.com

² Profesores-Investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: magomeza@uaemex.mx, cdiaz@uaemex.mx, camastachil@uaemex.mx y mhernandezt@uaemex.mx

³ Investigadora del Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua. Correo electrónico: denise_soares@tlaloc.imta.mx

Introducción

El presente capítulo expone los avances parciales de un proyecto de investigación del Centro Interamericano de Recursos del Agua (Universidad Autónoma del Estado de México), que propone emplear, de forma práctica y con una perspectiva sistémica, un conjunto de indicadores en un entorno hidrogeomático dentro de un proceso de gestión integrada de recursos hídricos (GIRH). La investigación se encuentra en la etapa de elaboración de los sustentos teóricos y metodológicos. Este texto tiene como objetivo exponer los principales hallazgos al momento de su edición.

Por lo tanto, se presentan los resultados de una investigación bibliográfica para alimentar un proceso deductivo, en el que a partir de un marco de referencia general, con experiencias previas en diversas partes del mundo, se llega a conclusiones específicas sobre la forma en que los modelos hidrogeomáticos de indicadores sistémicos apoyan procesos de gestión sostenible del agua, bajo el paradigma de GIRH. Para lograr un análisis global y conclusiones generales, primero se analizaron las lecturas, posteriormente se relacionaron mediante puntos de convergencia y divergencia, su forma de inserción en el contexto científico, delineado con el resto de lecturas, y su grado de aplicación práctica tanto en el ámbito de acción como de experiencia de los autores del presente texto.

Antecedentes

Paradigmas de la gestión del agua

Hoy en día existen diversos paradigmas de gestión del agua, algunos sostenibles y otros carentes de esta visión. Aquellos que no tienen como base la búsqueda del desarrollo sostenible, se enfocan en la gestión de la oferta; los que buscan ser sostenibles proponen la gestión de la demanda, aún son pocos los casos de éxito en este sentido.

La situación actual que guardan los recursos hídricos en muchas cuencas de México y el mundo, es resultado de los patrones no sostenibles de gestión del agua, es decir, no se dio de la noche a la mañana. Hasta hace algunas décadas, la forma de administrar este recurso en la mayor parte de los países, incluido México, derivaba en una relación estática, donde las personas sólo fungían como usuarios y en el que las agencias gubernamentales se encargan de obtener, manejar y suministrar el agua.

Ejemplos de la idea anterior son expuestos por Pineda (2008: 137) y Pérez, Torres y Romo (2009: 157). El primero de los trabajos ha identificado que en algunas zonas del país la administración de los servicios hídricos se hace con base en la gestión de quejas y conflictos por fallas en la red, y no por la gestión necesaria para cumplir con un plan estratégico de manejo sostenible del recurso (Pineda, 2008: 137).

Por otro lado, se tiene lo expuesto por Pérez, Torres y Romo (2009: 157), quienes describen la situación de la zona conurbada de Guadalajara a partir de un bosquejo histórico (desde su fundación en 1542), en el que, de acuerdo con el crecimiento demográfico y aumento de la demanda de agua, se buscan nuevas fuentes de abastecimiento, mismas que en algún momento dejan de ser suficientes, lo que origina nuevas búsquedas y mayores costos de infraestructura. A este modelo de gestión del agua, los autores citados lo denominan como expansivo e intensivo, porque sólo trata de responder al crecimiento poblacional y se preocupa por tener una mayor oferta, pero no por atender la demanda. De acuerdo con estos autores, en la actualidad este esquema de gestión está trayendo nuevos problemas a dicha zona conurbada, incluidos los de índole social, porque llega un momento en que la expansión se encuentra con la expansión de otras zonas o con territorios donde la población protege sus recursos. Es decir, surgen conflictos por la supuesta propiedad, derecho

y acceso al agua, un ejemplo de este tipo de conflicto se observa entre usuarios de Jalisco y Guanajuato.

Desafortunadamente los esquemas de gestión no sostenible del agua predominan en México.

Es un hecho que el paradigma actual de uso y gestión del agua, donde el usuario cumple de manera exclusiva dicho papel, va a cambiar a mediano o largo plazo por algún otro. Entre los posibles paradigmas de gestión del agua se encuentran aquellos con base en la privatización, donde los que tengan el control sobre el agua también tendrán el poder. El nivel de acceso a dicho recurso va a depender de las posibilidades económicas de quien lo requiera. Otro paradigma tiene que ver con luchas estratégicas por el acceso y propiedad del agua: los ganadores tendrán el poder del líquido y los perdedores confiarán su supervivencia a quien domine su administración. Estos paradigmas que carecen del carácter de sostenibilidad no son deseables, pero son posibles si continúa la falta de interés por asegurar este recurso a futuro, así como la ausencia de esquemas que permitan la participación real de los usuarios en la gestión.

Un paradigma más es la gestión integrada de recursos hídricos (GIRH), éste fomenta el desarrollo sostenible para el bienestar duradero de la población, a partir del involucramiento y corresponsabilidad de distintos actores en la gestión del agua, incluyendo a los usuarios. Dicho paradigma cuenta con sólidos sustentos teóricos que se han desarrollado desde el siglo pasado, sin embargo, su aplicación práctica se ha visto limitada por diversas circunstancias, entre ellas las políticas, sociológicas, culturales, económicas y tecnológicas, por lo que aún hoy es considerada, por algunos gestores, una propuesta de reciente creación.

Geomática e indicadores sistémicos empleados en temas hídricos

No son muchas las experiencias de trabajos que integran el modelo hidrogeomático con indicadores sistémicos para la GIRH. La literatura expone que hasta hace poco se manejaban ambos aspectos por separado y sólo hasta finales del siglo pasado, y principios del presente, se dieron las primeras experiencias de trabajo que combinan ambos elementos.

En primer lugar se tienen las experiencias con la hidrogeomática para la GIRH, la cual brinda un esquema de organización para el trabajo con datos territoriales que generen información y conocimientos para sustentar la

toma de decisiones, además integra herramientas necesarias para lograr modelar el sistema hídrico, tanto desde el punto de vista natural como de gestión (Abu-Zeid y Elbadawy, 2007: 209; Assimacopoulos, 2012: 1; McKinney *et al.*, 1999: VIII; Niederer, Kriz y Pucher, 2005: s/p; Wilson, Mitsova y Wright, 2000: 61), lo que asegura resultados oportunos, con precisión aceptable y bajo una visión sistémica.

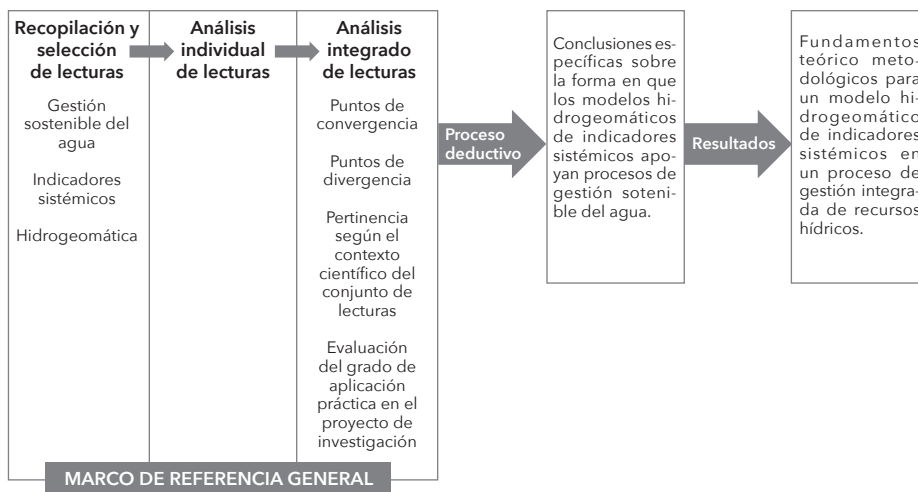
Por otro lado, la experiencia de autores dedicados al estudio de la gestión sostenible del agua indica que, un esquema que permite analizar el sistema hídrico para la toma de decisiones y la generación de estrategias sostenibles de gestión del agua es el de fuerza impulsora-presión-estado-impacto-respuesta (FiPEIR) o alguna de sus variedades (PER, PEIR) (Antao *et al.*, 2005: 156; Antao *et al.*, 2006: 1; Díaz-Delgado *et al.*, 2009: 33; Íñiguez, 2010: 42; Rojas *et al.*, 2007: 19), ya que modela causas y efectos del uso y gestión del agua desde una perspectiva sistémica.

Material y método

Para conjuntar los sustentos teóricos y metodológicos identificados como necesarios para emplear de forma práctica, y con una perspectiva sistémica, un conjunto de indicadores en un entorno hidrogeomático dentro de un proceso de GIRH, se recurrió a una investigación bibliográfica sobre experiencias previas en el tema de la gestión sostenible del agua, el trabajo con indicadores sistémicos y el uso de la hidrogeomática.

Posteriormente y mediante un ejercicio deductivo, se llegó a conclusiones específicas que constituyen los avances parciales de la investigación (figura VII.1), las cuales que se presentan en el siguiente apartado.

Figura VII.1. Procedimiento seguido para llegar a los resultados



Sustentos teóricos y conceptuales

Teoría general de sistemas

La teoría general de sistemas es el sustento teórico general de la propuesta, de ella se desprende la visión sistémica del territorio y en especial de los recursos hídricos. Esta teoría propicia la formulación y derivación de aquellos principios que son válidos para los sistemas en general, y su representación mediante modelos (Bertalanffy, 2006: 59) sustenta la visión sistémica del territorio, para que éste sea apreciado como un conjunto de elementos interrelacionados que funcionan como un todo y, por consecuencia, donde las afectaciones a alguno de sus elementos se traducen en impactos directos e indirectos al resto de elementos del sistema y al sistema como un todo.

Entonces, la visión sistémica se refiere a percibir el territorio como un conjunto de elementos sociales y naturales relacionados entre sí con la finalidad de realizar un proceso común, es decir, como un sistema. De modo que, al estar interrelacionados los elementos, se puede hablar de relaciones causa-efecto negativas y positivas, así como de realimentación, por ello, cualquier afectación a alguno de los componentes del

sistema afectará de forma directa e indirecta al resto de componentes y al sistema como un todo.

Desarrollo sostenible

Es importante destacar que, aunque se tenga una visión sistémica, se necesita emplear con un propósito, en el caso de la gestión del territorio, desde la década de los noventa se emplea con el propósito de lograr un desarrollo integrado de las vertientes social, ambiental y económica de los territorios, mismo que se conoce como: desarrollo sostenible.

La idea del desarrollo sostenible es la visión sistémica puesta en práctica con un propósito o fin, su concepto expone claramente el principio de relaciones que existe en un sistema territorial, al propiciar un desarrollo coordinado de las vertientes económica, social y ambiental de los territorios, ya que supone que estos elementos están vinculados, y la falta de atención de alguno de ellos tarde o temprano se traduce en obstáculo para el resto de los componentes del desarrollo.

Gestión integrada de recursos hídricos

En este documento se aprecia a la gestión integrada de recursos hídricos o GIRH como un medio para fomentar el desarrollo sostenible de un territorio a partir de una adecuada gestión del agua. La GIRH considera al agua como un elemento articulador entre distintos componentes del sistema territorial. En consecuencia, las afectaciones a este recurso o a los componentes asociados a él, le repercutirán, a la vez que creará secuelas sobre sus elementos asociados. Por lo tanto, la GIRH brinda estructura y organización al ser un proceso de planeación estratégica participativa con visión sistémica del territorio. En otras palabras, busca identificar los componentes del sistema de gestión y a los actores clave para llevar adecuadamente dicha tarea.

Este esquema de gestión sostenible del agua es promovido por la Asociación Mundial del Agua (Global Water Partnership, GWP), uno de los principales grupos internacionales que ha adoptado esta visión, y que la definen como: *una aproximación que ayuda a gestionar y desarrollar los recursos hídricos de una manera sostenible y balanceada, tomando en cuenta los intereses sociales, económicos y ambientales* (GWP e INBO,

2009: 10). El aspecto básico de la GIRH, que da realce a su enfoque sistémico, es que ve los múltiples usos del recurso hídrico como interdependientes, es decir, para que la gestión sea integral todos los usos deben de ser considerados en conjunto (Cap-Net, GWP y UNDP, 2005a: 9).

Sustentos metodológicos

Planeación estratégica participativa

La planeación estratégica es un proceso que permite organizar y estructurar las acciones requeridas entre la condición futura deseada para una organización y la forma de llegar a ella, considerando los aspectos y dinámica interna de la organización, así como del ambiente en el que se desenvuelve e interactúa, de manera que se aprecian ventajas a fomentar y desventajas a mitigar, tanto internas como externas. Cuando este tipo de planeación se abre a todo aquel actor de la organización interesado en participar, y no se limita sólo a la esfera directiva de la organización, entonces se habla de una planeación estratégica participativa.

Como lo han confirmado distintos investigadores en gestión sostenible del agua (Antao *et al.*, 2005: 156; Antao *et al.*, 2006: 1; Cap-Net, GWP y UNDP, 2005a: 18; Cap-Net, GWP y UNDP, 2005b: 20; Cap-Net, 2006: s/p; Díaz-Delgado *et al.*, 2009: 9; García *et al.*, 2010: 1; GWP e INBO, 2009: 18; TEC-GWP y Ministerio de Asuntos Exteriores de Noruega, 2006: 26), el marco de trabajo que permite la adecuada implementación del proceso de GIRH es la Planeación estratégica participativa, mismo que representa el sustento metodológico general.

Lo anterior implica que el proceso de GIRH es, en sí mismo, un proceso de planeación estratégica participativa, y se compone de siete etapas: 1) inicio del proceso de planeación, 2) determinación de la visión, misión, valores y aspectos estratégicos del proceso de planeación, 3) análisis de la situación, 4) selección de las estrategias, 5) elaboración del plan de GIRH, 6) implementación del plan de GIRH y 7) evaluación y seguimiento de la implementación del plan de GIRH. Para tener mayor detalle de las actividades que implica cada una de estas etapas se recomienda consultar la obra de Cap-Net, GWP y UNDP (2005a: 19).

Evaluación del estado del ambiente con indicadores

Los indicadores han sido empleados en distintas etapas de la valoración del ambiente, por lo tanto ha evolucionado el marco en que se desarrollan con la finalidad de brindar un panorama sistémico. El sistema de indicadores propuesto para la GIRH es el denominado “Fuerzas impulsoras-Presión-Estado-Impacto-Respuesta” o FiPEIR.

La lógica general del esquema es que ciertas fuerzas impulsoras conducen a que se ejerza una mayor presión sobre los recursos naturales, lo que a su vez modifica su estado natural en calidad y cantidad, traduciéndose en impactos tanto positivos como negativos hacia la sociedad (escasez, exceso), tras lo cual la sociedad responde con acciones, políticas y estrategias con la intención de mitigar los impactos negativos y aprovechar los positivos.

Proceso hidrogeomático

El método propuesto para llevar a cabo el proceso hidrogeomático es el denominado ciclo de vida clásico o de cascada para el desarrollo de sistemas de información, empleado por ESRI (2007: 1), Franco (2008: 1), Manzano (2007: 1), Manzano Franco y Sosa (2010: 289), Manzano y Franco (2009: 649), Miranda y Solares (2009: 1), Quentin *et al.* (2007: 1) y Tomlinson (2008: 1), compuesto por cinco pasos:

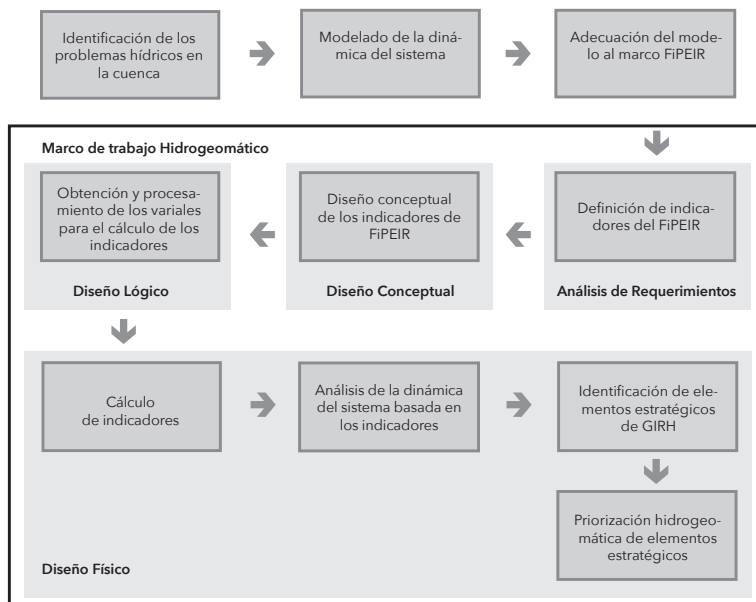
- 1) *Análisis de requerimientos.* Este paso corresponde al análisis de la problemática que se requiere resolver.
- 2) *Diseño conceptual.* Se refiere a la construcción de modelos teóricos o conceptuales de los componentes del proceso que se trabajará.
- 3) *Diseño lógico.* Este paso trata de definir la lógica del flujo que deberá seguir el modelo en su funcionamiento hidrogeomático.
- 4) *Implementación.* Se refiere a materializar los resultados a partir de los datos de entrada, empleando para ello los diseños establecidos en los pasos previos.
- 5) *Pruebas y realimentación.* Tiene que ver con correr pruebas bajo distintas condiciones de uso, con la finalidad de detectar anomalías de diseño.

Integración del modelo hidrogeomático e indicadores sistémicos dentro de un proceso de GIRH

La planeación estratégica participativa parte de la premisa de tomar decisiones acertadas, con la mayor cantidad posible de información, conocimiento y experiencia respecto al elemento sobre el cual se tomará la decisión. En un proceso de GIRH, la etapa en la que se sustenta la toma de decisiones es la de “Análisis de la situación”, en ella se recolectan datos del territorio para procesarlos y convertirlos en información útil que, empleada junto a la experiencia, asegura éxito en el proceso de gestión sostenible del agua.

Por otra parte, con base en el análisis de los antecedentes y los sustentos teóricos-metodológicos presentados, se ha identificado que los indicadores sistémicos serán empleados durante la etapa de “Análisis de la situación” (etapa 3), de un proceso de elaboración de un plan de GIRH, para ello se utilizará un modelo hidrogeomático que permita procesar dichos indicadores en un ambiente de sistemas de información geográfica (figura VII.2).

Figura VII.2. Esquematzación general de las actividades a realizar durante la etapa 3 de GIRH “Análisis de la situación”, donde se incluye el modelo hidrogeomático con indicadores sistémicos



De acuerdo con la figura VII.2, la secuencia inicia con la identificación de los problemas hídricos y su gestión, que surgirá de una discusión entre los usuarios del agua, los gestores y un grupo facilitador. A partir de las problemáticas identificadas se empleará el método de análisis de cadena causal para modelar la dinámica del sistema, identificando relaciones de causa y efecto. Posteriormente, el modelo que exprese la dinámica del sistema identificado se ajustará al marco de trabajo con indicadores sistémicos FiPEIR.

Una vez que se haya adaptado el modelo de la dinámica del sistema al esquema de indicadores FiPEIR, y siguiendo con la secuencia mostrada en la figura VII.2, se deben definir indicadores para cada una de las partes de dicho esquema, es decir, se establecerán indicadores de Fuerzas impulsoras, Presión, Estado, Impacto y Respuestas, que sean representativos del modelo que se esté trabajando para la cuenca bajo análisis. A partir de esta fase comienza el modelo hidrogeomático de indicadores sistémicos, mismo que se propone desarrollar mediante el método clásico o de cascada para la elaboración de sistemas de información hasta llegar al cálculo de indicadores para realizar un análisis de la dinámica del sistema, tras lo cual se puedan identificar elementos estratégicos para la GIRH.

Conclusiones

La revisión bibliográfica expone que los acercamientos metodológicos de manejo de indicadores sistémicos propuestos, así como el marco de trabajo hidrogeomático han sido ampliamente utilizados tanto a nivel nacional como internacional, es decir, cuentan con amplio sustento teórico para ser considerados como una alternativa al realizar la etapa de "Análisis de la situación" en la elaboración de un plan de GIRH. Aunque no existen antecedentes de que se hayan trabajado de manera integrada, esto constituye un área de oportunidad para hacer la planeación de GIRH con enfoque sistémico, participativo y en un entorno que plasma adecuadamente la información del sistema territorial, como lo es un SIG.

La gestión del agua puede realizarse en ausencia o presencia del paradigma del desarrollo sostenible: el primer caso deriva en un caos en la gestión y en problemas que afectan a la población, quien apremia soluciones inmediatas que difícilmente resolverán el problema por completo;

el segundo caso busca que la gestión del agua beneficie a la sociedad actual y preserve dicho beneficio para las sociedades futuras.

El desarrollo sostenible emplea la visión sistémica del territorio, aprecia que sus componentes estén interconectados, es decir, para que su gestión sea eficiente es fundamental tener en mente la gestión del sistema como un todo y de sus componentes como aspectos individuales, pero interconectados, capaces de influir en la totalidad del sistema. En este contexto, la gestión integrada de recursos hídricos es un esquema sostenible y con visión sistémica de gestión del agua que se basa en un proceso de planeación estratégica participativa, por lo que es importante fomentar su implementación.

De forma específica, un modelo hidrogeomático de indicadores sistémicos, empleado durante un proceso de GIRH, fortalecerá la visión sistémica de la gestión del agua entre los actores que participen, ya que permitirá, en un entorno organizado y estructurado, la identificación de los principales problemas hídricos de una cuenca, las causas que les dan origen y valorar si las soluciones que se han brindado son o no adecuadas y sostenibles. En pocas palabras, se busca identificar aspectos estratégicos para mejorar sustancialmente la gestión del agua, teniendo como único fin la sostenibilidad.

Bibliografía

- Abu-Zeid, K. y O. Elbadawy (2007). "A GIS-based Water Resources Information System: A Regional DSS for IWRM", en *Options Méditerranéennes: Série B. Studies and Research*, II (56).
- Antao da Silva, P. et al. (2005). "Sustainable River Basin Management: A Dynamic Model", en *River Basin Management*. Institution of Civil Engineers (ICE). Londres, pp. 151-161.
- Antao da Silva, P. et al. (2006). "A Dynamic Model for Sustainable River Basin Management", en *Summit on Environmental Modelling and Software*. Session 3, Integrated Models for Prediction, Forecasting, and Future Scenario Assessments of Human and Environmental Conditions. International Environmental Modelling and Software Society. Disponible en <http://www.iemss.org/iemss2006/> [27 de enero de 2012].

- Assimacopoulos, D. (2012). *An Integrated Decision Support System for the Evaluation of Water Management Strategies*. Disponible en http://www.idswater.com/Common/Paper/Paper_15/An%20Integrated%20Decision%20Support%20System%20for%20the%20evaluation%20of%20water%20management%20strategies.htm. [29 de enero de 2012].
- Bertalanffy, L. (2006). *Teoría general de los sistemas*. 2a ed. Fondo de Cultura Económica, México, pp. 57-82.
- Cap-Net, GWP (Global Water Partnership) y UNDP (2005a). *Planes de gestión integrada del recurso hídrico. Manual de capacitación y Guía Operacional*, 109 pp.
- (2005b). *Foro Latinoamericano Planificación de la gestión integrada de los recursos hídricos. Manual de capacitación*. Cap-Net. Sudáfrica, 77 pp.
- Cap-Net (2006). *Gestión integrada de recursos hídricos*. Disponible en http://www.archive.cap-net.org/iwrm_tutorial/mainmenu.htm. [abril de 2009].
- Díaz-Delgado, C. et al. (2009). *Guía de planeación estratégica participativa para la gestión integrada de los recursos hídricos de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago. Capítulo Estado de México*. Universidad Autónoma del Estado de México, México, 184 pp.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (2007). *ArcGIS 9. Getting Started With ArcGIS*. ESRI. USA. 261 pp.
- Franco Plata, R. (2008). "Concepción e implementación de un módulo hidrogeomático para la evaluación de disponibilidad de recursos hídricos". Tesis de Doctorado en Ingeniería. Centro Interamericano de Recursos del Agua / Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México, 169 pp.
- García, M. E. et al. (2010). *Aplicación de la gestión integrada de los recursos hídricos a la cuenca alta del río Lerma (CARL)*. Documento inédito. Centro Interamericano de Recursos del Agua / Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México, 51 pp.

- GWP (Global Water Partnership) e INBO (International Network of Basin Organizations) (2009). *A Handbook for Integrated Water Resources Management in Basins*. GWP-INBO, Elanders. Suecia, 103 pp.
- Íñiguez Sepúlveda, C. D. (2010). "Uso y valor del recursos hídrico urbano. Sistema de agua potable en Culiacán, México", en *Revista Urbano*, 13 (21), pp. 41-47.
- Manzano Solís, L. R. (2007). "Diseño de base de geodatos censales demográficos e implementación geomática de indicadores e índices hídricos". Tesis de Maestría en Ciencias del Agua. Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México, 201 pp.
- Manzano-Solís, L. R. y R. Franco-Plata (2009). "Modelo en SIG para inferir la distribución espacial continua de la población a partir de datos por localidad", en *Memorias del XI Seminario Internacional "La Dimensión Humana en las Ciudades y Metrópolis"*, México, pp. 649-663.
- Manzano-Solís, L. R., R. Franco-Plata y N. Sosa (2010). "Propuesta metodológica para la generación de imágenes de superficie continua con distribución de la población en un territorio mediante una aplicación de SIG", en *América Latina frente a la globalización. Una visión humanista y ambiental del espacio*, Toluca, México, pp. 289-304.
- McKinney, D. C. et al. (1999). "Modeling Water Resources Management at the Basin Level: Review and Future Directions", en *SWIM Paper 6*. International Water Management Institute. Sri Lanka, 59 pp.
- Miranda Vázquez, C. y H. Solares Hernández (2009). "Desarrollo de una interfaz hidrogeomática para el cálculo de parámetros fisiográficos de una cuenca". Tesis de Licenciatura en Geoinformática. Facultad de Geografía / Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México, 105 pp.
- Niederer, S., K. Kriz y A. Pucher (2005). "Open Source Spatial Decision Support System for Sustainable Water Management", en *International Cartographic Conference*. Tema 5: Digital Cartography and GIS for Sustainable Development of Territories, Session 3 "Land Management", Coruña, España, sin números de página.

- Pérez Peña, O., G. Torres González y M. Romo Reyes (2009). "Agua y más agua para la zona conurbada de Guadalajara: la gestión no sustentable del recurso hídrico", en Sergio Vargas *et al.* (eds.). *La gestión de los recursos hídricos: realidades y perspectivas*. Tomo 2. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua / Universidad de Guadalajara, México, pp. 154-174.
- Pineda Pablos, N. (2008). "Nacidos para perder dinero y derrochar agua. El inadecuado marco institucional de los organismos operadores de agua en México", en D. Soares, S. Vargas y M. R. Nuño (eds.). *La gestión de los recursos hídricos: realidades y perspectivas*. Tomo 1. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua / Universidad de Guadalajara, México, pp. 121-150.
- Quentin, E. *et al.* (2007). "Desarrollo geomático para la gestión integrada del agua", en Memorias de la XI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica (XI CONFIBSIG), Buenos Aires, Argentina, 21 pp.
- Rojas de Sarapura, I. *et al.* (2007). "Diagnóstico del saneamiento básico en el Distrito de Imperial, 2005-2006", en *Revista peruana de obstetricia y enfermería*, 3 (1), pp. 19-30.
- TEC-GWP y Ministerio de Asuntos Exteriores de Noruega (2006). *Estimulando el cambio: Un manual para el desarrollo de estrategias de gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y de optimización del agua*. GWP, 49 pp.
- Tomlinson, R. (2008). *Pensando en el SIG: Planificación del Sistema de Información Geográfica Dirigida a Gerentes*. ESRI Press, Estados Unidos, 274 pp.
- Wilson, J. P., H. Mitsova y D. J. Wright (2000). "Water Applications of Geographic Information Systems", en *URISA Journal*, 12 (2), pp. 61-79.

Capítulo VIII

Fundamentos y avances en la desinfección del agua residual

Sarai Velazquez Peña^{1*}
Ivonne Linares Hernández²
María del Carmen Jiménez Moleón²
Marina Islas Espinoza²
Mercedes Lucero Chávez²

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: sarai.velazquez@yahoo.com.mx

² Profesoras-Investigadoras del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: ilinaresh@uaemex.mx, mcjimenezm@uaemex.mx, mislase@uaemex.mx y mlucero@uaemex.mx

Introducción

En la actualidad se considera que los procesos de desinfección del agua implican un tratamiento especializado, dirigido a la destrucción de organismos perjudiciales o simplemente indeseables. La supervivencia de los organismos que puedan existir en el agua depende de factores ambientales, fisiológicos y morfológicos, entre los que destacan: pH, presencia/ausencia de oxígeno, suministro de nutrientes, competencia con otros organismos, resistencia a agentes tóxicos, entre otras. La capacidad de estos organismos al provocar enfermedades en el hombre depende de su actividad y concentración, así como de la forma de contacto (uso y/o consumo del recurso hídrico contaminado) y de la resistencia del organismo ante el agente patógeno. Por este motivo, surge la necesidad de desarrollar alternativas que promuevan la distribución y uso confiable del recurso hídrico.

El presente capítulo tiene como fin ser una herramienta útil para identificar las características microbiológicas de los microorganismos que son capaces de afectar la salud del hombre y los aspectos que influyen en la selección apropiada de un buen agente desinfectante, de tal forma que se garantice la calidad microbiológica del agua en un uso subsiguiente.

También se abordarán los métodos generales por los cuales se lleva a cabo el proceso de desinfección (métodos físicos y químicos), destacando dentro de los métodos químicos las características del empleo de la cloración, así como de la incorporación de métodos de desinfección

alternativos: ozono solo o combinado con peróxido de hidrógeno, permanganato de potasio, plata y cobre, solos o combinados, ferratos, entre otros. En cuanto a la aplicación de los métodos físicos de desinfección, se desarrollarán a lo largo del texto las características de los procesos más comúnmente empleados, entre los que destacan la radiación ultravioleta y la incorporación de un nuevo método físico como el ultrasonido, así como tratamientos físico-químicos que promueven la desinfección, por ejemplo, la elevación del pH.

Indicadores de contaminación microbiológica

El reconocimiento de la existencia de infecciones microbianas transmitidas por el agua ha obligado a controlar la calidad microbiológica y a afinar los métodos para detectar los organismos patógenos presentes. Los métodos que se aplican para su aislamiento y cuantificación son, en su mayoría, largos y complejos, por lo que se han buscado microorganismos cuya presencia no constituya un riesgo para la salud pública y permitan detectar una contaminación por materias fecales. Estos microorganismos, llamados indicadores o gérmenes testigos, señalan la presencia de organismos patógenos. Para poder llevar a cabo el control bacteriológico del agua, los indicadores bacterianos, que deben de ser monitoreados, comprenden a los coliformes totales y fecales, los estreptococos fecales y los clostridium sulfito-reductores. En general, los gérmenes indicadores se dividen en dos grupos principales: los indicadores de contaminación, que permiten apreciar el riesgo de una eventual contaminación por microorganismos patógenos, y los indicadores de la eficiencia del tratamiento de desinfección, que permiten evaluar la calidad de un tratamiento hacia los microorganismos patógenos contenidos en el agua. Los gérmenes testigos, para ser buenos indicadores de la presencia eventual de patógenos, deben de permitir un buen factor de seguridad para su aplicación (Regula *et al.*, 2014: 325-365; Gehra *et al.*, 2003: 4573-4586; Amiri, Mesquita y Andrew, 2010: 845-853).

Gérmenes indicadores de contaminación fecal

Los gérmenes testigo que permitan la identificación de contaminación fecal deben de cumplir con las siguientes características para su selección (Metcalf y Eddy, 1996:1033): a) deben estar presentes en materia fecal y

deben estar ausentes en agua no contaminada, b) no debe sobrevivir y multiplicarse en el medio natural, sin embargo, debe de ser mucho más resistente que los patógenos responsables de las enfermedades hídricas, c) deben tener una resistencia a la depuración natural del agua, de la misma manera que el patógeno del cual es trazador, d) deben estar presentes en número mucho más importante que el patógeno, a fin de poder extrapolar los resultados obtenidos sobre un litro de agua al volumen total de un contenedor y e) deben ser fáciles de aislar, identificar y contar en un tiempo lo más corto posible, actualmente, esos tiempos varían de 24 a 48 horas, promoviendo un control de riesgo a corto plazo (Metcalf y Eddy, 1996: 1217).

Dentro de los organismos que destacan como indicadores frecuentes de contaminación fecal encontramos: *Escherichia coli* (indicador de coliformes fecales (CF) y los estreptococos fecales (EF), lo cual permite establecer una relación de EF:CF para indicar el origen de la contaminación fecal. Una contaminación fecal de origen humano determina un valor igual o menor de 0.5, mientras que, para una contaminación fecal de origen animal debe de ser inferior o igual a 2.0 (Abdullah *et al.*, 2009: 806-811; Doederer *et al.*, 2014: 218-228).

Gérmenes indicadores de la eficacia del tratamiento

Dentro de los procesos de tratamiento para la eliminación de patógenos, el germen testigo deberá presentar por lo menos la misma sensibilidad a las características de los patógenos presentes al efluente a tratar, sin embargo, una mayor resistencia permitirá un mejor desempeño. La evaluación del proceso de desinfección se hace mediante el seguimiento de microorganismos de prueba o test. En el agua puede existir una variación muy importante entre el número de quistes, virus, esporas, pero también de bacterias. Las diversas bacterias coliformes (fecales o no) presentan sensibilidades próximas a la de los gérmenes patógenos (Metcalf y Eddy, 1996: 1217). Los estreptococos fecales son netamente más resistentes a la acción de los desinfectantes (particularmente a cloro) que ciertos patógenos como la *Salmonella*. Es extremadamente difícil contar con información relativa a la acción de cada desinfectante sobre cada especie o cada colonia de organismo patógeno. En la literatura, los principales datos que se encuentran son sobre bacterias u otros organismos modelo (Metcalf y Eddy, 1996: 1217). Los coliformes han servido como indicadores de estado de contaminación fecal, pero también se utilizan como modelos

de desinfección de los patógenos entéricos. Por ejemplo, a pH mayor a 8.5 todas las colonias de *E. coli* son más resistentes al cloro que las colonias de *Salmonella typhi*. En particular, *E. coli* es mucho más sensible a los bactericidas oxidantes que los virus, los quistes y las esporas (Labas, Martín y Cassano, 2005: 87-97). Debido a ello se introdujeron los estreptococos fecales como gérmenes testigos, quienes además de ser indicadores de contaminación fecal son también buenos testigos de la eficiencia del tratamiento de desinfección. También se han introducido las esporas *Clostridium* sulfito-reductores que son buenos indicadores de retención física de gérmenes (filtración) (Regula et al., 2014: 325-365; Lyon et al., 2012: 4653-4664).

Otros microorganismos propuestos como modelos son las levaduras: *Candida parapsilosis* o bacterias ácidas y los *Mycobacterium* y *Mycobacterium pheci*. Estos organismos son más resistentes al cloro que los virus y las bacterias entéricas. En cuanto a los protozoarios enquistados, el organismo modelo aún no ha sido definido (Hulsmans et al., 2010: 1004-1009). El principal interés de tener modelos es poder comparar la acción de diferentes agentes químicos durante la inactivación de los mismos. La desventaja que existe al emplear microorganismos modelo se centra en las condiciones fisicoquímicas en las que se desarrollan a nivel laboratorio y la carencia de la misma resistencia de aquellos que se encuentran en el ambiente.

Características de un buen desinfectante

Una vez determinados los modelos para indicar la eficiencia de la desinfección, es necesario seleccionar el tipo de desinfectante a aplicar. El ideal deberá tener las siguientes características: eficiencia biocida para amibas, bacterias y virus, ausencia de subproductos tóxicos del desinfectante (trihalometanos para la cloración, clorito para la desinfección con dióxido de cloro, aldehído o carbono orgánico bioasimilable para la ozonación, bromatos por ozonación de aguas que contienen bromuros, entre otros), ausencia de propiedades peligrosas para humanos y otras formas de vida, fácil de manejar y aplicar, así como bajos costos de operación e inversión (Watson, Farré y Knight, 2012: 276-298). La desinfección puede realizarse mediante dos tipos de procesos o sistemas: agentes químicos (desinfección química) y agentes no químicos (desinfección física). En la desinfección química se

emplean una gran variedad de agentes químicos, entre los que se encuentran: halógenos (cloro, bromo, yodo), oxidantes fuertes (ozono o sus combinaciones, dióxido de cloro, peróxido de hidrógeno sólo o con sus combinaciones con radiación UV, cloro, plata o cobre) y otros compuestos (aldehídos, metales pesados: plata, cobre, o sus combinaciones) (Agolini *et al.*, 2001: 213-281; Francy *et al.*, 2012: 4164-4178).

Los desinfectantes se pueden clasificar según su acción en dos tipos: a) procesos que eliminan los microorganismos y b) procesos que los retienen. Dentro de ésta última categoría se pueden agrupar los procesos de membrana y los procesos de filtración lenta. En los procesos que eliminan los microorganismos, los modos de acción durante la desinfección pueden ser de acuerdo con cinco tipos de mecanismos (Amiri, Mesquita y Andrews, 2010: 845-853; Metcalf y Eddy, 1996: 1033; Abdullah *et al.*, 2009: 806-811): a) destrucción de los sistemas celulares mediante un daño a la pared celular, b) alteración de la permeabilidad de la pared celular, lo que provoca una liberación de nutrientes, c) alteración de la naturaleza coloidal de la célula mediante coagulación por calor o desnaturalización por ácidos o bases, d) inhibición de la actividad enzimática produciendo una desactivación del proceso metabólico y e) alteración del material proteínico provocando una desactivación de la capacidad infecciosa (interferencia sobre la biosíntesis o la reproducción).

Para los mecanismos de desinfección mencionados anteriormente, las etapas más importantes son dos: contacto del desinfectante con la pared celular del organismo a destruir y difusión a través de la pared celular.

Factores que influyen en el proceso de desinfección

Concentración y tipo de agente químico

Cuando se emplean oxidantes como agentes químicos, se deben tomar en cuenta dos parámetros importantes (Doederer *et al.*, 2014: 218-228):

- a) Potencial de óxido-reducción del oxidante. Mientras más elevado sea éste, mayor será la capacidad de dañar la pared celular y, por lo tanto, la podrá romper más fácilmente. La tabla VIII.1 presenta los potenciales estándar de los principales desinfectantes empleados en el tratamiento de agua (Metcalf y Eddy, 1996: 1217-1438; Jiang y Lloyd, 2002: 1397-1408).

Tabla VIII.1. Potenciales estándar de óxido reducción de algunos agentes químicos utilizados en el tratamiento de agua residual

Compuesto	Fórmula	Potencial de oxidación (volts)
Cloro	Cl ₂	1.36
Bromo	Br ₂	1.09
Yodo	I ₂	0.54
Ozono	O ₃	2.97
Dióxido de cloro	ClO ₂	0.95
Hipoclorito	ClO ⁻	1.482
Perclorato	ClO ₄ ⁻	1.389
Permanganato	MnO ₄ ⁻	1.679
Peróxido de hidrógeno	H ₂ O ₂	1.776
Ferrato (VI)	FeO ₄ ²⁻	2.20

Fuente: Jiang y Lloyd (2002: 1397-1408).

Con base en esos valores, los desinfectantes pueden clasificarse en orden decreciente de poder oxidante en: O₃>Cl⁻>Br>ClO₂>I. La difusión a través de la membrana del microorganismo depende del tamaño de la molécula y de la carga de la molécula. Debido a lo anterior, el efecto desinfectante de los agentes oxidantes dependen de la carga que presentan y de la carga de los microorganismos, por ello, las bacterias que presentan un pH cercano a la neutralidad están cargadas negativamente, lo que explica que una molécula neutra sea más reactiva en relación con el poder oxidante y por ende al poder de desinfección en comparación de un agente desinfectante en forma ionizada negativa, debido a que éste último será repulsado por la bacteria, como es el caso formas HOCl que son más reactivas que la forma ionizada OCl⁻. Por otra parte, la clasificación en relación con el efecto desinfectante para los halógenos será por consiguiente inversamente proporcional a su poder oxidante: I>Br>Cl.

- b) Resistencia de los microorganismos a los tratamientos de desinfección. Los patógenos se pueden clasificar en orden decreciente de acuerdo con su resistencia a los tratamientos de desinfección en cuatro grupos principales: esporas de bacterias, quistes de protozoarios, virus y bacterias libres (Diao *et al.*, 2004:1421-1426). La resistencia relativa a la desinfección de estos microorganismos se atribuye a diferencias que tienen en su cito-estructura. La deshidratación parcial de las esporas puede ser una causa de fuerte resistencia, esto ocurre también en el caso de los quistes. La gran resistencia de los virus se atribuye a la ausencia de enzimas y otros sistemas sensibles por lo que su inactivación se logra mediante la desnaturalización de proteínas de la cápsula (Diao *et al.*, 2004: 1421-1426; Gehra *et al.*, 2003: 4573-4586).

Efecto de temperatura, pH y turbiedad durante el efecto de desinfección

La temperatura del agua tendrá una influencia sobre la cinética de difusión del desinfectante, a través de la membrana de los microorganismos. En el caso de los oxidantes, toda molécula reductora (hierro (II), manganeso divalente, sulfuros, nitritos, materias orgánicas oxidables, amoníaco, nitrógeno orgánico), o que pueda combinarse con el oxidante, será apta a disminuir o bloquear el efecto de desinfección del reactivo. El pH del agua influye en la repartición de las diferentes especies oxidantes y la cinética de degradación de la molécula. La turbiedad del agua también influye de manera significativa sobre la desinfección. Cada uno de estos parámetros influye en el proceso de desinfección en diferente grado según el tipo de agente de desinfección aplicado (Amiri, Mesquita y Andrews, 2010: 845-853).

Factor Ct (concentración-tiempo de contacto)

El factor Ct es uno de los parámetros más importantes para determinar o predecir la eficiencia desinfectante de cualquier agente empleado para tal fin. Está definido como el producto de la concentración (C) del desinfectante en mg/L y el tiempo de contacto (t), en minutos, requerido para inactivar cierto porcentaje de la población de microorganismos presentes en el agua, bajo condiciones específicas de pH y temperatura. En la tabla VIII.2 se resume el factor Ct para diversos microorganismos mediante

diversas técnicas de desinfección presentes en agua residual (Metcalf y Eddy, 1996: 1033).

Tabla VIII.2. Valores de Ct para la inactivación de diferentes microorganismos

Microorganismo	Ozono	Cloro libre	Dióxido de cloro
<i>E. coli</i>	0.02 mg/L min	0.03-0.05 mg/L min	0.4-0.75 mg/L min
Polivirus 1	0.1-0.2 mg/L min	1.1-2.5 mg/L min	0.2-6-7 mg/L min
Rotavirus	0.006-0.6 mg/L min	0.01-0.05 mg/L min	0.3-2.1 mg/L min
<i>Giardia lamblia</i>	0.005-0.6 mg/L min	47-150 mg/L min	26 mg/L min

Fuente: Metcalf y Eddy (1996: 1033).

Sistemas convencionales de desinfección química

Estos métodos son eficientes y rápidos, algunos de ellos generan efectos residuales que permiten la prevención de futuras proliferaciones de los microorganismos y los costos de aplicación son relativamente bajos. Existen varios tipos de agentes desinfectantes, los más utilizados son el cloro con sus derivados (Amiri, Mesquita y Andrews, 2010: 845-853; Francy *et al.*, 2012: 4164-4178) y ozono (Agolini *et al.*, 2001: 213-281; Gehra *et al.*, 2003: 4573-4586).

Cloración

La desinfección con cloro permite un óptimo rendimiento en términos de eliminación o inactivación de microorganismos patógenos. El cloro es un oxidante fuerte que además de desinfectar, provocando alteraciones físicas, químicas y bioquímicas en la pared celular, permite la remoción de color, hierro y manganeso, además, en ciertos casos reduce el sabor y olor presente en los efluentes. Dentro de un tren de tratamiento de agua la etapa de pre-cloración elimina las algas y otros compuestos formados en la etapa de sedimentación, permite el control de microorganismos que crecen en los filtros de arena. La pre-cloración también oxida la materia orgánica que interfiere o inhibe la coagulación-floculación, permitiendo mejorar este último proceso. Los derivados de cloro que se emplean para llevar a cabo la desinfección se diversifican en cloro gaseoso, los

hipocloritos de sodio y calcio y el dióxido de cloro; sin embargo, el cloro y sus derivados no permiten la eliminación de los virus y microorganismos, cuya presencia en medios acuosos son causa de muerte para el humano (Abdullah *et al.*, 2009: 806-811; Doederer *et al.*, 2014: 218-228). Además, se ha comprobado que los productos derivados de la cloración presentan un potencial carcinógeno para el ser humano, como es el caso de los trihalometanos (THM). Debido a lo anterior, se ha originado un gran interés por mejorar el proceso, evaluando el riesgo de éste para el ser humano, además de aplicar métodos de desinfección alternativos.

Este método de cloración puede llevarse a cabo usando tres diferentes fuentes de cloro (Lyon *et al.*, 2012: 4653-4664; Abdullah *et al.*, 2009: 806-811):

- Cloro gas (Cl_2), es un gas irritante, tóxico, más denso que el aire y de color verde amarillento. Al estar en contacto con el agua, se hidroliza rápidamente formando ácido hipocloroso y ácido clorhídrico; su aplicación aumenta la eficacia de la desinfección (ecuaciones (1) y (2)).



- Hipoclorito de sodio, en solución es un buen desinfectante. A nivel industrial se obtiene por reacción del cloro gas (ecuación (3)) con una solución de hidróxido de sodio, que al ser incorporado en el agua a tratar genera especies hidroxilo que promueven el rendimiento de desinfección.



- Hipoclorito granular, para su aplicación debe ser disuelto, contiene de un 20-70% de cloro activo, lo que lo hace un agente altamente germicida.

Las desventajas del uso del cloro y sus derivados es que al reaccionar con la materia orgánica da lugar a la formación de trihalometanos (THM), considerados compuestos tóxicos y carcinogénicos (Francy *et al.*, 2012:

4164-4178), otro inconveniente es la formación de clorofenoles lo que daría lugar a malos olores.

Para lograr la desinfección, se dosifica a niveles de concentraciones fijas establecidas de cloro activo, en cualquiera de sus diferentes formas (cloro gas, hipoclorito de sodio, hipoclorito granular), los cuales decrecen después de un periodo de contacto. Cabe mencionar que para producir el efecto desinfectante, el cloro dosificado sólo debe de ser consumido parcialmente. Es decir, luego del periodo de contacto debe de mantenerse un nivel adecuado de cloro residual. A esta variación, entre el nivel de cloro añadido luego de la dosificación y el nivel de cloro residual, se le denomina demanda de cloro. La demanda de cloro que ejerce una muestra de efluente a tratar se determina experimentalmente por el método de punto de quiebre. Dentro de los límites máximos permisibles en agua para uso y consumo humano, la NOM-127-SSA1-1994 establece un rango permisible de cloro residual libre de 0.2-1.5 mg/L, mismo que debe mantenerse en todo el sistema de distribución para obtener una adecuada desinfección. En la tabla VIII.3 se muestran dosis típicas de hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio y cloro gas en plantas de tratamiento de agua (Metcalf y Eddy, 1996: 1217). El modo de acción del cloro en los microorganismos se lleva a cabo por medio de dos tipos. Por un lado, afectación directa sobre la membrana y ocluye la permeabilidad, y por otro, altera las funciones celulares (daña enzimas y ácidos nucleicos). Por ello, la reacción de los microorganismos ante el cloro está determinada por la resistencia de sus membranas, así como por la relativa afinidad química de este compuesto con las sustancias vitales del organismo (Regula *et al.*, 2014: 325-365).

Tabla VIII.3. Dosis típica de cloro en plantas de tratamiento de agua residual

Compuesto de cloro	Rango de dosis (mg/L)
Hipoclorito de calcio	0.5-5
Hipoclorito de sodio	0.2-2
Cloro gas	1-1.6

Ozonación

El mecanismo de inactivación de la ozonación radica en el alto poder oxidante del ozono. La destrucción de agentes patógenos se produce directamente por la desintegración de la pared celular, debido a la generación de radicales libres. Esta condición convierte al ozono en un eficiente agente destructor de bacterias, quistes resistentes de bacterias, esporas, hongos y posiblemente sea igual de efectivo para la eliminación de virus (Algolini *et al.*, 2001: 213-281; Gehra *et al.*, 2003: 4573-4586; Diao *et al.*, 2004: 1421-1426). A diferencia del cloro, la capacidad desinfectante del ozono no depende del periodo de contacto en el agua, sino de la dosis suministrada. Esto se debe a que su alto poder oxidante produce inestabilidad del ozono, lo que quiere decir que quedará ozono remanente por corto tiempo. Dada su escasa permanencia, es importante determinar la demanda de ozono adecuadamente (Algolini *et al.*, 2001: 213-281). Al igual que el cloro, el ozono, inclusive por sí mismo, puede producir subproductos adversos para la salud humana, entre los que destaca la formación de aldehídos, cetonas y ácidos carboxílicos.

Sistemas convencionales de desinfección física y química

La desinfección física así como la desinfección química se efectúa mediante los principales procesos que se detallan a continuación.

Elevación del pH

Durante ciertas etapas de un tren de tratamiento, en particular la eliminación de calcio y magnesio por precipitación con carbonato de calcio o con hidróxido de magnesio, el pH del agua aumenta hasta 10.5 durante un prolongado tiempo. Varios estudios han demostrado que el aumento del pH puede producir efectos desinfectantes, bactericidas e incluso virucidas por la acción del elevado rango alcalino sobre la pared celular de los microorganismos. Para *Escherichia coli*, por ejemplo, a 20°C y un tiempo de contacto de 210 minutos, un pH de 10.5 permite eliminarla completamente (Metclaf y Eddy, 1996: 1033-1044; Francy *et al.*, 2012: 4164-4178). En la tabla VIII.4 se resumen los tiempos de contacto y condiciones de pH para la inactivación de microorganismos.

Tabla VIII.4. Tiempos de contacto necesarios a pH elevados para la inactivación de microorganismos presentes en el agua

pH	<i>Escherichia Coli</i> (minutos)	<i>Enterobacter aerogenes</i> (minutos)	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (minutos)	<i>Salmonella typhy</i> (minutos)	<i>Shigela disenteriae</i> (minutos)
9.01-9.5	>540	-----	-----	>540	-----
9.51-10.0	>600	>600	420	>540	>300
10.01-10.5	>600	>540	300	240	180
10.51-11.0	600	>600	240	120	75

Fuente: Metclaf y Eddy (1996: 1033-1044)

Inactivación por radiaciones ionizantes

Las radiaciones ionizantes se pueden obtener por los rayos ultravioleta, rayos X o rayos gama. Se obtiene también a partir de partículas: α , β , neutrones, positrones y mesones. El mecanismo de desinfección por radiación es la destrucción del ADN. Para poder llevar a cabo la desinfección a través de este método es necesario aplicar dosis de 20 a 60 Gy (Gray) para obtener buenas eficiencias del proceso (Gehra *et al.*, 2003: 4573-4586; Algolini *et al.*, 2001: 213-281; Labas, Martín y Cassano, 2005: 87-97). La tabla VIII.5 presenta los efectos de los rayos ionizantes en función de las dosis aplicadas.

Tabla VIII.5. Efecto de la radiación en el proceso de desinfección

Dosis aplicada (Gy)	Efecto
5-10	Eliminación de la reproducción
10.01-100	Desinfección
100.1-1000	Pasteurización
1000.01- 5000	Esterilización

El proceso más común de desinfección por radiación es la radiación ultravioleta (UV), la acción desinfectante de los rayos UV se debe a que se generan radicales hidroxilo y peroxylo que son altamente oxidantes. La teoría principal que explica la acción desinfectante de los rayos UV es una alteración fotoquímica del ADN de los microorganismos. Sin embargo,

una de las desventajas que posee esta técnica es la regeneración de los daños ocasionados sobre la pared celular de los microorganismos a inactivar, mediante mecanismos de fotorreactivación enzimática en presencia o ausencia de luz de las propias células, se estima alrededor del 30% de sobrevivencia de microorganismos después de la aplicación de la radiación UV, es por ello que, existen combinaciones entre la radiación por UV con peróxido de hidrógeno y sales de plata para poder incrementar la tasa de eficiencia del sistema (Penru *et al.*, 2012: 40-45).

Desinfección por ultrasonido

A través de la técnica de ultrasonido en medio acuoso puede llevarse a cabo la formación de peróxidos que promueven la desinfección. Sin embargo, desde el punto de vista energético, la técnica presenta desventajas económicas debido a su bajo costo de operación. Con base en lo anterior, se ha logrado el desarrollo en sinergia con otros tratamientos, como es el caso de la combinación ultrasonido/ozono lo que permite lograr que el efecto oxidante del ozono en combinación con los peróxidos formados reduzcan el tiempo de contacto y aumente el efecto de desinfección durante el proceso. Por otro lado, se encuentra la combinación ultrasonido/ UV lo que permite una separación de bacterias aglomeradas en el medio y un ataque directo sobre la estructura celular. Por último, la desinfección ultrasonido/peróxido de hidrógeno permite reducir las cinéticas de inactivación en comparación a las obtenidas individualmente (Hulsmans *et al.*, 2010; 1004-1009).

Desinfección por estrés mecánico

La influencia de las variaciones bruscas de presión, velocidad y temperatura, dentro de un tren de tratamiento de agua, provoca un estrés de los microorganismos presentes, esto favorece la eficacia de procesos físicos o químicos para llevar a cabo la desinfección (Metcalf y Eddy, 1996: 1217).

Desinfección electroquímica

El efecto desinfectante *in situ* de los métodos electroquímicos permiten una transferencia de electrones entre los microorganismos presentes en el medio de desinfección y la carga generada entre el cátodo de una celda electroquímica, ese contacto promueve la disminución de la actividad respiratoria de los microorganismos, mientras en el ánodo de la celda se

generan especies oxidantes por electrólisis (H_2O_2 y HClO) que coadyuvan al proceso de desinfección.

Los materiales de electrodo comúnmente empleados son grafito, películas de polímeros, titanio, platino, acero inoxidable, carbón poroso, plata, diamante dopado con boro. En la mayoría de los casos, el medio a desinfectar se enriquece con NaCl y NaBr para aumentar la eficiencia del proceso. La desinfección electroquímica permite eliminar aproximadamente una amplia diversidad de microorganismos entre los que destacan virus y bacterias.

Respecto a los métodos electroquímicos, hoy en día, para poder llevar con eficacia los procesos de desinfección, se han desarrollado metodologías que permiten la electrosíntesis *in situ* de agentes químicos con alto poder de oxidación, es decir, promueven la desinfección de efluentes con elevados rendimientos y compatibilidad ambiental y de salud pública, entre ellos destaca la electrogeneración de ferratos, persulfatos, percloratos, bromatos, peroxocarbonatos, entre otros (Velazquez-Peña *et al.*, 2013: 272-278; Racyte *et al.*, 2014: 70-76 ; Xu, Li y Dong, 2010: 204-210).

Conclusiones

Cada día se vuelve más relevante generar nuevas propuestas que permitan llevar a cabo el proceso de destrucción/inactivación de microorganismos dañinos, presentes en los recursos hídricos y, al mismo tiempo, promover una compatibilidad ambiental, minimizando los subproductos tóxicos después de su uso y así obtener una adecuada disposición de los efluentes según sea su uso.

Bibliografía

- Abdullah, M. P. *et al.* (2009). "The Study of Interrelationship Between Raw Water Quality Parameters, Chlorine Demand and the Formation of Disinfection by-products", en *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 34, pp. 806-811.
- Agolini G. *et al.* (2001). "The Use Ozone in Water and Air Disinfections", en *Ingienering Moderna*, 115, pp. 213-281.

- Amiri, F., M. M. F. Mesquita y S. A. Andrews (2010). "Disinfection Effectiveness of Organic Chloramines, Investigating the Effect of pH", en *Water Research*, 44, pp. 845-853.
- Diao, H. F. et al. (2004). "Electron Microscopic Investigation of the Bactericidal Action of Electrochemical Disinfection in Comparison with Chlorination, Ozonation and Fenton Reaction", en *Process Biochemistry*, 39, pp. 1421-1426.
- Doederer, K. et al. (2014). "Factors Affecting the Formation of Disinfection by-products During Chlorination and Chloramination of Secondary Effluent for the Production of High Quality Recycled Water", en *Water Research*, 48, pp. 218-228.
- Francy, D. S. et al. (2012). "Comparative Effectiveness of Membrane Bioreactors, Conventional Secondary Treatment, and Chlorine and UV Disinfection to Remove Microorganisms from Municipal Wastewaters", en *Water Research*, 46, pp. 4164-4178.
- Gehra, R. et al. (2003). "Disinfection Efficiency of Paracetic Acid, UV and Ozone After Enhanced Primary Treatment of Municipal Wastewater", en *Water Research*, 37, pp. 4573-4586.
- Hulsmans, A. et al. (2010). "Evaluation of Process Parameters of Ultrasonic Treatment of Bacterial Suspensions in a Pilot scale Water Disinfection System", en *Ultrasonics Sonochemistry*, 17, pp. 1004-1009.
- Jiang, J. Q. y B. Lloyd (2002). "Progress in the Development and Use of Ferrate(VI) Salt as an Oxidant and Coagulant for Water and Wastewater Treatment", en *Water Research*, 36, pp. 1397-1408.
- Labas, M. D., C. A. Martín y A. E. Cassano (2005). "Kinetics of Bacteria Disinfection with UV Radiation in an Absorbing and Nutritious Medium", en *Chemical Engineering Journal*, 114, pp. 87-97.
- Lyon, B. A. et al. (2012). "The Effect of Inorganic Precursors on Disinfection Byproduct Formation During UV-chlorine/chloramine Drinking Water Treatment", en *Water Research*, 46, pp. 4653-4664.
- Metcalf y Eddy (1996). *Tratamiento de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Ingeniería de aguas residuales*, 4a ed., McGraw Hill, México, pp.1033-1044 y 1217-1438.
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y

tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México: 18 de enero de 1996 y modificada el 22 de Noviembre del 2000. *Diario Oficial de la Federación*.

- Penru, Y. et al. (2012). "Application of UV and UV/H₂O₂ to Seawater: Disinfection and Natural Organic Matter Removal", en *Journal of Photochemistry and Photobiology a: Chemistry*, 233, pp. 40-45.
- Racyte, J. et al. (2014). "Alternating Electric Field Fluidized Bed Disinfection Performance with Different Types of Granular Activated Carbon", en *Separation and Purification Technology*, 132, pp. 70-76.
- Regula, C. et al. (2014). "Chemical Cleaning/disinfection and Ageing of Organic UF Membranes: A review", en *Water Research*, 56, pp. 325-365.
- Velazquez-Peña, S. et al. (2013). "Production of Oxidants Via Electrolysis of Carbonate Solutions with Conductive-diamond Anodes", en *Chemical Engineering Journal*, 230, pp. 272-278.
- Watson, K., M. J. Farré y N. Knight (2012). "Strategies for the Removal of Halides from Drinking Water Sources, and Their Applicability in Disinfection by-Product Minimisation: A Critical Review", en *Journal of Environmental Management*, 110, pp. 276-298.
- Xu, W., P. Li y B. Dong (2010). "Electrochemical Disinfection Using the Gas Diffusion Electrode System", en *Journal of Environmental Sciences*, 22, pp. 204-210.

Capítulo IX

Implementación de escenarios hidrogeológicos para definir el diseño óptimo de una red de monitoreo del nivel piezométrico

Juan Manuel Esquivel Martínez¹
María Vicenta Esteller Alberich^{2*}
Guillermo Pedro Morales Reyes²
José Luis Expósito Castillo²

* Autora de correspondencia.

¹ Alumno del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: johndm4@hotmail.com

² Profesores-Investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: mvestellera@uaemex.mx, gpmoralesr@uaemex.mx y jlexpositoc@uaemex.mx

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo otorgado a través del Proyecto 3318/2012 CHT de la UAEM.

Introducción

Los programas de monitoreo del agua subterránea pueden proporcionar los datos necesarios para la toma de decisiones dentro del proceso de gestión de los recursos hídricos subterráneos (Baalousha, 2010). También pueden contribuir en las tareas de protección del agua subterránea, ya que permite evaluar procesos de contaminación y problemas de sobreexplotación que tienen lugar en el acuífero.

Tuinhof, Foster y Kemper (2002), señalan que una red de monitoreo está constituida normalmente por un conjunto de pozos de observación acoplados con un determinado número de pozos de extracción. Un programa de monitoreo de agua subterránea incluye tanto la red de cantidad (nivel del agua subterránea y tasas de recarga) como la red de calidad (análisis de variables físico-químicas); estas redes deben estar optimizadas conforme a las necesidades actuales, futuras y a los recursos económicos de los que se disponga.

En su diseño, implementación y optimización deben considerarse criterios tales como: geología, características hidrodinámicas del acuífero, focos de contaminación, vulnerabilidad del acuífero, localización de los pozos, régimen de bombeo, accesibilidad a los puntos de monitoreo, condiciones de operación y mantenimiento, frecuencia temporal de la vigilancia, así como los costos económicos (Preziosi, Petrangeli y Goiliano, 2013; Mogheir, de Lima y Singh, 2008; Díaz, 2008, Molerio *et al.*, 2002). Debe destacarse además que, muchos de estos criterios son dinámicos (varían con el tiempo),

por lo que el funcionamiento de las redes de monitoreo debería optimizarse cada cierto período de tiempo (corto, mediano y largo plazo).

Incluir la información de tan diversos criterios en el diseño óptimo de redes de monitoreo resulta complejo, por lo que una herramienta como un sistema de información geográfica (SIG) puede ser útil y auxiliar con la implementación de la evaluación multicriterio (Uddameri y Andruss, 2013; Eastman, 2012; Cano, 2011; Weng, 2005).

La evaluación multicriterio (EMC) es un método que se emplea para evaluar varios criterios que se definen para cubrir un objetivo específico, y cuyo resultado permite tomar decisiones (Saaty, 1990). El objetivo de este método es combinar la información de varios criterios para formar un solo índice de evaluación. En estudios donde las aguas subterráneas tienen un papel principal, este método se ha utilizado, por ejemplo, para seleccionar los criterios que se deben emplear al delimitar zonas idóneas para instalar captaciones de aguas en acuíferos fisurados (Hanich *et al.*, 2008); para determinar cuál es la mejor alternativa para construir una carretera teniendo en cuenta la necesidad de proteger el agua subterránea (Eliasson, Rinaldi y Linde, 2003); para estimar la necesidad presente y futura de agua de consumo humano (Rao, 2005); para apoyar en la toma de decisiones con el fin de satisfacer las nuevas demandas de agua (Cabrera *et al.*, 2011), y para evaluar qué factores permiten elaborar un mapa de demanda potencial de agua (Panagopoulos *et al.*, 2012).

En la revisión de literatura científica sobre el tema, no se ha podido encontrar referencias sobre el uso de EMC para el diseño de redes de monitoreo. Si se pueden encontrar referencias, como la de Preziosi, Petrangeli y Goilano (2013) donde se emplea el SIG, así como otros métodos (GRID+PDA), para definir una red de monitoreo de calidad del agua subterránea.

Con base en la necesidad de tener un conocimiento cada vez más profundo de los recursos hídricos subterráneos, apoyado en la información obtenida a través de los programas de monitoreo y de contar con un método de fácil implementación para el diseño de redes, esta investigación tuvo como objetivo identificar los criterios que inciden en el diseño de una red de monitoreo y desarrollar, a través de un estudio de caso (acuífero del Valle de Toluca, México), un método para el diseño óptimo de una red de monitoreo del nivel piezométrico del agua subterránea.

Área de estudio

El acuífero del Valle de Toluca (AVT) se encuentra en la porción central de la república mexicana, dentro del curso alto del río Lerma, cubriendo un área total de 2 768 km² (figura IX.1). La planicie donde subyace este acuífero se define a partir de la cota de 2 600 msnm y tiene una extensión entorno a los 1 831 km². En ésta se desarrolla la mayor parte de la actividad humana, pero también se localizan las captaciones que explotan el acuífero (en torno a unas 1 000 captaciones). El río Lerma nace y sobresale en esta zona como uno de los más importantes, aunque su aprovechamiento es nulo debido a su alta carga contaminante, por lo que la única fuente de agua para cubrir las necesidades de la región es la subterránea. Sobre la importancia de este acuífero, basta señalar que de los 435 hm³ de agua que se extraen anualmente (CONAGUA, 2009), el 84.7% se utiliza para uso público-urbano con objeto de abastecer a los 2 187 955 habitantes del Valle de Toluca (INEGI, 2010), así como a un cierto porcentaje de los de la Ciudad de México, con un caudal en torno a los 6 m³/s (189 hm³/año).

El acuífero está localizado dentro del marco que impone el eje neovolcánico mexicano, donde las rocas aflorantes pueden asociarse a tres grandes grupos (UNAM, 1994). El primer grupo está representado por rocas de origen volcánico, localizadas en las partes montañosas, constituidas por basaltos y andesitas, principalmente (unidades geológicas Qhv, Qpv, Qpvc, Tmpv, Tmv, Tpv) (figura IX.1); el segundo grupo se compone de materiales piroclásticos que se encuentran bordeando las sierras, incluyen tobas, aglomerados, brechas, cenizas volcánicas y depósitos de pie de monte (unidades geológicas Qpvc y Tpvc); el tercero está constituido por materiales producto de la desintegración y erosión de los dos grupos anteriores, conformados principalmente por arenas, gravas, arcillas, limos y depósitos lacustres (unidades geológicas Qal, Qla, y Qpla), los cuales sobresalen en la planicie.

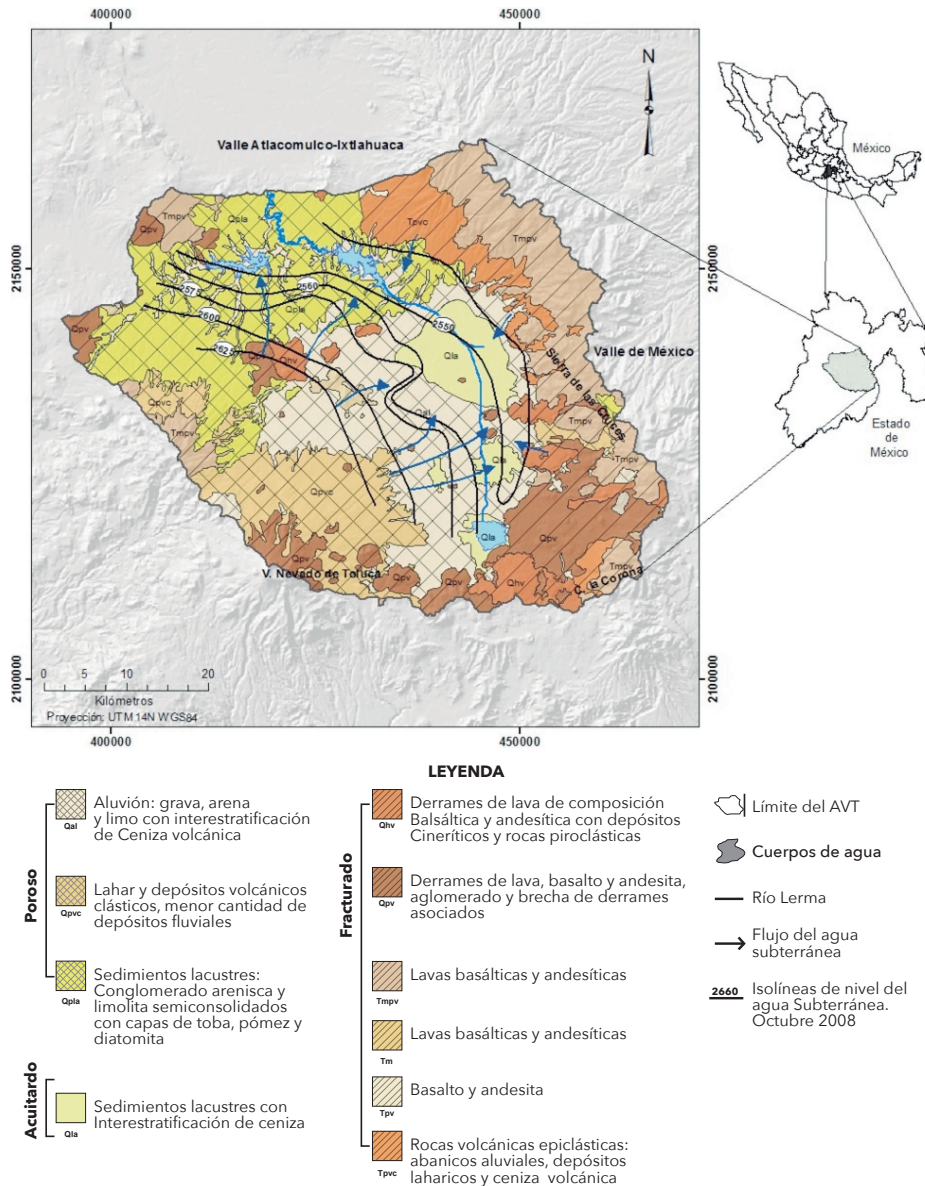
Este sistema está formado por varios niveles de acuíferos superpuestos que constituyen un acuífero multicapa, pero la existencia de cierta continuidad permite considerarlo un sistema de flujo único, aunque existen diferencias significativas de carga hidráulica (Ariel Consultores, 1996). Sin embargo, de manera general se distinguen dos tipos de unidades acuíferas, una relacionada con el medio poroso, representado por los depósitos de clásticos no consolidados de relleno, y otra unidad relacionada

con rocas volcánicas afectadas por tectonismo, es decir, manifiestan permeabilidad secundaria por fracturamiento (Ariel Consultores, 1996; CONAGUA / Desarrollo y Sistemas, 2005; CONAGUA / GTZ, 2008; CONAGUA, 2009).

El acuífero poroso se caracteriza por tener tres flujos subterráneos principales; el primero proviene de las infiltraciones del Nevado de Toluca, con circulación suroeste-noreste, el segundo proviene del Nevado de Toluca con dirección hacia el norte para salir a Ixtlahuaca y el último proviene de la Sierra de las Cruces con dirección oeste (figura IX.1).

El AVT permaneció inalterado hasta principios de la década de los años 40; sin embargo, esta situación cambió en los años 50 con la perforación de los pozos del Sistema Lerma para abastecer de agua potable a la Ciudad de México; posteriormente, con el crecimiento urbano, agrícola e industrial de este territorio, se produjo un incremento sustancial en la extracción de agua subterránea a lo largo de los años, provocando que este acuífero sea considerado como sobreexplotado (CONAGUA, 2009). Esta sobreexplotación ha provocado descensos del nivel piezométrico, subsidencia, agrietamientos del terreno, desecación de cuerpos de agua superficiales, pérdida del caudal en manantiales y cambios en la calidad del agua subterránea (Martín del Campo *et al.*, 2014; Esteller, Rodríguez y Cardona, 2011; Gárfias *et al.*, 2010; CONAGUA / GTZ, 2008; Esteller y Díaz, 2002).

Figura IX.1. Localización del acuífero del Valle de Toluca y principales rasgos hidrogeológicos



Red de monitoreo en el acuífero del Valle de Toluca

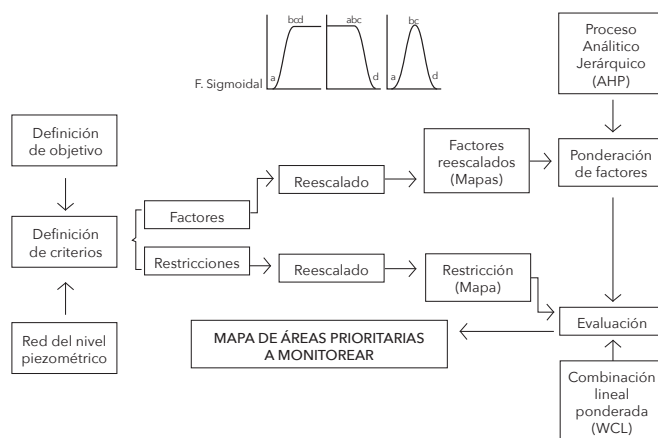
Actualmente, el AVT cuenta con dos redes de monitoreo para evaluar los impactos que está sufriendo: la red de nivel piezométrico y la red de calidad. La red de nivel piezométrico (red de cantidad) fue implementada entre los años de 1968 y 1970, sin ningún criterio de diseño específico, ya que sólo se consideró una distribución espacial, lo más homogénea posible, de los puntos de observación. La red está constituida por multipiezómetros y transductores. Un multipiezómetro es una perforación donde se han instalado un cierto número de piezómetros a diferentes profundidades (entre 10 y 150 m) y un transductor es un dispositivo que mide automáticamente los niveles del agua subterránea.

Materiales y métodos

El análisis multicriterio incluye diferentes métodos (Hajkowicz y Collins, 2007). Destaca el AHP, pues ha resultado ser una de las técnicas más relevantes (Marinoni, 2004), ya que su aplicación, en temas relacionados con la gestión de los recursos hídricos, permite clasificar los diversos criterios considerados y ponderarlos con respecto a su importancia.

La selección del método se basó en la información disponible y fue aplicado con la ayuda del software de SIG IDRISI Selva. La figura IX.2 muestra las etapas del análisis multicriterio que se ha aplicado en esta investigación.

Figura IX.2. Etapas del análisis multicriterio



Fuente: Esquivel (2011).

A continuación se describen los pasos del análisis multicriterio:

Identificación y selección de criterios (factores y restricciones)

El objetivo planteado se definió como "monitoreo" y consistió en conocer y localizar las áreas donde es prioridad monitorear el nivel piezométrico.

El primer paso fue seleccionar los criterios (factores y restricciones) que inciden en el diseño de la red de monitoreo, para lo cual se consideró la información disponible y se realizó una consulta a expertos. Se definieron seis factores y dos restricciones:

Abatimiento del nivel piezométrico. Para su estimación se tomó en cuenta la profundidad del nivel piezométrico registrado en dos años diferentes, uno inicial (1968) y uno final (2011). Se restó la profundidad del nivel del agua subterránea del año inicial (N_i) y del nivel del año final (N_f). El dato considerado fue el correspondiente al piezómetro más profundo (instalado entre 100 y 150 metros de profundidad), ya que este piezómetro responde a la dinámica del acuífero, pues la mayoría de pozos de explotación tiene más de 100 m de profundidad (Martín del Campo *et al.*, 2014).

Se realizó la interpolación de isolíneas de los niveles del agua subterránea, con valores de 10, 20, 30, 40 y 50 m de descenso para el periodo 1968-2011. La elección de los intervalos se basó en obtener una representación cartográfica adecuada de la variabilidad de las zonas de mayor y menor abatimiento.

Este factor representa variaciones en la dinámica del acuífero, fundamentalmente dadas por una explotación intensiva que origina conos de abatimiento con extensiones kilométricas.

Ascenso del nivel piezométrico. En determinados multipiezómetros se observó una recuperación de los niveles de agua subterránea, por lo que este factor también fue considerado. Este factor representa también variaciones en la dinámica del acuífero.

Velocidad del abatimiento del nivel piezométrico. La selección de este factor se fundamenta en el hecho de que las áreas con mayor velocidad de abatimiento tienen prioridad de ser monitoreadas, ya que en ellas se refleja con mayor intensidad los efectos de la sobreexplotación del acuífero.

Se cartografió un mapa con los valores de la velocidad de abatimiento. Estos valores se determinaron dividiendo el valor del abatimiento en un piezómetro entre el número de años del periodo de tiempo considerado (2006-2011). El dato considerado fue el correspondiente al piezómetro más profundo.

Se realizó la interpolación de los datos para obtener las isolíneas de velocidad y se cartografiaron las isolíneas correspondientes a 0.5, 1.0, 1.5 y 2.0 m/año.

Densidad de pozos de extracción. Este criterio se define como el número de pozos por unidad de superficie. La selección de este factor se fundamenta en la necesidad de monitorear las áreas que presentan alta densidad de pozos, ya que, en estas áreas se pueden presentar fenómenos de sinergia y mayor intensidad de explotación.

La base de datos de pozos de extracción, elaborada por el IMTA / CONAGUA (2003), se empleó para determinar la densidad de pozos, la cual se representa como el número de pozos por km². La densidad de pozos fue calculada mediante el método Kernel, en el software de SIG ArcGis. Se obtuvo una densidad con valores que oscilan de 0 a 7 pozos/km².

Gradiente hidráulico vertical. La zonificación de este factor permite identificar aquellas áreas con mayor o menor susceptibilidad al paso de un contaminante desde la superficie del terreno hasta la zona más productiva del acuífero (Cherry *et al.*, 2004). Además, es otro elemento fundamental para comprender cuales son las áreas con mayor explotación intensiva.

Se seleccionaron aquellos multipiezómetros que presentaron gradiente vertical descendente (flujo vertical desde la superficie hacia mayores profundidades), con base en las mediciones de nivel del agua subterránea realizadas en cada uno de los piezómetros instalados a diferente profundidad (Expósito, 2012).

El mapa elaborado permitió identificar las zonas del acuífero con un gradiente vertical descendente.

Agrietamientos. Existen diversas causas que originan el agrietamiento del terreno (Orozco y Figueroa, 1991); uno de los factores principales es la extracción intensiva del agua subterránea (Garduño *et al.*, 2001). En las últimas décadas este fenómeno se ha acelerado en el AVT, provocando grandes daños a la infraestructura urbana (calles, viviendas, red de agua

potable, red de alcantarillado, cableado, etc.), ya que este agrietamiento se ha podido identificar en el área que cubre la zona urbana de la ciudad de Toluca.

Las restricciones fueron el límite del acuífero, las montañas y los cuerpos de agua.

Reescalamiento de criterios (factores y restricciones)

Los factores considerados tenían diferentes escalas y unidades (tabla IX.1): velocidad del abatimiento del nivel piezométrico (m/año), abatimiento del nivel piezométrico (m) y densidad de pozos de extracción (n° pozos/km²), por lo que fueron reescalados a una escala común (escala byte 0 a 255) usando el módulo Fuzzy del SIG-IDRISI. Este reescalamiento tiene como objetivo facilitar que todos los mapas se correlacionen positivamente con la idoneidad, y se efectúa de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$Xi = \frac{(Ri - Rmin)}{(Rmax - Rmin)} \cdot SR \quad \text{ecuación (1)}$$

Donde

Xi = nuevo valor, estandarizado por pixel

Ri = valor del factor por pixel

Rmin = valor mínimo del factor por pixel

Rmax = valor máximo del factor por pixel

SR = umbral máximo del rango a estandarizar, en este caso 255

Tabla IX.1. Valores y clasificación de cada criterio (factores y restricciones) involucrados en el análisis multicriterio en el periodo actual

Velocidad de abatimiento		Abatimiento del nivel piezométrico		Densidad de pozos		Recuperación del nivel piezométrico		Gradiente vertical	
Valor (m/año)	Clasificación	Valor (m)	Clasificación	Valor (pozos/km ²)	Clasificación	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación
0	1	0	1	0	0	Áreas no cubiertas		Áreas no cubiertas	1
0.5	38	10	25	0.88	32	Áreas cubiertas		Áreas cubiertas	255
1.0	129	20	89	2.20	80	Grietas			
1.5	219	30	168	4.83	175	Valor	Clasificación		
2.0	255	40	232	6.15	223	Áreas no cubiertas	1		

		50	255	7.03	255	Áreas cubiertas	255		

Restricción	
Valor	Clasificación
Cuerpos de agua y montañas	0
Valle	1

Además, fue necesario definir la función de pertinencia para cada factor (función monotónicamente creciente), basada en la teoría de grupos difusos o lógica difusa (Eastman, 2012). El reescalar cada uno de los mapas de los factores requirió conocer los valores mínimo y máximo de la escala original.

Posteriormente, se realizó una segunda clasificación, en el caso de los factores (velocidad de abatimiento y abatimiento del nivel piezométrico), donde se tenía como valor "0" (escala byte) se cambió a 1 ya que no se puede descartar cierta presencia del factor en cuestión. No obstante en el factor densidad de pozos si mantuvo el valor de "0" (representa la no existencia de pozos).

En los factores como gradiente hidráulico vertical, ascenso del nivel piezométrico y agrietamientos, no se aplicó el módulo Fuzzy del SIG-IDRISI, sólo fueron clasificadas en una escala byte (1-255), en estos casos únicamente se consideraba si el factor estaba presente o no. El valor máximo (225) fue otorgado en aquellos sectores donde se detectaba la existencia del factor (si existe ascenso del nivel piezométrico, si hay identificadas grietas y si existe un gradiente vertical descendente), ya que son áreas que necesitan de puntos de monitoreo.

En las restricciones se aplicó el método booleano (0 y 1). Donde "0" son áreas en que no se permite el monitoreo y "1" áreas donde si se permite dicho monitoreo.

Proceso de ponderación

La ponderación de factores consiste en asignar el valor de importancia de un factor con respecto a otro, según la importancia o influencia que éste tiene para el logro del objetivo planteado (Eastman, 2012).

Esta asignación de pesos no debe ser arbitraria, por ello se aconseja solicitar el apoyo de un panel de expertos, por lo que se aplicaron encuestas a diferentes expertos cuyo perfil profesional corresponde a hidrogeólogos y especialistas en Sistemas de Información Geográfica. Cada uno de los expertos realizó una comparación entre los factores, lo cual permitió jerarquizar a los mismos.

Una vez definida la importancia de cada factor se aplica el módulo Decision Wizard del SIG-IDRISI, para efectuar la ponderación (obtención de pesos). Para realizar esta ponderación se seleccionó el método AHP, el cual se aplicó usando del módulo WEIGHT del SIG-IDRISI, con el se realiza una comparación por pares de manera automatizada. En el AHP se construyen matrices a partir de estas comparaciones y se emplean elementos del álgebra matricial para establecer prioridades entre los factores de un nivel, con respecto a un elemento del nivel inmediatamente superior (Osorio y Orejuela, 2008).

El proceso de comparación por pares se realizó utilizando una escala de nueve puntos, y los niveles correspondientes de importancia son: 1 = igual, 3 = moderado, 5 = alto, 7 = muy alto, 9 = extremo y 2, 4, 6 y 8 se utilizan cuando no se puede definir con claridad la preferencia entre los factores por lo que se consideran valores intermedios de preferencia (Saaty, 1977).

En una matriz, si el factor del renglón es más importante para el logro del objetivo de estudio que el factor de la columna, se coloca un número entero, en caso contrario una fracción. Concluida la comparación de los factores, se ejecuta el módulo Weighth del SIG-IDRISI, el cual realiza el cálculo de pesos de cada factor y los presenta en una tabla llamada vector propio (Saaty, 2006). El valor de los pesos, los coeficientes de ponderación y el orden de importancia de cada factor empleado se presenta en la tabla IX.2. El orden de importancia obtenido de los factores para los diferentes intervalos de tiempo (actual, corto, mediano y largo plazo) fue: 1) velocidad de abatimiento, 2) abatimiento del nivel piezométrico, 3) densidad de pozos de extracción, 4) gradiente vertical, 5) agrietamientos y 6) ascenso del nivel piezométrico.

Además, se calculó la tasa de consistencia "CR". Según Saaty (1990), cuando el CR es inferior a 0.1, los coeficientes de ponderación son aceptables. La consistencia es definida como:

$$C R = \frac{C I}{R I}$$

Donde

RI = índice de aleatoriedad (en esta investigación fue de 1.24)

CI = índice de consistencia

El índice de consistencia es calculado como:

$$C I = \frac{\lambda \max - n}{n - 1}$$

Donde

$\lambda \max = \sum \lambda_i \cdot \text{Total } i$

λ = vectores o ponderaciones por factor

Tabla IX.2. Valores del coeficiente de ponderación de cada factor y sus pesos en el periodo actual

	R_A	A_T	D	A_G	G	A_R	Pesos
R_A	1						0.4575
A_T	1/3	1					0.2632
D	1/5	1/3	1				0.1406
A_G	1/7	1/5	1/3	1			0.0740
G	1/7	1/7	1/5	1/3	1		0.0412
A_R	1/9	1/9	1/7	1/5	1/3	1	0.0235

A_G = Gradiente vertical

D = Densidad de pozos de extracción

A_T = Abatimiento del nivel piezométrico

A_R = Ascenso del nivel piezométrico

G = Grietas

R_A = Velocidad de abatimiento

La tasa de consistencia obtenida fue aceptable en el intervalo de tiempo actual con un valor de 0.08, así como en los intervalos proyectados.

Una vez obtenidos los pesos relativos de los factores, el siguiente paso fue agregar a todos los criterios (factores y restricciones) que han sido creados, se lleva a cabo un paso de evaluación (o agregado) para combinar la información de los factores y las restricciones. El módulo MCE ofrece tres lógicas para la evaluación/agregado de múltiples criterios: intersección booleana, combinación lineal ponderada (WLC) y el promedio ponderado ordenado (OWA).

Evaluación

Para aplicar el análisis multicriterio se eligió el método de combinación lineal ponderada ("WLC" Weighted Linear Combination), ya que permite más opciones de decisión que el método booleano que es de los más sencillos, también suaviza o ablanda las decisiones duras de la restricción booleana y asume un riesgo medio (Eastman, 2012).

El objetivo del WLC es generar un mapa que resulta de la multiplicación de los factores por su peso y una segunda multiplicación del resultado anterior con la restricción (mapas booleanos de 0 y 1). Este método es una aplicación de la técnica de álgebra de mapas (Eastman, 2012).

Proyección de cada criterio seleccionado

Se desarrollaron las proyecciones a futuro de los criterios que influyen en un marco espacio-temporal en la red dinámica de monitoreo. La proyección se realizó utilizando la siguiente ecuación (CONAGUA, 2001).

$$\text{Proyección} = R_f * (1 + TCMA/100)^n \quad \text{ecuación (4)}$$

Donde

R_f = dato final (año 2011)

n = número de años del periodo (años)

TCMA = tasa de variación de la variable x media anual (%)

La fórmula para obtener la tasa de crecimiento, está dada por:

$$TCMA = \sqrt[n]{(R_f / R_i - 1)} (100) \quad \text{ecuación (5)}$$

Donde

n = número de años del periodo (año)

R_f = dato final del periodo

R_i = dato inicial del periodo

Para la selección de los criterios que se proyectarían se contó con la intervención de expertos en el tema. Los criterios proyectados son:

- Áreas de abatimiento
- Velocidad de abatimiento del nivel piezométrico (m/año)

- Ascenso del nivel piezométrico
- Grietas

En el caso del factor áreas de abatimiento, velocidad descenso del nivel piezométrico y ascenso del nivel piezométrico; las proyecciones se realizaron a partir de considerar las fórmulas 4 y 5, y de analizar los datos de piezometría.

La proyección del factor grietas se realizó a partir de la sobreposición del factor actual de grietas con el cono de abatimiento de 30 m proyectado a diferentes intervalos de tiempo, ya que estos dos factores se relacionan.

Implementación de escenarios e intervalos de respuestas

La elección de los intervalos de proyección (corto, mediano y largo plazo) se basa simplemente en obtener una representación cartográfica adecuada de la variabilidad de los factores a través del tiempo. De acuerdo con CONAGUA (2001), se proponen los siguientes intervalos:

- Corto plazo de 1 a 4 años
- Mediano plazo 5 a 10 años
- Largo plazo para 10 a 25 años

En esta investigación la proyección de factores fue de 5, 10 y 20 años (corto, mediano y largo plazo), debido a las condiciones cambiantes a las que está sometido el acuífero.

Resultados

La combinación lineal ponderada es el método más utilizado para la evaluación de múltiples criterios. Ésta se realizó de acuerdo con la siguiente fórmula (Marinoni, 2004):

$$S = \sum_{i=1}^n W_i X_i \cdot \Pi C_j \quad \text{ecuación (6)}$$

Donde

S = idoneidad

n = número de los factores

W_i = peso del factor i

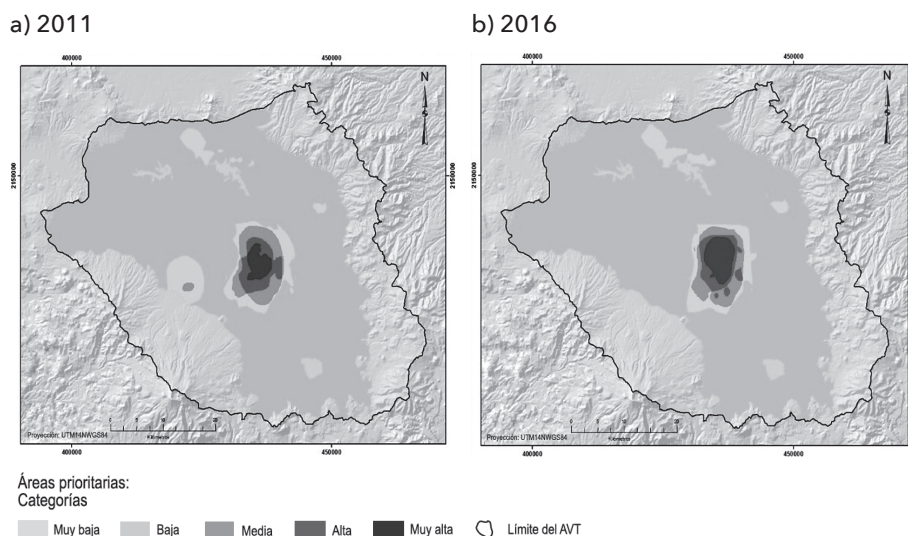
X_i = valor del factor i

C_j = clasificación de la restricción j

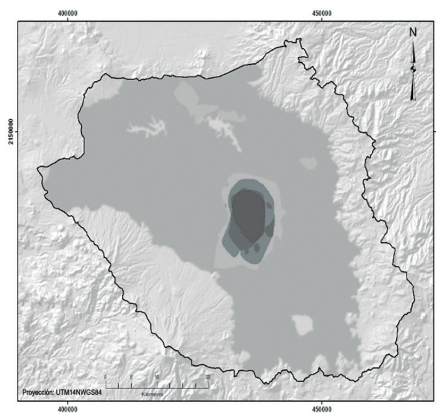
Finalmente, se obtuvieron los mapas que resultaron de la EMC con una escala de 0 a 255, y fueron clasificados en cinco categorías para una mejor percepción de las áreas prioritarias a monitorear (figura IX.3).

En relación con las categorías de las áreas prioritarias a monitorear en los diferentes intervalos de tiempo, en la zona metropolitana de la ciudad de Toluca sobresale el área con categoría de prioridad "muy alta" que cubre una superficie pequeña en el periodo actual del 1.0%, conforme pasan los años su área aumenta con respecto al tiempo. En esta área es donde los diferentes factores de mayor peso confluyen: mayor velocidad de abatimiento, mayor abatimiento, gradiente hidráulico vertical, existencia de grietas y mayor densidad de pozos de extracción, por lo tanto hay que aplicar más esfuerzos para tener una red de monitoreo adecuada que permita obtener datos más precisos de los cambios en la dinámica del acuífero.

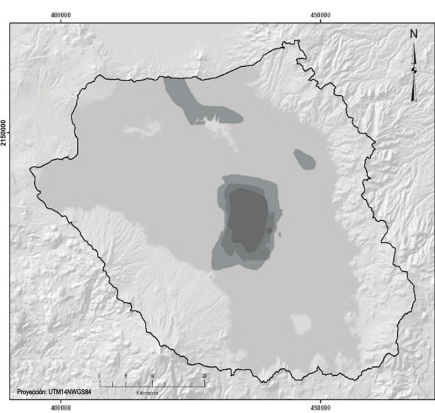
Figura IX.3. Mapa de áreas prioritarias para monitoreo del nivel piezométrico para los años



c) 2021



d) 2031



Áreas prioritarias:
Categorías

Muy baja Baja Media Alta Muy alta Límite del AVT

Discusión

El método AHP sirve de apoyo en la toma de decisiones, especialmente en la planificación, debido a que permite integrar diferentes criterios comunes de acuerdo con el objetivo de la investigación y a la opinión de los expertos, en un solo marco de análisis. Se utiliza para facilitar el camino hacia la decisión, de manera que intervengan distintos puntos de vista, aunque sean contradictorios.

En este marco, los criterios seleccionados fueron ocho (seis factores y dos restricciones), que son considerados como los más influyentes en el diseño de la red de monitoreo del nivel piezométrico en el AVT. Los factores fueron reescalados y las clases numéricas se normalizaron a través de una escala de tipo byte (0 a 255), y en las restricciones se usó una escala tipo booleana (0 y 1). Los criterios utilizados en este estudio no son los únicos que se pueden emplear; ya que, en función de la información disponible sobre un determinado acuífero, se puede considerar otros criterios de muy diversa naturaleza.

En la agregación de factores se aplicó la combinación lineal ponderada (WLC), como resultado se obtuvo el mapa de áreas prioritarias a monitorear que fue clasificado en cinco categorías de importancia (muy alta,

alta, media, baja y muy baja). El mapa final se correlacionó espacialmente con el comportamiento de los criterios empleados en la investigación, mostrando una coherencia con la metodología propuesta.

Al igual que otros métodos, el método AHP todavía tiene sus limitaciones de aplicación, este análisis suele basarse en procesos prolongados e iterativos, que pueden requerir un importante y largo período de negociación para llegar a un consenso sobre los criterios a considerar y sus pesos. Sin embargo, es una herramienta de gran alcance (Mei *et al.*, 1989; Marinoni, 2004); además, se ha podido constatar la factibilidad de su aplicación en un gran número de estudios relacionados con los recursos hídricos (Hajkowicz y Collins, 2007).

Este método podría ser aplicado en acuíferos de muy diversas características, siendo su mayor limitante la falta de datos fiables necesarios para establecer y validar el método. Una recomendación para validarla sería utilizar los mismos criterios de otro tipo de método geoestadístico, tal y como lo propone Júnez-Ferreira y Herrera (2013) o realizar un análisis de sensibilidad como el expuesto por Preziosi, Petrangeli y Goilano, (2013).

Todo este proceso de definición de la red de monitorio fue implementado con la ayuda del software SIG-IDRISI. Este SIG es un software que está más enfocado a la docencia e investigación, por lo que representa una limitante su uso en dependencias de gobierno (que en el caso de México, son las encargadas del monitoreo), o por parte de asociaciones de usuarios. Sin embargo, el análisis multicriterio puede ser aplicado con la ayuda de otros softwares comerciales (ArcGis 10, MPC 2.0, Criterium Decision Plus, etc.), que suelen estar más disponibles para el público en general.

Un siguiente paso en este trabajo sería determinar el número de piezómetros que hay que instalar en estas áreas prioritarias y la temporalidad de la toma de datos; para lo cual se podría emplear los métodos presentados por Wu (2004) y Júnez-Ferreira y Herrera (2013). No hay que olvidar el análisis de costo/beneficio, que podría ser llevado a cabo con el método propuesto por Mogheir, de Lima y Singh (2008).

Conclusiones

El diseño óptimo de la red de monitoreo, orientada al estudio de la evolución de los niveles piezométricos, desde un enfoque de gestión de los

recursos hídricos, debe considerarse como un elemento esencial en una toma de decisiones basada en información precisa y de calidad. En esta investigación se aplicó el método AHP, del análisis multicriterio con la ayuda del SIG, para optimizar la red de monitoreo del nivel piezométrico en el acuífero del Valle de Toluca (México), ya que es una herramienta sencilla y eficiente en temas relacionados con los recursos hídricos.

El primer paso en el AHP fue la selección de los criterios que pueden incidir en mejorar la distribución espacial de los puntos de monitoreo de la red. En la red de nivel piezométrico los factores seleccionados fueron velocidad de abatimiento, abatimiento del nivel piezométrico, densidad de pozos de extracción, grietas, gradiente vertical y ascenso del nivel piezométrico; ya que son considerados como indicadores que permiten evaluar el grado de sobreexplotación del acuífero y sus impactos.

Los factores fueron reescalados en una escala de tipo byte (0-255), la cual permitió una mejor visualización y eficiencia del cálculo informático. La función sigmoideal monotónicamente creciente requirió de dos puntos de control que permitieron que los valores reescalados entre estos sufrieran la mínima variación de acuerdo con el objetivo.

La ponderación de factores requirió de la opinión de expertos, los cuales conocían las características del AVT y su problemática. Los pesos relativos fueron obtenidos de manera rápida con apoyo del software de SIG-IDRISI y con una tasa de consistencia aceptable (menor a 0.1).

La evaluación de los criterios se realizó mediante la combinación lineal ponderada, que asume un riesgo intermedio para la toma de decisiones. El mapa resultado fue clasificado en categorías y permitió ubicar las áreas prioritarias a monitorear.

Una de las ventajas del método AHP es que es una herramienta de apoyo en la toma de decisiones en problemas complejos. Las bases sobre las que se realiza la selección de los criterios y la puntuación de los resultados son a menudo sencillas, comprensibles y determinadas por el grupo de expertos.

Aportaciones: El AVT es uno de los acuíferos más sobresalientes del país y del Estado de México, debido a que presenta problemas tanto de cantidad (sobreexplotación) como de calidad (contaminación). La actualización periódica de la red de monitoreo del nivel piezométrico con la ayuda del SIG permite tener un diseño óptimo en el monitoreo del agua subterránea, y conocer la cantidad y calidad del agua para las generaciones futuras.

Bibliografía

- Ariel Consultores (1996). "Estudio de simulación hidrodinámica y diseño de las redes de observación de los acuíferos de Calera, San Luis Potosí y Toluca. Acuífero de Toluca", 1, 235.
- Baalousha, H. (2010). "Assessment of a Groundwater Quality Monitoring Network Using Vulnerability Mapping and Geostatistics: A Case Study from Heretaunga Plains, New Zealand", en *Agricultural Water Management*, 97, pp. 240-246.
- Cabrera, E. et al. (2011). "Analytical Hierarchical Process (AHP) As a Decision Support Tool in Water Resources Management", en *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 60 (6), 343-351.
- Cano, L. (2011). "Monitoring Network Design Supported by GIS Tools and Geospatial Modeling", en *Aqua-LAC*, 3 (1), pp. 18-25.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2001). *Norma Técnica NT-011-CNA-2001. Métodos de proyección de población*.
- _____ (2009). *Actualización de la disponibilidad media anual del agua subterránea del acuífero 1501, Valle de Toluca, Estado de México*.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) / Desarrollo y Sistemas (2005). *Zonas de reserva de agua potable para la ciudad de Toluca*.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) / GTZ (2008). *Plan de Manejo de la cuenca del río Lerma en el Acuífero del Valle de Toluca. Informe final. México*. Disponible en <http://www2.gtz.de/dokumente/gut/gtz2008-13990es-cuenca-rio-lerma.pdf>
- Cherry, J. A. et al. (2004). "Role of Aquitards in the Protection of Aquifers from Contamination: A "State of the Science" Report", en *Research Foundation, Denver*.
- Díaz, M. (2008). *Una metodología alternativa para el diseño de una red de monitoreo nueva en aguas subterráneas para fines de manejo con casi ninguna información*. Instituto de Geofísica, UNAM. México. Instituto de Geofísica y Astronomía, CITMA, Cuba.
- Esteller, M. V. y C. Díaz (2002). "Las aguas subterránea en una Cuenca de altura: Valle de Toluca. Sequía en un mundo de agua", en *Sequía en un mundo de agua*. Centro Interamericano de Recursos del Agua, CIRA / UAEM, Toluca, México, pp. 101-123.

- Esteller, M. V., R. Rodríguez y A. Cardona (2011). "Evaluation of Hydrochemical Changes due to Intensive Aquifer Exploitation: Case Studies from Mexico", en *Environmental Monitoring and Assessment*.
- Esquivel, J. M. (2011). *Uso de los SIG para el rediseño de las redes existentes de monitoreo de cantidad y calidad del agua subterránea: Acuífero del Valle de Toluca*. Tesis de Maestría en Ciencias del Agua. Facultad de Ingeniería, CIRA / UAEM.
- Expósito, J. L. (2012). "Características Hidrodinámicas e Hidroquímicas del Acuífero Multicapa del Valle de Toluca y sus Implicaciones en la Optimización de Estrategias para la Protección de la Calidad del Agua Subterránea". Tesis de Doctorado en Ciencias del Agua. Facultad de Ingeniería, CIRA, UAEM.
- Eliasson, A., F. M. Rinaldi y N. Linde (2003). "Multicriteria Decision Aid in Supporting Decisions Related to Groundwater Protection", en *Environmental Management*, 32 (5), pp. 589-601.
- Eastman, J. R. (2012). *Guía para SIG y procesamiento de imágenes*. Clark University
- Garduño, V. H. et al. (2001). "Efectos de las fallas asociadas a sobreexplotación de acuíferos y la presencia de fallas potencialmente sísmicas en Morelia, Michoacán, México", en *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 18 (1), pp. 37-54.
- Gárfias, J. et al. (2010). "Simulating Pumping- induced Regional Lands Subsidence with the Use of InSAR and Field Data in the Toluca Valley, Mexico", en *Advances in Water Resources*, 34, pp. 83-97.
- Hanich, L. et al. (2008). "A Multicriteria Approach for Well Drilling in Productive Zones of Fissured Systems", en *Hydrogeology Sciences Journal*, 53 (1), pp. 192-203.
- Hajkowicz, S. y K. Collins (2007). "A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management", en *Water Resources Management*, 21 (9), pp. 1553-1566.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) / CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2003). *Sistema de Información Geográfica del acuífero del Valle de Toluca*.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) (2010). *XIII Censo General de Población y Vivienda 2010, Estado de México. Tabulados Básicos*, México, INEGI.
- Júnez-Ferreira, H. E. y G. S. Herrera (2013). "A Geostatistical Methodology for the Optimal Design of Space-time Hydraulic Head Monitoring Networks and its Application to the Valle de Querétaro Aquifer", en *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (4), pp. 3527-3549.
- Martín del Campo, M. A. et al. (2014). "Impacts of Urbanization on Groundwater Hydrodynamics and Hydrochemistry of the Toluca Valley Aquifer (Mexico)", en *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (5), pp. 2979-2999.
- Marinoni, O. (2004). "Implementation of the Analytical Hierarchy Process with VBA in ArcGIS", en *Comput Geosci*, 30 (6), pp. 637-646.
- Mei, X. et al. (1989). "Application of analytical hierarchy process to water resources policy and management in Beijing, China", en *Closing the gap between theory and practice*. In: Proceedings of the Baltimore Symposium, May, IAHS Publ. 180, 73-83.
- Mogheir, Y., P. de Lima, J. L. M. y V. P. Singh (2008). "Entropy and Multi-objective Based Approach for Groundwater Quality Monitoring Network Assessment and Redesign", en *Water Resources Management*, 23, pp. 1603-1620.
- Molerio, L. et al. (2002). "Optimización de la red de monitoreo del régimen de las aguas subterráneas en la Cuenca Sur de Matanzas, Cuba", en *Revista de Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 23 (2), pp. 10-22.
- Orozco, J. M. y G. Figueroa (1991). *Descripción cronológica del desarrollo de los conocimientos sobre el agrietamiento de terrenos. Agrietamiento de suelos*, Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos A.C. 1-11.
- Osorio, J. C. y J. P. Orejuela (2008). "El proceso de análisis jerárquico (AHP) y la toma de decisiones multicriterio. Ejemplo de aplicación", en *Scientia et Technica*, (39), pp. 247-252.

- Panagopoulos, G. P. *et al.* (2012). "Mapping Urban Water Demands Using Multi-Criteria Analysis and GIS", en *Water Resource Management*, (26), pp. 1347-1363.
- Preziosi, E., A. B. Petrangeli y G. Goilano (2013). "Tailoring Groundwater Quality Monitoring to Vulnerability: A GIS Procedure for Network Design", en *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, pp. 3759-3781.
- Rao, KHVD. (2005). "Multi-criteria Spatial Decision Analysis for Forecasting Urban Water Requirements: A Case Study of Dehradun City, India", en *Landscape Urban Plan* 71, 2 (4), pp. 163-174.
- Saaty, T. L. (1977). "A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures", en *Journal of Mathematical Psychology*, 15 (3), pp. 234-281.
- ____ (1990). "How to Make a Decision: the Analytic Hierarchy Process", en *European journal of operational research*, 48, pp. 2-26.
- ____ (2006). "Rank from Comparisons and from Ratings in the Analytic Hierarchy / Network Processes", en *European Journal of Operational Research*, 168 (2), pp. 557-570.
- Tuinhof, A., S. Foster y K. Kemper (2002). "*Requerimientos de Monitoreo del Agua Subterránea*". Programa asociado de la GWP, Banco Mundial, Washington D.C., EEUU.
- Uddameri, V. y T. Andruss (2013). "A GIS-based Multi-criteria Decision-making Approach for Establishing a Regional-scale Groundwater Monitoring", en *Environmental Earth Sciences*, 71, pp. 2617-2628.
- UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México) (1994). *Mapa geológico del Estado de México*.
- Weng, S. (2005). "A Scenario-based Multiobjective Optimization Method for Water Resources Management. A Thesis Master of Applied Science in Environmental Systems Engineering". University of Regina, Canada.
- Wu, Y. (2004). "Optimal Design of a Groundwater Monitoring Network in Daqing, China", en *Environmental Geology*, 45, pp. 527-535.

Capítulo X

La protección de acuíferos. Un enfoque integral basado en la priorización de focos de contaminación

Carolina Massiel Medina Rivas¹

José Luis Expósito Castillo^{2*}

Guillermo Pedro Morales Reyes²

María Vicenta Esteller Alberich²

* Autor de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: massiel_sanz68@hotmail.com

² Profesores-Investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: jlexpositoc@uaemex.mx, gpmoralesr@uaemex.mx y mvestellera@uaemex.mx

Introducción

El agua subterránea constituye a nivel mundial una de las principales fuentes de abastecimiento de agua potable por su alta calidad y confiabilidad, producto de su protección natural. Sin embargo, el aumento poblacional y el desarrollo económico de las últimas décadas ha generado una tensión sobre el recurso, favoreciendo la proliferación de focos potenciales de contaminación, lo que a su vez ha aumentado el peligro del deterioro de la calidad del agua subterránea (Wang, Jiangtao y Honghan, 2012). Ante esta problemática, los métodos de protección surgen como una herramienta esencial para prevenir el impacto de las actividades humanas sobre los acuíferos, tienen el objetivo de preservar la calidad del agua subterránea y ampliar su utilidad, convirtiéndose, sin lugar a duda, en la estrategia menos costosa y más favorable para la salud pública desde el punto de vista económico, estratégico y ambiental (Foster *et al.*, 2013).

Sin embargo, una de las mayores dificultades de los métodos de protección de agua subterránea es establecer cuáles son los focos de contaminación que requieren mayor atención ambiental (Nobre *et al.*, 2007). La gran cantidad y complejidad de actividades existentes en un área, sumada a los limitados recursos financieros con que se cuenta, obliga a considerar la necesidad de aplicar un método capaz de identificar aquellos que representen mayor probabilidad de generar un impacto adverso en la calidad del agua subterránea, y sobre los cuales se necesitan implementar medidas urgentes para su control y mitigación, logrando hacer un

mejor uso de los recursos disponibles para su manejo (Lima, Romanelli y Massone, 2013).

Bajo este marco, la importancia de esta investigación radica en el aporte de una estrategia integral, basada en la combinación de métodos convencionales de protección como la delimitación de zonas de captura, la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación y la clasificación de cargas contaminantes. Métodos que, en conjunto, permiten priorizar los focos de contaminación de agua subterránea con base en su efecto potencial nocivo, garantizando una estrategia de protección efectiva y rentable.

Antecedentes

Los métodos más utilizados para la protección de la calidad del agua subterránea generalmente revelan dos líneas básicas y casi siempre independientes: 1) una dirigida a la protección del acuífero mediante la evaluación de cartografía de vulnerabilidad intrínseca a la contaminación y 2) otra dirigida a la protección de la fuente de abastecimiento, basada en la delimitación de zonas de captura (Zabeo *et al.*, 2011; Almasri, 2008).

Ambos métodos, se complementan entre sí, debido a que tanto uno como el otro presentan limitaciones para una protección efectiva del recurso, por ejemplo, una de las mayores limitaciones del método de vulnerabilidad es que no presenta la exactitud necesaria para establecer una protección adecuada en las fuentes de captación; mientras que las delimitaciones de zonas de captura muestran incertidumbres y dificultades objetivas para la obtención de datos confiables de la dinámica de los acuíferos (Hirata, 2002).

Por tal motivo, desde el punto de vista práctico, es necesario establecer un equilibrio razonable entre la protección del recurso hídrico subterráneo, acuífero, en general, y las fuentes específicas en particular, (pozos de abastecimiento), mediante la combinación de ambos métodos, ya que ha demostrado ser en muchos casos la mejor opción para garantizar una estrategia de protección más efectiva (Robins, Chilton y Cobbing, 2007; Fedlelmawla y Dawound, 2006). Sin embargo, estos métodos han sido utilizados frecuentemente de forma independiente, limitando la utilidad de la estrategia de protección.

Por otra parte, la gran cantidad y complejidad de actividades existentes en un área obliga a considerar la necesidad de aplicar un método que no sólo incluya la evaluación de la sensibilidad del medio, sino la identificación y caracterización de los focos potenciales de contaminación derivados de las actividades socioeconómicas, los cuales son factores dinámicos que pueden ser controlados o modificados, por lo tanto, la valoración de su nocividad representa un elemento fundamental en cualquier estrategia de protección de agua subterránea, el no hacerlo puede ser excesivamente conservador y restrictivo para otros intereses y, en consecuencia, mucho más difícil o costoso de llevar a la práctica (Simpson, Allen y Journeay, 2014).

En este sentido, el método de priorización que se propone incluye no sólo la evaluación de la sensibilidad del recurso hídrico subterráneo en general y las fuentes específicas en particular, sino también la evaluación de la nocividad de los principales focos de contaminación existentes en un área, constituyendo una herramienta de protección multi-enfoque en la que se integran los principales procesos y variables que controlan e interfieren en el comportamiento de los contaminantes, a través de la zona no saturada y saturada (Jovanovic *et al.*, 2004), incrementando su utilidad como estrategia de protección.

Para lograr tal fin, el método de priorización combina tres métodos semi-independientes: la delimitación de zonas de captura, la cartografía de vulnerabilidad intrínseca de acuíferos y la clasificación de las cargas contaminantes. Esta combinación representa un avance significativo en comparación con otros métodos de protección, ya que no sólo maximizan las aportaciones y ventajas de cada uno de los métodos que integra, también permite mantener un balance realista entre el desarrollo económico y la protección del recurso hídrico, garantizando una estrategia rentable para la preservación de la calidad del agua subterránea.

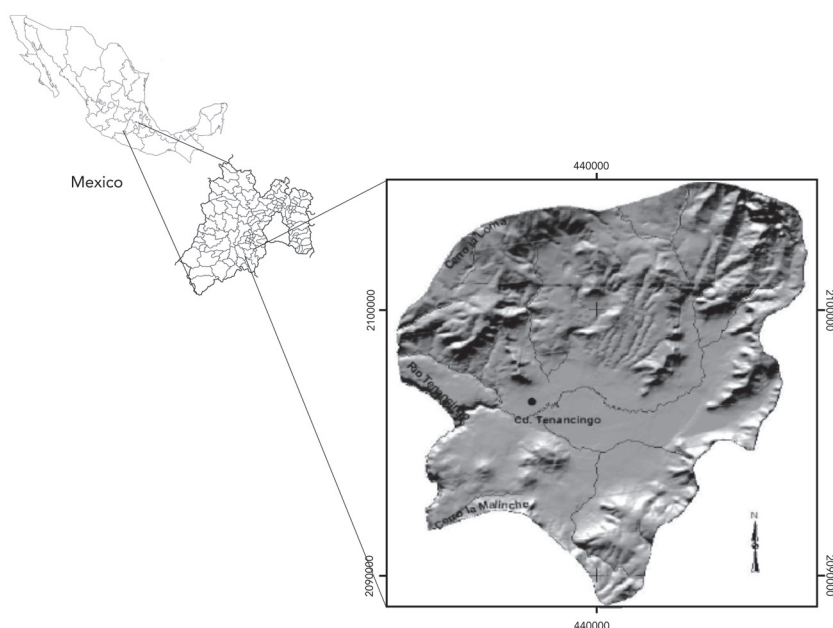
Características de la zona de estudio

La zona de estudio donde se implementó la metodología de priorización, se localiza a 45 km al sur de la ciudad de Toluca, limita al noroeste con el cerro la Ladera, al suroeste con el cerro la Malinche, al este con el municipio de Malinalco y al oeste con el río Tenancingo, cubre un área

total de 142.58 km² y se le conoce como el acuífero del Valle de Tenancingo (figura X.1). Este acuífero, oficialmente pertenece al acuífero de Tenancingo con número de identificación 1504, según lo establecido por la CONAGUA (CONAGUA, 2011).

Dicho lugar está constituido por materiales detríticos y rocas volcánicas fracturadas, se comporta como libre y se caracteriza por profundidades que oscilan desde los 5 hasta los 75 m de profundidad.

Figura X.1. Localización de la zona de estudio



La recarga principal del acuífero proviene de la infiltración de agua de lluvia en las zonas montañosas; presenta una dirección de flujo principal hacia la zona centro-oeste con rumbo a un estrechamiento localizado en dirección al río Tenancingo, y su explotación se lleva a cabo a través de pozos de extracción localizados principalmente en el material detrítico.

En esta región, el agua subterránea constituye la única fuente de abastecimiento de agua potable. A pesar de su importancia, el desarrollo urbano y la actividad florícola que caracteriza a la zona, han generado múltiples focos de contaminación que ponen en peligro la calidad del

recurso. Esta situación expone la necesidad del diseño y aplicación de una estrategia que garantice su protección.

Metodología

El proceso metodológico que se siguió durante la investigación consta de tres elementos principales: 1) *la delimitación de zonas de captura*, obtenidas mediante modelación numérica utilizando el programa Visual Modflow; 2) *la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca* desarrollada mediante el método DRASTIC y 3) *la evaluación de focos potenciales de contaminación* mediante la aplicación del método POSH.

Delimitación de zonas de captura mediante la implementación de la modelación numérica

La delimitación de las zonas de captura, de los pozos de abastecimiento del área de estudio, se llevó a cabo a través de la modelación numérica de flujo de agua subterránea en estado estacionario, utilizando el código de diferencias finitas Modflow y la interface de Visual Modflow 2.8.2.

Desarrollo de la modelación numérica de flujo

Como paso inicial, se confeccionó el modelo conceptual, en el que se involucraron elementos básicos como la definición del dominio, las fronteras del modelo, las unidades hidroestratigráficas, las propiedades hidráulicas distribuidas a través de la zona de estudio, el régimen de flujo de agua subterránea, el análisis de recarga y las descargas principales del acuífero, mediante lo cual fue posible entender e interpretar el funcionamiento general del acuífero del Valle de Tenancingo.

Concluido el modelo conceptual, se dio paso al desarrollo de la modelación numérica en la que se incluyeron las siguientes etapas:

- 1) Definición y discretización del área de estudio, así como la asignación de parámetros hidráulicos en el acuífero.
- 2) Estimación de la recarga vertical, a través del método Pisco (2001), el cual permite evaluar la recarga a través de la combinación de tres factores: la pendiente, la permeabilidad

del suelo y la precipitación aplicando la siguiente expresión (ecuación (1)) y los criterios establecidos por el método.

$$\text{Recarga} = \text{Pendiente \%} + \text{Precipitación} + \text{Permeabilidad del suelo}$$

ecuación (1)

- 3) Definición de las fronteras del modelo en dependencia de la relación del acuífero con su entorno y las características físicas del área.
- 4) Finalmente, la simulación y calibración del modelo de flujo de agua subterránea en condiciones de estado estacionario, mediante el procedimiento tradicional de ensayo y error.

Aplicación del rastreador de partículas MODPATH

Para poder delimitar las zonas de captura de los pozos de abastecimiento presentes en el área de estudio, se aplicó un análisis de trayectoria de flujo mediante el programa MODPATH (Pollock, 1989). Este programa se utilizó para simular la distribución de la velocidad del flujo de agua subterránea en el acuífero y determinar las áreas que alimentan directamente a los pozos de extracción del área de estudio; una vez definido el punto de partida de las partículas (que en este caso fue en el pozo), se delinearon las zonas de captura.

Elaboración del modelo de escurrimiento superficial

Para determinar la recarga complementaria que puede presentarse en las zonas de captura, producto del flujo proveniente de las partes montañosas, se elaboró un modelo de escurrimiento superficial utilizando curvas de nivel, las cuales fueron procesadas con ayuda del programa Surfer 8.

Elaboración de la cartografía de vulnerabilidad DRASTIC

El método utilizado para determinar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero del Valle de Tenancingo fue el método DRASTIC. Este método deriva de la combinación de siete parámetros hidrogeológicos: profundidad del nivel freático (D); recarga neta (R); litología del acuífero (A); tipo de suelo (S); topografía (T); litología de la zona no saturada (I) y conductividad hidráulica (C) (Aller *et al.*, 1987). Cada uno de estos pará-

metros fue clasificado dentro de pesos, rangos y puntajes establecidos por el método, los cuales son expresados de forma numérica.

Procesamiento de los parámetros

Diversos datos fueron utilizados para construir los mapas temáticos de los siete parámetros que conforman al método. La profundidad del agua (D) se estimó a partir de datos de niveles de agua subterránea obtenidos en las campañas de campo, datos que fueron interpolados de forma manual por el método de triangulación. Por otra parte, los valores de recarga neta del acuífero se obtuvieron a través de la modelación inversa. Luego fueron clasificados dentro de los rangos y puntajes establecidos por el método DRASTIC. La litología se definió con base en el mapa geológico elaborado por la SIIMA y CONAGUA en el 2001 a una escala 1:100,000; posteriormente, los materiales identificados fueron relacionados con los valores de conductividad hidráulica para finalmente ser clasificados dentro de los criterios establecidos por el DRASTIC.

En cuanto al tipo de suelo, fue clasificado de acuerdo con el tipo de textura con los criterios establecidos por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1999). Con base en esta clasificación, se asignaron los pesos y puntajes correspondientes. La variabilidad de las pendientes (T) de la zona de estudio se generó del modelo digital de elevación ofertado por el INEGI y procesado en el software Idrisi Taiga. Por último, la litología de la zona no saturada (I) se definió con base en cortes litológicos, mientras que la conductividad hidráulica (C) se retomó de los valores obtenidos en la modelación numérica.

Evaluación del índice de vulnerabilidad DRASTIC

La vulnerabilidad DRASTIC se calculó mediante la combinación lineal de todos los factores involucrados, a través del álgebra de mapas, utilizando el software ArcGis 10 con la siguiente expresión (ecuación 2):

$$\text{DRASTIC} = (Dr \cdot Dw) + (Rr \cdot Rw) + (Ar \cdot Aw) + (Sr \cdot Sw) + (Tr \cdot Tw) + (Ir \cdot Iw) + (Cr \cdot Cw)$$

ecuación (2)

Donde

r = puntaje

w = peso

- D = profundidad del nivel freático
- R = recarga
- A = litología del acuífero
- S = tipo de suelo
- T = topografía
- I = litología de la zona no saturada
- C = conductividad hidráulica

Evaluación de focos potenciales de contaminación

En esta sección se describen los procesos para la realización de la localización y clasificación de los focos potenciales de contaminación presentes en el área de estudio.

a) Localización de los focos potenciales de contaminación

El primer paso en la localización de focos consistió en la elaboración de una lista de posibles focos de contaminación, considerados como los más comunes e importantes, y descritos por diferentes autores como Foster *et al.* (2003); Hirata (2002); o Zaporozec (2002). Obtenida esta lista, se identificaron los focos existentes a través de fotografías aéreas escala 1:20, 000, cartas topográficas, mapas de uso de suelo y mediante su identificación en campo.

b) Clasificación de focos potenciales de contaminación

La clasificación de los focos potenciales de contaminación se llevó a cabo mediante la aplicación del método POSH (acrónimo de Pollutant Origen; Hydraulic Surcharge), propuesto por Foster *et al.* (2003). De acuerdo con este método, los focos de contaminación fueron clasificados con base en su origen y distribución espacial, según lo especificado en las tablas X.1 y X.2.

Priorización de focos potenciales de contaminación

Por último, el índice de priorización de focos potenciales de contaminación se estimó a través de la aplicación de la siguiente ecuación. La obtención

de cada índice está basada en los rangos y puntajes establecidos en la tabla X.3.

$$P = (IZ) \times (IVI) \times (IF)$$

ecuación (3)

Donde

IZ = índice de las zonas de captura

IVI = índice de vulnerabilidad DRASTIC

IF = índice nocividad de cada foco

Tabla X.1. Clasificación y categorización de fuentes puntuales de contaminación

Potencial de carga contaminante al subsuelo	Disposición de residuos sólidos	Sitios industriales	Laguna de efluentes	Urbanas varias	Explotación minera y petrolera
Elevado	Residuos de industrias tipo 3, residuos de origen desconocido	Industria tipo 3 cualquier actividad que maneje >100kg de sustancias químicas	Todas las industrias tipo 3, cualquier efluente (excepto aguas residuales residenciales) si el área es >5 ha		Operación de campos de petróleo, minas metalíferas
Moderado	Precipitación >500 mm/a con residuos residenciales / industriales tipo 1/agroindustriales	Industria tipo 2	Agua residual residencial >5 ha, otros que no se mencionen arriba	Gasolineras, rutas con tráfico regular de sustancias químicas peligrosas	Algunas minas/canteras con materiales inertes
Reducido	Precipitación <500 mm/a con residuos residenciales	Industria tipo 1	Efluente residencial, urbano mezclado, agroindustrial y minero no metalífero, i el área <1 ha	Cementerios	

Industrias tipo 1: carpinterías, fábricas de alimentos y bebidas, destilerías de alcohol y azúcar, procesamiento de materiales no metálicos.

Industrias tipo 2: fábricas de caucho, pulpa, papel, textiles, artículos eléctricos, fertilizantes, detergentes y jabones.

Industrias tipo 3: talleres mecánicos, refinerías de gas y petróleo, manufacturas de pesticidas, plásticos, productos farmacéuticos y químicos, curtidurías, fábricas de artículos electrónicos, procesamiento de metal.

Tabla X.2. Clasificación y categorización de fuentes difusas de contaminación

Potencial de carga contaminante al subsuelo	Fuentes de contaminación	
Elevado	Cobertura del servicio de cloacas menor que 25% y densidad poblacional superior a 100 personas/ha	Cultivos comerciales intensivos y la mayoría de los monocultivos en suelos bien drenados en climas húmedos o con baja eficiencia de riego, pastoreo - intensivo sobre praderas altamente fertilizadas.
Moderado	Intermedio entre elevado y reducido	
Reducido	Cobertura del servicio de cloacas mayor de 75% y densidad poblacional inferior a 50 personas/ha	Rotación de cultivos tradicionales, pastoreo extensivo, sistemas de granjas ecológicas, cultivos bajo riego de alta eficiencia en áreas áridas.

Tabla X.3. Matriz metodológica para priorizar focos potenciales de contaminación

Rango	IVI Vulnerabilidad	IF Carga contaminante	Zonas de captura	Rango
Alta	3	3	3	Dentro de la zona de captura
Moderada	2	2	2	Dentro de la zona de escurrimiento
Baja	1	1	1	Fuera de la zona de captura

Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos en cada una de las etapas metodológicas se describen a continuación:

Delimitación de zonas de captura mediante la implementación de la modelación numérica

Como resultado del análisis de la información y los procesos realizados durante esta investigación, se construyó el modelo numérico del acuífero del Valle de Tenancingo, en el que se incluyen los siguientes elementos:

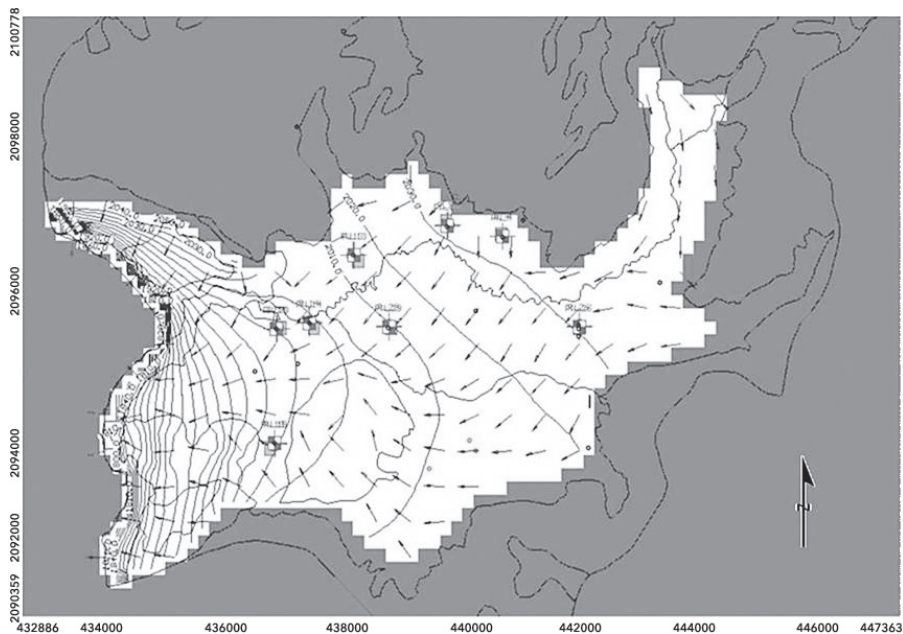
Desarrollo de la modelación numérica

- *Dominio del modelo, discretización, parámetros hidráulicos.* El área de estudio fue discretizada en el plano horizontal mediante una malla constituida por 12 800 celdas homogéneas con una dimensión aproximada de 175 x 175 m. Las celdas activas cubren un área total de 51.35 km² y corresponden a la región del valle constituido por material detrítico. Mientras que en el plano vertical el área fue discretizada en dos capas hidrogeológicas, la primera correspondiente al material aluvial y la segunda al material volcánico, representado por las andesitas, las cuales en profundidad representan el basamento del acuífero debido a su baja permeabilidad. Los parámetros hidráulicos iniciales, asignados a cada formación hidrogeológica, se muestran en la tabla X.4.
- *Condiciones de frontera.* En el acuífero del Valle de Tenancingo se especificaron tres condiciones de frontera. Una frontera de carga dependiente (G.H.B), ubicada en la parte norte, sur y este del área de estudio, para simular la entrada de flujo proveniente de las zonas montañosas; una frontera de carga constante, establecida en la zona oeste con dirección al río Tenancingo, para simular la salida de flujo del sistema; y finalmente, una frontera superficial para representar los valores de recarga vertical, estimados mediante la aplicación del método Piscopo (2001).
- *Simulación y calibración en estado estacionario.* Establecidos los parámetros hidráulicos y especificadas las condiciones de frontera, se introdujeron en toda el área de dominio del modelo ocho pozos de extracción, efectuándose la simulación y las calibraciones necesarias. Los resultados, muestra que la entrada de flujo al sistema, proveniente de la zona montañosa en la parte norte, este y sur del área, converge en la región central del acuífero y siguen una tendencia general de dirección de flujo hacia el oeste donde se localiza el cauce del río Tenancingo (figura X.2).

Tabla X.4. Parámetros hidrogeológicos asignados inicialmente al modelo

Formación geológica	Capa	Conductividad hidráulica horizontal (kx m/d)	Conductividad hidráulica vertical (k m/d)	Almacenamiento específico (Ss)	Rendimiento específico (Sy)	Porosidad total (%)
Qal	1	3	0.3	0.0001	0.15	0.3
Qb	1	10	8	0.0001	0.03	0.17
Tpch	1	2	0.2	0.0001	0.1	0.35
Tmpz	2	0.02	0.02	0.0001	0.01	0.17

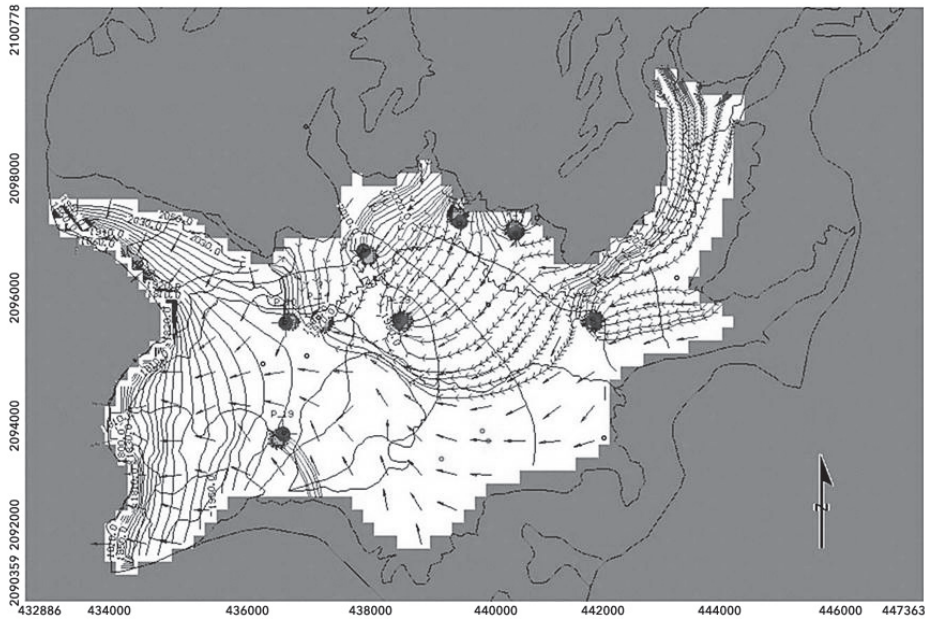
Figura X.2. Simulación de flujo en estado estacionario



Aplicación del rastreador de partículas MODPATH

Las trayectorias de flujo, obtenidas con el rastreador de partículas MODPATH, se muestran en la figura X.3. Estas trayectorias exhiben las zonas de captura (ZC) de cada uno de los pozos considerados en la modelación y, por lo tanto, las zonas donde los contaminantes pueden alcanzar teóricamente los pozos de extracción. Los resultados revelan zonas de captura con geometría y tamaño diferente, lo cual obedece a las características hidrogeológicas y caudales de extracción de cada pozo en particular.

Figura X.3. Trayectorias de flujo y zonas de captura de agua subterránea



Obtención y análisis del modelo de escurrimiento superficial

Los resultados obtenidos del modelo de escurrimiento superficial muestran la recarga complementaria proveniente de las regiones montañosas. El escurrimiento en estas zonas se presenta en materiales volcánicos fracturados y muestra una dirección preferencial hacia las zonas de captura, facilitando el transporte de contaminantes y el incremento de las probabilidades de contaminación del agua subterránea.

Obtención de la cartografía de vulnerabilidad DRASTIC

La cartografía de vulnerabilidad intrínseca fue obtenida mediante la interacción de siete parámetros que conforman la metodología DRASTIC, en ellas están reflejadas las características relacionadas con la susceptibilidad a la contaminación. Con base en esta interacción, se obtuvieron zonas de alta, moderada y baja vulnerabilidad (figura X.4).

Las zonas de alta vulnerabilidad se localizan en los sitios de transición entre el valle y las montañas, cubriendo un área total de 12.60 km². Estos resultados

se deben a la poca profundidad del agua subterránea, los altos valores de recarga que se presentan y las pendientes bajas que las caracteriza como zonas propensas de recibir y transmitir contaminantes.

Figura X.4. Cartografía de vulnerabilidad a la contaminación DRASTIC del acuífero



Las áreas caracterizadas con una vulnerabilidad moderada se presentan en la zona del Valle y en algunas partes de las zonas montañosas, cubriendo una superficie aproximada de 45.50 km². En estas zonas se cuenta con valores de recarga que facilitan el transporte de contaminantes, sin embargo, debido a las características litológicas y los valores de conductividad, el medio presenta cierto grado de protección y, por lo tanto, una susceptibilidad moderada a la contaminación.

Las zonas de vulnerabilidad baja, ubicadas en las regiones montañosas y en la zona central del Valle, cubren un área total de 84.40 km². En este caso, el tipo de litología (compuesta por rocas de baja porosidad, valores de conductividad hidráulica menores a 4 m/d, la presencia de pendientes escarpadas [en las zonas montañosas] que impiden la acumulación de fluidos, y las profundidades de nivel del agua subterránea mayores a los 30.5 m), da como resultado zonas de bajo potencial para la migración de contaminantes.

Evaluación de los focos potenciales de contaminación

En la zona de estudio se identificaron focos de contaminación de tipo puntual y difuso: saneamiento *in situ*, tiraderos a cielo abierto, agricultura de riego, invernaderos, gasolineras y cementerios, localizados, principalmente, en la porción norte y centro del área de estudio.

Con base en sus características particulares y los criterios establecidos por el método POSH (Foster *et al.*, 2003), se clasificaron focos en el acuífero del Valle de Tenancingo de alta, moderada y baja nocividad, los cuales se muestran en la en la figura X.5 y en la tabla X.5.

Priorización de focos potenciales de contaminación

La aplicación del método de priorización permitió determinar cuáles eran los focos que representaban una mayor probabilidad de contaminación al agua subterránea. De esta forma, se estableció la existencia de focos de primero, segundo y tercer orden de prioridad (figura X.6).

Los focos de primer orden se localizan en la zona norte y suroeste del Valle de Tenancingo, corresponden a focos relacionados con la actividad agrícola y la presencia de invernaderos, los cuales, debido a sus características nocivas, su ubicación dentro de las zonas de vulnerabilidad elevada

y moderada, así como su ubicación dentro de las zonas de captura, constituyen focos de gran peligrosidad para la calidad del agua subterránea, ya que en estas zonas los procesos de atenuación de contaminantes son menores, por lo tanto, las probabilidades de que las cargas contaminantes generadas por los focos alcancen los pozos de abastecimiento son mayores.

Los focos de segunda prioridad se encuentran localizados en la parte norte y centro de la zona de estudio. Los primeros corresponden a invernaderos y basureros localizados en zonas de vulnerabilidad moderada, dentro de la zona de escurrimiento superficial. Es decir, las probabilidades de que los contaminantes puedan escurrir y filtrarse en las zonas de transición entre el valle y las montañas son mayores. Los focos localizados en la región central corresponden a focos generados por la actividad agrícola, los cuales, aun cuando se asientan dentro de las zonas de captura y su carga potencial es elevada, no generan un impacto directo en la calidad del agua debido a que se encuentran en zonas de baja vulnerabilidad, lo cual otorga cierto grado de protección.

Los focos de tercer orden se ubican al noroeste del área de estudio, donde se localiza un importante número de invernaderos. Éstos causan un gran impacto en la calidad del agua subterránea, sin embargo, las probabilidades de que los contaminantes generados alcance los pozos de abastecimiento son mínimas debido a que se encuentran ubicados fuera de las zonas de captura.

Tabla X.5. Clasificación de los focos de contaminación

Foco de contaminación	Clasificación
Invernaderos	Elevada
Agricultura de riego	Elevada
Disposición de residuos	Elevada
Actividad industrial	Elevada
Gasolineras	Moderada
Cementerios	Moderada
Zona urbana	Reducida

Figura X.5. Ubicación y clasificación de focos de contaminación existentes en el acuífero del Valle de Tenancingo

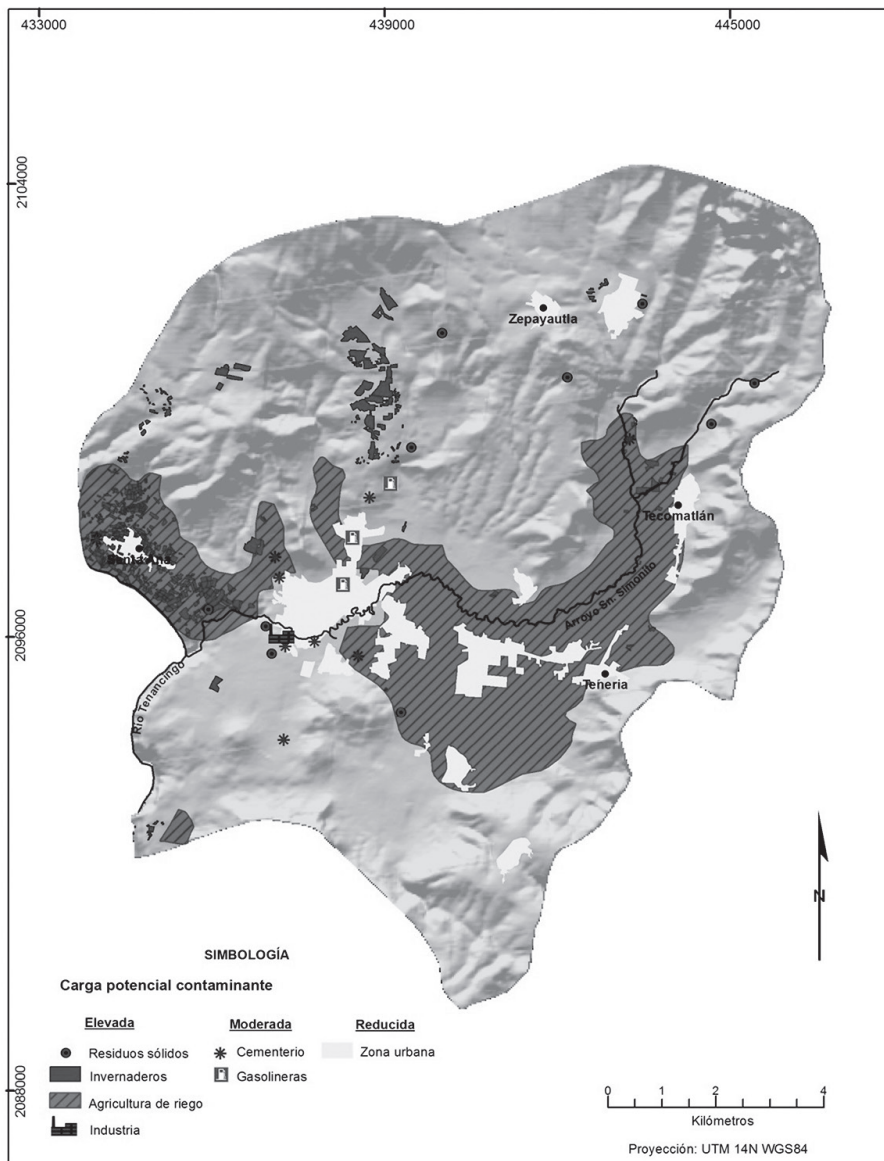
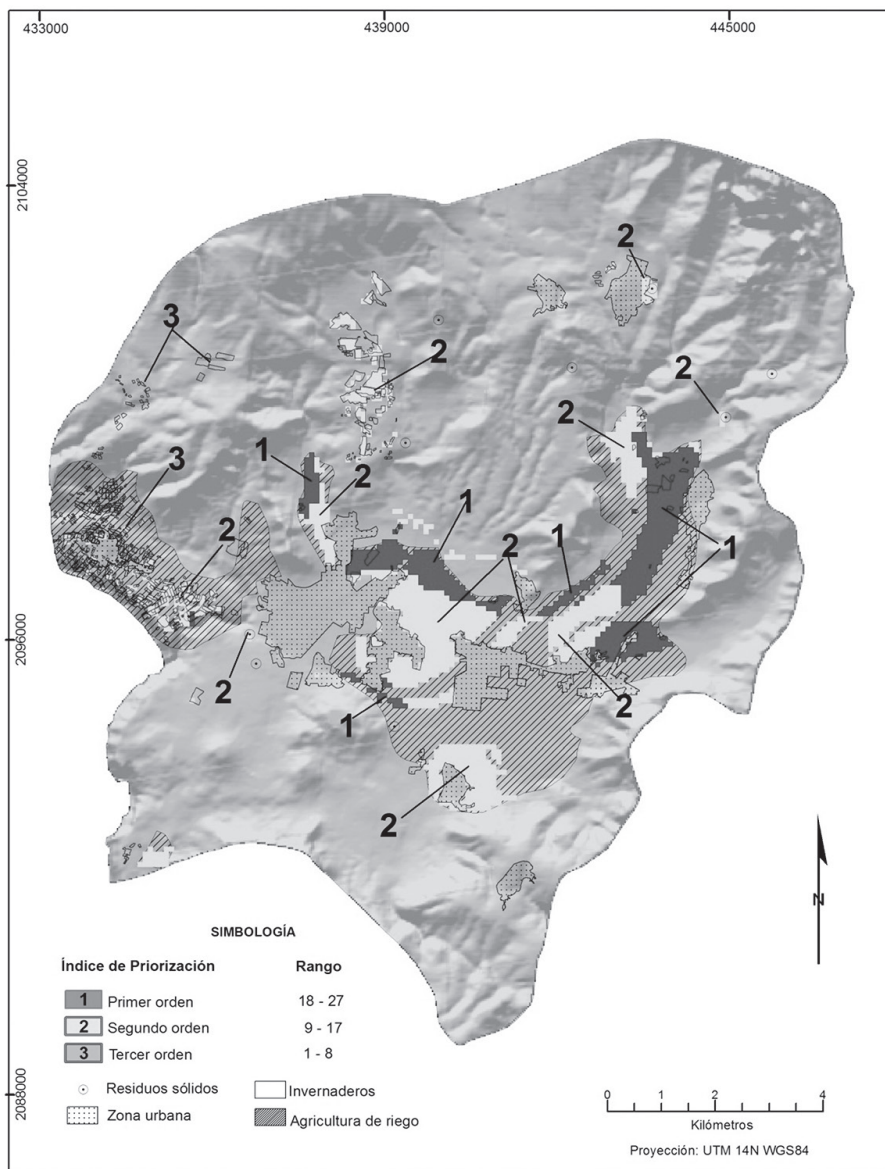


Figura X.6. Mapa de priorización de focos potenciales de contaminación



Conclusiones

La metodología propuesta maximiza la efectividad de los métodos disponibles para la protección de la calidad del agua subterránea, facilitando el manejo y control de los múltiples focos de contaminación presentes en un área. Por lo tanto, constituye una herramienta esencial para prevenir el impacto de las actividades humanas sobre este recurso.

Bibliografía

- Almasri, M. (2008). "Assessment of Intrinsic Vulnerability to Contamination for Gaza Coastal Aquifer, Palestine", en *Journal of Environmental Management*, 88, pp. 577-593
- Aller, L. et al. (1987). DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. USEPA Report 600/2- 87/035, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, Oklahoma.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2011). "Determinación de la disponibilidad de agua en el Acuífero Tenancingo (1504), Estado de México", en *Diario Oficial de la Federación*, 23 pp.
- Fedlelmawla, A. y M. Dawoud (2006). "An Approach for Delineating Drinking Water Wellhead Protection Areas at the Nile Delta, Egypt", en *Journal of Environmental Management*, 79, pp. 140-149.
- Foster, S. et al. (2003). "Protección de la calidad del agua subterránea", en *Guía para las empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales*. Banco Mundial. Washington, D.C., 115 pp.
- Foster, S., R. Hirata y A. Bartolome (2013). "The Aquifer Pollution Vulnerability Concept: Aid or Impediment in Promoting Groundwater Protection?", en *Hydrogeology Journal*, 21, pp. 1389-1392.
- Hirata, R. (2002). "Carga contaminante y peligros a las aguas subterráneas", en *Revista Latinoamericana de Hidrogeología*, 2, pp. 81-90.
- Jovanovic, S. et al. (2004). "Prioritization and Risk Assessment of Groundwater Contaminants in South African Urban Catchments", en *Report No. 1326/1/04*.

- Lima, L., A. Romanelli y H. Massone (2013). "Decision Support Model for Assessing Aquifer Pollution Hazard and Prioritizing Groundwater Resources Management in the Wet Pampa Plain, Argentina", en *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, pp.5125-5139.
- Nobre, R. et al. (2007). "Groundwater Vulnerability and Risk Mapping Using GIS, Modeling and a Fuzzy Logic Tool", en *Journal of Contaminant Hydrology*, 94, pp. 277-292.
- Piscopo, G. (2001). "Groundwater Vulnerability Map", en *Explanatory Notes (Macquarie Catchment)*. Centre for Natural Resources / Department of Land and Water Conservation, Australia, 13 pp.
- Pollock, D. (1989). "Documentation of Computer Programs to Compute and Display Pathline Using Results from the U. S. Geological Survey Modular Three-dimensional Finite-difference Ground-water Flow Model", en *Report 89-381*, 188 pp.
- Robins, N., J. Chilton y J. Cobbing (2007). "Adapting Existing Experience with Aquifer Vulnerability and Groundwater Protection for Africa", en *Journal of African Earth Sciences*, 47, pp. 30-38
- Simpson, M., D. Allen y M. Journeay (2014). "Assessing Risk to Groundwater Quality Using and Integrated Risk Framework", en *Environmental Earth Sciences*, 71, pp. 4939-4956.
- Wang, J., H. Jiangtao y C. Honghan (2012). "Assessment of Groundwater Contamination Risk Using Hazard Quantification, a Modified DRASTIC Model and Groundwater Value, Beijing Plain, China", en *Science of the Total Environment*, 432, pp. 216-226.
- Zabeo, A. et al. (2011). "Regional Risk Assessment for Contaminated Sites Part 1: Vulnerability Assessment by Multicriteria Decisión Analysis", en *Environmental International*, 37 (8), pp. 1295-1306.
- Zaparoze, A. (2002). "Groundwater Contamination Inventory. A Methodological Guide", en *IHP-VI, Series on Groundwater*, (2), 150 pp.

Capítulo XI

Presencia de flúor y arsénico en agua y su remoción simultánea

Guadalupe Vázquez Mejía^{1*}
Verónica Martínez Miranda²
Marcos José Solache Ríos³

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: gvazquezm@uaemex.mx

² Profesora-Investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mmirandav@uaemex.mx

³ Investigador del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares. Correo electrónico: marcos.solache@inin.gob.mx

Introducción

La coexistencia de flúor y arsénico en el agua subterránea, bajo su forma iónica como F⁻ y As(V), representa un grave riesgo para las poblaciones que son abastecidas con este tipo de agua. La presencia de estos elementos es cada vez más frecuente y su concentración más elevada, por lo que son considerados como dos de los principales contaminantes del agua de uso y consumo humano (Chouhan y Flora, 2010: 666). En países como la India, China, México, Argentina, Perú y Chile, entre otros (Mohaptra *et al.*, 2009: 67; Gaciri y Davies, 1993: 395; Czarnowski, Wrzesniowska y Krechniak, 1996: 177; Díaz-Barriga *et al.*, 1997: 233; Ayoob y Gupta, 2006: 433; Subba, 2011: 637; Hurtado-Jiménez y Gardea-Torresdey, 2004: 1741; Galicia-Chacón *et al.*, 2011: 283), las características geológicas de algunos de sus acuíferos otorgan una gran cantidad de minerales y por consecuencia, durante los procesos geoquímicos las sales que los contienen se solubilizan incorporándose al agua.

La coexistencia de estos iones en agua de origen subterráneo, en cantidades superiores a lo recomendado por los organismos de salud, ha provocado enfermedades conocidas como hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), y fluorosis dental y ósea, son afectaciones estáticas que aún no cuentan con alternativas para su alivio, la única forma de evitarlas es soslayar el consumo de agua con elevada concentración de arsénico y flúor.

Ante esta problemática, existe un interés a nivel mundial por encontrar disyuntivas que permitan soluciones viables, factibles y económicas. La adsorción con materiales de origen natural es una de las posibilidades para la remoción de los iones F^- y $As(V)$. La selección del material adsorbente implica una serie de criterios de los cuales depende el éxito del tratamiento, entre los principales se tiene el costo del medio, el fácil manejo y operación, la capacidad de adsorción, potencial para reuso y posibilidad de regeneración.

El propósito de este capítulo es presentar la problemática de la coexistencia de los iones F^- y $As(V)$ en el agua subterránea para uso y consumo humano, y las metodologías empleadas para su remoción, así como los materiales más utilizados como adsorbentes.

Antecedentes

Flúor

El flúor en agua es muy soluble y generalmente se encuentra en los minerales como fluorita (CaF_2), fluoroapatita ($Ca_5(PO_4)_3F$) y criolita (Na_3AlF_6). Como fluorita se encuentra en rocas sedimentarias y como criolita en rocas ígneas. Estos minerales son casi insolubles en agua, por consecuencia se encontrarán presentes en agua subterránea sólo cuando las condiciones favorezcan su disolución o cuando efluentes industriales con altas concentraciones de iones F^- se descarguen en los cuerpos de agua (Mohapatra *et al.*, 2009: 67).

El agua dulce de la superficie terrestre presenta concentraciones de iones F^- normalmente bajas de 0.01 a 0.3 mg/L. En el agua subterránea, la concentración natural de iones F^- depende de aspectos geológicos, químicos, de las características físicas del acuífero, la porosidad, acidez de la tierra y piedras, la temperatura, la acción de otros elementos químicos, y la profundidad de los pozos de extracción son variables que permiten que las concentraciones del fluoruro en el agua subterránea puedan ir de 1 mg/L a más de 25 mg/L.

El flúor es considerado como un mineral esencial con estrecho margen de seguridad. El ion F^- se considera benéfico en el agua de uso y consumo humano en concentraciones aproximadamente de 0.7 mg/L, pero

dañino a mayores de 1.5 mg/L. El flúor en el agua tiene un efecto en los dientes y los huesos, el ion F^- desplaza los iones hidróxido de la hidroxiapatita ($Ca_5(PO_4)_3OH$), el componente principal del esmalte de los dientes y huesos. La fluoroapatita es menos soluble que la hidroxiapatita, y a concentraciones elevadas de iones F^- favorece la conversión de hidroxiapatita a fluoroapatita, haciendo a los dientes y huesos (si existe exposición prolongada) más densos, más duros y más frágiles. En los dientes causa moteado y fragilización, condición conocida como fluorosis dental y, a mayor dosis y tiempo de exposición, fluorosis esquelética (Mohapatra *et al.*, 2009: 67).

Otros efectos nocivos para la población expuesta a elevadas concentraciones del ion F^- son enfermedades como la osteoporosis, artritis, cáncer, infertilidad, daño cerebral, alzhéimer y problemas de tiroides. Además de que aumenta el riesgo o susceptibilidad a enfermedades renales y cáncer, también puede interferir con el metabolismo de los carbohidratos, lípidos, proteínas, vitaminas y minerales; el exceso de este ion también puede producir irritación gastrointestinal al formar ácido fluorhídrico en el estómago (Harrison, 2005: 1450; Fan, Parker y Smith, 2003: 4929; Bhatnagar, Kumar y Sillanpää, 2011; Hernández-Montoya *et al.*, 2003:198; Ruiz-Payan, Ortiz y Duarte-Gardea, 2005: 20; Mandinic *et al.*, 2010: 3507; Pontigo-Loyola *et al.*, 2007: 8; OMS, 2008: 376).

La concentración de 1.5 mg F^- /L es el límite permisible de iones F^- en agua para consumo humano, de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia de Protección al Medio Ambiente de Estados Unidos (U.S, EPA) y, en México, la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2000.

Existen valores superiores al límite establecido en varios estados de la República Mexicana (tabla XI.1) y en diferentes países como la India, China, Argentina, Perú y Chile, entre otros (Mohapatra *et al.*, 2009; Gaciri y Davies, 1993: 395; Czarnowski, Wrzesniowska y Krechniak, 1996: 178; Díaz-Barriga *et al.*, 1997: 233; Ayoob y Gupta, 2006: 433; Subba Rao, 2011: 637; Hurtado-Jiménez y Gardea-Torresdey, 2004: 1741; Galicia-Chacón *et al.*, 2011: 283).

Tabla XI.1. Entidades de México afectadas por iones F⁻

Estados afectados	mg F-/L	Referencia
Guanajuato	16.0	Mahlknecht, Steinich y Navarro, 2004: 787
	0-16.0	Ortega-Guerrero, 2009: 151
Coahuila, Durango, Sonora, Hidalgo, Michoacán	0.5-3.7 (Comarca Lagunera) 1.5-5.67 (Durango) 17.0 (Michoacán)	Armienta y Segovia, 2008: 348
Chihuahua	5.9-9.8	Piñón-Miramontes, Bautista-Margulis y Pérez-Hernández, 2003: 123
	2.77	Reyes-Gómez <i>et al.</i> , 2013: 8

Arsénico

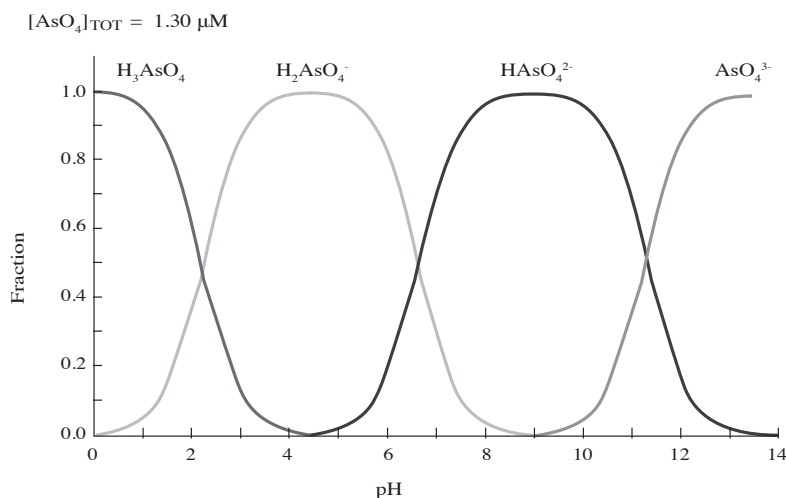
El arsénico es un elemento que se encuentra de manera natural en diferentes tipos de agua en pequeñas cantidades, la mineralización natural y la actividad microbiana promueven la movilización de arsénico en el medio ambiente; sin embargo, la intervención del hombre, a través de sus actividades, ha acentuado este tipo de contaminación (Duker, Carranza y Hale, 2005: 632). Es importante indicar que el arsénico se encuentra principalmente en minerales como la arsenopirita (FeAsS) y el trióxido de arsénico (As₂O₃).

El As es un metaloide con características particulares, además de ser un elemento formador de oxianiones. Los valores de pH a los cuales es sensible para su movilización en agua subterránea oscilan entre 6.5-8.5, bajo condiciones oxidantes y reductoras. Los estados de oxidación son 3-, 3+, 5+, siendo el trivalente y pentavalente los que se encuentran en los cuerpos de agua natural. Las condiciones para su movilidad y estados de oxidación dependen principalmente de su potencial redox (Eh) y el pH (Smedley y Kinniburgh, 2002: 520).

Las especies químicas en agua natural que se encuentran comúnmente son H₃AsO₃, H₂AsO₄⁻ y HAsO₄²⁻ todos con alta solubilidad y estabilidad (Bocanegra, Bocanegra y Álvarez, 2002: 22). En la figura XI.1 se presenta la especiación de As(V), bajo condiciones oxidantes, la especie que

predomina es el As(V) en las formas oxianionicas H_2AsO_4^- , $\text{pK}_{a1} = 2.19$, a valores de pH menores de 6.9 y HAsO_4^{2-} , $\text{pK}_{a2} = 6.94$, a valores de pH más altos. En condiciones básicas, la especie que predomina es AsO_4^{3-} . En ambientes con características reductoras, el As(III) se encuentra en la forma química H_3AsO_3 , $\text{pK}_{a1} = 9.22$ (Jain y Singh, 2012: 2).

Figura XI.1. Diagrama de distribución de especies de As(V) como una función del pH (25°C, 1 atm)



La organización mundial de la salud (OMS) establece como valor límite para agua de uso y consumo humano 0.010 mg/L, (OMS, 2008: 306). En Estados Unidos la Agencia de Protección al Ambiente U.S. EPA recomienda una concentración máxima para el arsénico en agua potable de 0.01 mg/L (EPA, 2012). En México se ha establecido un límite permisible de 0.025 mg/L a partir de 2005 (NOM-127-SSA1, 2000).

En los sistemas acuáticos, el arsénico se encuentra principalmente en dos estados de oxidación, As(III) y As(V), dependiendo de las condiciones reductoras y oxidantes del acuífero. La toxicidad del arsénico depende principalmente de su especiación química. El As(III) se ha estimado unas 60 veces más tóxico que el As(V) (Sharma y Shon, 2009: 744; Bundschuh, Pérez y Litter, 2008: 1).

El arsénico por arriba de los valores límites permisibles por un período de tiempo prolongado presenta un riesgo a la salud de la población expuesta.

Dependiendo de los niveles de exposición, los daños que pueden sufrir son lesiones en la piel, hiperqueratosis, melanosis, cáncer de piel, neuropatía periférica, desordenes gastrointestinales, diabetes, disfunción renal, enfermedades cardiovasculares y cáncer en órganos internos.

Para determinar el riesgo al que se enfrenta la población se debe de contar con múltiples juicios basados en las áreas afectadas: el porcentaje de fuentes de agua contaminada, la concentración de arsénico en la fuentes de agua, la cantidad de agua consumida, el contenido de arsénico en los alimentos, duración de la exposición, y muchos factores más (Murcott, 2012: XXIV).

Uno de los países más afectados con problemas de salud, derivados del consumo y uso de agua con elevadas concentraciones de arsénico, es la India, en particular Bangladesh, debido al número de población afectada se ha considerado un problema grave a nivel mundial. Desde 1996 a la fecha se han publicado numerosos estudios acerca de la problemática de este país (Sun, 2004: 268).

De acuerdo con Matthew *et al.* (2005: 1819), alrededor de 57 millones de habitantes consumen agua con niveles que exceden los límites que marca la OMS. Los niveles más altos de arsénico se encuentran al sur de Bangladesh, afectando un mínimo de 6 millones de personas (Habibur y Al-Muyeed, 2009: 228).

China es otro país con severos problemas de arsénico en agua subterránea (Sun, 2004: 269; He y Charlet, 2013: 80; Wang, Jiao y Cherry, 2012: 427; Li *et al.*, 2012: 1934). El continente Europeo cuenta también con problemas de arsénico, países como España, Bulgaria, Finlandia, Francia, Alemania y Reino Unido son sólo algunos ejemplos con fuentes de arsénico antropogénico, geogénico, yacimientos de carbón enriquecidos con arsénico, y desechos propios de actividad minera (Murcott, 2012: 184, 187, 188, 212 y 223).

En lo que se refiere al continente Americano, el arsénico de origen geogénico se presenta al noreste de Argentina (llanura de Chaco-Pampa), donde la población rural vive en asentamientos dispersos y consume agua subterránea y de río, proveniente de acuíferos superficiales sin ningún tratamiento y con concentraciones mayores a 50 mg As/L (Murcott, 2012: 19; Nicolli *et al.*, 2012: 38).

Bundschuh *et al.* (2012: 10) realizaron una investigación acerca de la exposición de arsénico. Argentina fue el primer país de esta región donde se reportó la presencia de arsénico en agua subterránea, durante los años 1913-1917. En México, la exposición de arsénico a través de agua subterránea fue identificada en 1958 en la región de la Comarca Lagunera en los estados de Durango y Coahuila (Armienta y Segovia, 2008: 345). En Chile fue hasta 1962 que se reportó el primer caso de daño a la salud relacionado con arsénico. En los años de 1970-1990, Perú se sumó a la lista de países con fuentes de agua afectadas con elevadas concentraciones de arsénico. A partir del siglo XXI países como Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Cuba, Colombia, Ecuador, Bolivia, Brasil y Uruguay, han reportado concentraciones de arsénico que sobrepasan los límites establecidos mundialmente, tanto en agua subterránea como superficial (Bundschuh *et al.*, 2012: 4).

Mahlknecht, Steinich y Navarro, (2004: 787) detectaron iones F^- y $As(V)$ en el acuífero Independencia, localizado en el estado de Guanajuato, las concentraciones más altas fueron de 16 mg/L de iones F^- y 0.12 mg/L de $As(V)$. La contaminación de fluoruros podría ser atribuida a la disolución de rocas volcánicas o cenizas, y el arsénico a la oxidación de minerales con sulfuro, ambos procesos como consecuencia del uso del agua subterránea extraída principalmente para uso agrícola.

Armienta y Segovia (2008:47) realizaron una recopilación de las fuentes, ocurrencia y efectos a la salud en México de los iones F^- y $As(V)$ en agua subterránea. Las regiones investigadas fueron los estados de Coahuila, Durango, Sonora, Chihuahua, Hidalgo, Michoacán y Guanajuato (tabla XI.2).

Tabla XI.2. Entidades afectadas con arsénico

Estados afectados	mg As/L	Referencia
Guanajuato	0.12	Mahlknecht, Steinich y Navarro, 2004: 789
	0.008-0.120	Ortega-Guerrero, 2009:150
Coahuila, Durango, Sonora, Hidalgo, Michoacán	0.007-0.740 (Comarca Lagunera) 0.002-0.305 (Sonora) 0.167 (Durango) 0.15 (Hidalgo) 24.0 (Michoacán)	Armienta y Segovia, 2008: 47

Chihuahua	0.134, 0-075	Piñón-Miramontes, Bautista-Margulis y Pérez-Hernández, 2003:123
	0.020-0-024	Reyes-Gómez <i>et al.</i> , 2013:6

Ortega-Guerrero (2009: 150) realizó un estudio acerca de la presencia de arsénico inorgánico, fluoruros y otros elementos traza en la cuenca alta del río Laja conocida también como la cuenca de Independencia. El arsénico inorgánico varió de 0.008 a 0.120 mg/L, con un promedio de 0.012, y las concentraciones de iones F^- oscilaron entre 0 y 16 mg/L con un promedio de 1.2 mg/L. Existe una cierta independencia geoquímica entre iones F^- y As(V) ($R^2 = 0.174$).

Kim *et al.* (2012: 853) realizaron un estudio en agua subterránea y superficial en acuíferos con carácter reductor, las concentraciones de iones F^- y arsénico total son de 0.02-2.74 mg/L y de 10^{-3} a 1 mg/L, respectivamente. Las concentraciones de As más elevadas se encontraron en muestras con altos valores de pH, alcalinidad, carbón orgánico disuelto (COD), Fe, NH_3-N y bajos valores de potencial redox (Eh). La correlación (r^2) entre iones F^- y As fue de 0.39 lo que mostró que en ambientes reductores no se ve favorecida la correlación entre estos dos elementos.

Otro estudio relacionado con la co-ocurrencia de As(V) y iones F^- fue realizado en regiones áridas y semi-áridas por Alarcón-Herrera *et al.* (2012: 3). Identificaron tres tipos de ambientes hidrogeológicos con elevadas concentraciones de As(V) y iones F^- ; el primero con actividad geotérmica, localizados en centro y norte de México; el segundo en acuíferos aluviales al norte de México y por último con actividad minera, en la región norte-centro de México.

Reyes-Gómez *et al.* (2013:6) realizaron un estudio de las variaciones de los niveles de iones F^- y As, así como fuentes potenciales de contaminación en un acuífero aluvial en el estado de Chihuahua. De 34 pozos muestreados en 2004, nueve presentaron concentraciones por arriba de 0.025 mg As/L, ocho entre 0.020-0.0024 mg As/L y sólo diez inferiores a 0.010 mg As/L. En 2007 la concentración de arsénico disminuyó ligeramente en la mayoría de los pozos, en 2010 la tendencia se invirtió y la concentración de arsénico aumentó de nuevo en casi todos los pozos. De acuerdo con los resultados de 2004, decidieron analizar iones F^- en los pozos con alto contenido de arsénico en los siguientes muestreos de los cuales diez

superaron el límite recomendado de 1.5 mg F⁻ /L, con un promedio de 2.77 mg F⁻ /L. La relación entre arsénico y fluoruros es positiva en los dos periodos de muestreo ($r = 0.738$, 2007 y $r = 0.832$, 2010).

Tratamientos para la remoción de fluoruro y arsénico

La coexistencia de estos iones en agua de uso y consumo humano, en concentraciones superiores a los límites permisibles, ha ocasionado alteraciones en el desempeño de los niños de acuerdo a pruebas neuropsicológicas (Alarcón-Herrera *et al.*, 2012: 2). Por lo anterior, se han aplicado algunos procesos como la floculación (Piñón-Miramontes, Bautista-Margulis y Pérez-Hernández, 2003:124), nanofiltración (Padilla y Saitua, 2010: 16), electro-oxidación y electrocoagulación (Zhao *et al.*, 2011: 726), precipitación e intercambio iónico (Guo y Tian, 2013: 121) para la eliminación simultánea de iones F⁻ y As (tabla XI.3).

Tabla XI.3. Métodos para la eliminación simultánea de ion F⁻ y As(V)

Método(s)	Resultados	Características	Referencias
Floculación con sulfato de aluminio y polímero aniónico	Remoción del 77% de F ⁻ y 99% de As(V)	Agua de pozo, Co = 5.9 mg F ⁻ /L y 0.134 mg As(V)/L	Piñón-Miramontes, Bautista-Margulis y Pérez-Hernández, 2003:124
Nanofiltración	Remoción de arsenato 93% y 89% de fluoruros	Solución acuosa	Padilla y Saitua, 2010: 16
Precipitación e intercambio iónico	Capacidad de adsorción para fluoruro 719.1 mg/g y 361.7 mg/g	Solución acuosas de 0.3-120 mmol/L de fluoruro y 0.002-20 mmol/L de As	Guo y Tian, 2013: 121

Tang, Wang y Gao (2010: 1691) realizaron un estudio en pruebas lote sobre remoción de iones F⁻ y As mediante adsorción con geotita en soluciones acuosas. El efecto del pH fue el factor de control más importante sobre la adsorción de iones F⁻ y As(V). Al comparar la capacidad de adsorción al mismo pH, la afinidad de As(V) por la geotita es mucho más fuerte para los fluoruros. La adsorción de estos dos iones se ajusta al modelo de pseudo-segundo orden.

Mlilo, Brunson y Sabatini (2010: 395) evaluaron materiales adsorbentes como huesos calcinados y arena modificada con goetita y hematita con soluciones acuosas de iones F^- y $As(V)$. Con el material adsorbente a partir de huesos calcinados de ganado el valor de q_0 para $As(V)$ fue de 0.065 a 0.024 mg/g, en ausencia y presencia de 10 mg F^- /L, respectivamente. Con la arena recubierta con goetita los valores de q_0 variaron de 8×10^{-4} a 5×10^{-4} mg/g, en ausencia y presencia, respectivamente, de 10 mg F^- /L.

Deng y Yu (2012: 209) sintetizaron un material a partir de cerio impregnado con proteína fibrosa a fin de remover iones F^- , arsenato y fosfato de soluciones acuosas. Los tres iones se ajustaron al modelo de pseudo-segundo orden y la capacidad de adsorción al equilibrio (1 mg/g) del ion F^- fue de 17.5 mg/g, del arsenato de 48.73 mg/g y 82.65 mg/g del fosfato, el ajuste a la isoterma de Langmuir sugirió un mecanismo de adsorción química.

Jing et al. (2012: 716) utilizaron óxidos de titanio y lantano sobre carbón activado, obteniendo una capacidad mayor de adsorción de $As(V)$ y iones F^- que la de adsorbentes comerciales a base de hierro y aluminio. La máxima capacidad de adsorción de $As(V)$ fue de 30.3 mg/g y de iones F^- de 27.8 mg/g, pero en coexistencia bajó a 25.1 mg/g (17% menos) y a 17.0 mg/g (39% menos), respectivamente. La diferencia en la disminución sobre la capacidad de adsorción en $As(V)$ y F^- sugirió que el $As(V)$ tiene más afinidad sobre la superficie del material que el ion F^- .

Conclusiones

El consumo de agua con concentraciones elevadas de los iones F^- y $As(V)$ ha provocado, a nivel mundial daños a la salud de manera irreversible y crónica, por lo que es importante establecer estrategias para disminuir y evitar el consumo de este tipo de agua.

La adsorción es un método ampliamente utilizado en la remoción iones F^- y $As(V)$ de forma individual con medios adsorbentes que pueden ser químicos, sintéticos y de origen natural. Sin embargo, la coexistencia de iones F^- y $As(V)$ en acuíferos que abastecen a la población, ha provocado el interés de desarrollar nuevos materiales con características adsorbentes para la remoción simultánea de ambos iones.

La viabilidad de la adsorción depende en gran parte del material adsorbente, por consecuencia, la modificación de estos materiales es un factor importante para mejorar las propiedades de sorción. En la literatura se han reportado modificaciones con sales de hierro y aluminio para la obtención Fe-Al(OH)_n , los cuales modifican el material a nivel superficial y aumentan las eficiencias de remoción de iones F^- y As(V) .

Bibliografía

- Alarcón Herrera, M. T. et al. (2012). "Co-occurrence of Arsenic and Fluoride in Groundwater of Semi-arid regions in Latin America: Genesis, mobility and remediation", en *Journal of hazardous materials*. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.hazmat.2012.08.005>.
- Armienta, M. A. y N. Segovia (2008). "Arsenic and Fluoride in the Groundwater of Mexico", en *Environ Geochem Health*, 30, pp. 345-353.
- Ayoob, S. y A. K. Gupta (2006). "Fluoride in Drinking Water: A Review on the Status and Stress Effects", en *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36, pp. 433-487.
- Bhatnagar, A., E. Kumar y M. Sillanpää (2011). "Fluoride Removal from Water by Adsorption-A Review", en *Chemical Engineering Journal*, 171 (3), pp. 811-840.
- Bocanegra, O., E. Bocanegra y A. Álvarez (2002). "Arsénico en aguas subterráneas: su impacto en la salud", en *Groundwater and human development*, pp. 21-27.
- Bundschuh, J., A. Pérez Carrera y M. Litter (2008). "Introducción: Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana", en *Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*. Editorial CYTED, pp. 1-5.
- Bundschuh, J. et al. (2012). "One Century of Arsenic Exposure in Latin America: A Review of History and Occurrence from 14 Countries", en *Science of the Total Environment*, 429, pp. 2-35.
- Chouhan, S. y S. J. S. Flora (2010). "Arsenic and Fluoride: Two Major Ground Water Pollutants", en *Indian Journal of Experimental Biology*, 48, pp. 666-678.

- Czarnowski, W., K. Wrzesniowska y J. Krechniak (1996). "Fluoride in Drinking Water and Human Urine in Northern and Central Poland", en *The Science of the Total Environment*, 191, pp. 177-184.
- Deng H. y X. Yu (2012). "Adsorption of Fluoride, Arsenate and Phosphate in Aqueous solution by Cerium Impregnated Fibrous Protein", en *Chemical Engineering Journal*, 184, pp. 205-212.
- Díaz-Barriga, F. et al. (1997). "Endemic Fluorosis in Mexico", en *Fluoride*, 30, pp. 233-239.
- Duker, A., J. Carranza y M. Hale (2005). "Arsenic Geochemistry and Health", en *Environment International*, 31, pp. 631-641.
- Fan, X., D. J. Parker y M. D. Smith (2003). "Adsorption Kinetics of Fluoride on Low Cost Materials", en *Water Research*, 37, pp. 4929-4937.
- Gaciri, S. y T. C. Davies (1993). "The Occurrence and Geochemistry of Fluoride in Some Natural Waters of Kenya", en *Journal of Hydrology*, 143, pp. 395-412.
- Galicia-Chacón, L. et al. (2001). "Analyses of Drinking Water Fluoride Concentration in Tláhuac, México City", en *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27, pp. 283-289.
- Guo, Q. y J. Tian (2013). "Removal of Fluoride and Arsenate from Aqueous by hydrocalumite Via Precipitation and Anion Exchange", en *Chemical Engineering Journal*, 231, pp. 121-131.
- Habibur Rahman, M. y A. Al-Muyeed (2009). "Arsenic Crisis of Bangladesh and Mitigation Measures", en *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA. Practical Paper*, pp. 228-245.
- Harrison, P. (2005). "Fluoride in Water: A UK Perspective", en *Journal of Fluorine Chemistry*, 126, pp. 1448-1456.
- He, Jing y L. Charlet (2013). "A Review of Arsenic Presence in China Drinking Water", en *Journal of Hydrology*, 492, pp. 79-88.
- Hernández-Montoya, V. et al. (2003). "Fluorosis y caries dental en niños de 9 a 11 años del estado de Aguascalientes, México", en *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19 (4), pp. 197-204.
- Hurtado-Jiménez, R. y J., Gardea-Torresdey (2004). "Environmental Evaluation of Fluoride in Drinking Water at 'Los Altos de Jalisco', in

- the Central Mexico Region", en *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 67, pp. 1741-1753.
- Jain, C. K. y R. D. Sing (2012). "Technological Options for Removal of Arsenic with Special Reference to South East Asia", en *Journal of Environmental Management*, 107, pp. 1-18.
- Jing, C. et al. (2012). "Fabrication, Characterization, and Application of a Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Arsenic and Fluoride", en *ACS Applied Materials & Interfaces*, 4, pp. 714-720.
- Kim, S. H. et al. (2012). "Co-contamination of Arsenic and Fluoride in the Groundwater of Unconsolidated Aquifers Under Reducing Environments", en *Chemosphere*, 87, pp. 851-856.
- Li, F. et al. (2012). "Contamination by Persistent Toxic Substances in Surface Sediment of Urban Rivers in Chaohu City, China", en *Journal of environmental Sciences*, 24 (11), pp. 1934-1941.
- Mahlknecht, J., B. Steinich e I. Navarro de León. (2004). "Groundwater Chemistry and Mass Transfers in the Independence Aquifer, Central Mexico, by Using Multivariate Statistics and Mass-balance Models", en *Environmental Geology*, 45, pp. 781-795.
- Mandinic, Z. et al. (2010). "Fluoride in Drinking Water and Dental Fluorosis", en *Science of the Total Environment*, 408, pp. 3507-3512.
- Matthew, P. et al. (2005). "Processes Conducive to the Release and Transport of Arsenic Into Aquifers of Bangladesh", en *Environmental Sciences*, 102 (52), pp. 1819-18823.
- Mlilo, T., L. Brunson y D. Sabatini (2010). "Arsenic and Fluoride Removal Using Simple Materials", en *Journal of Environmental Engineering*, 136 (4), pp. 391-398.
- Mohapatra, M. et al. (2009). "Review of Fluoride Removal from Drinking Water", en *Journal of Environmental Management*, 91, pp. 67-77.
- Murcott, S. (2012). "Arsenic Contamination in the World". IWA Publishing.
- Nicolli, H. et al. (2012). "Arsenic and Associated Trace-elements in Groundwater from the Chaco-Pampean Plain, Argentina: Results from 100 Years of Research", en *Science of the Total Environment*, 429, pp. 36-56.

- NOM (Norma Oficial Mexicana) (2000). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-A1-1994, Salud Ambiental. Agua para Uso y Consumo Humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización: México, Secretaría de Salud, publicado en el *Diario Oficial de la Federación*, el 22 de noviembre de 2000.
- OMS (World Health Organization) (2008). Guidelines for Drinking-Water Quality. Third Edition Incorporating the First and Second Addenda, 1, Recommendations, WHO, Geneva, pp. 306-308.
- Ortega-Guerrero, A. (2009). "Presencia, distribución, hidrogeoquímica y origen de arsénico, fluoruro y otros elementos traza disueltos en agua subterránea, a escala de cuenca hidrológica tributaria de Lerma-Chapala, México", en, *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 26 (1), pp. 143-161.
- Padilla, A. y H. Saitua (2010). "Performance of Simultaneous Arsenic, Fluoride and Alkalinity (Bicarbonate) Rejection by Pilot-scale Nanofiltration", en *Desalination*, 257, pp. 16-21.
- Piñón-Miramontes, M., R. Bautista-Margulis y A. Pérez-Hernández (2003). "Removal of Arsenic and Fluoride from Drinking Water Cake Alum and Polymeric Anionic Flocculent", en *Fluoride*, 36 (2), pp. 122-128.
- Pontigo Loyola, A. P. et al. (2007). "Prevalence and Severity of Dental Caries in Adolescents Aged 12 and 15 Living in Communities with Various Fluoride Concentration", en *Journal of Public Health Dentistry*, 67 (1), pp. 8-13.
- Reyes-Gómez, V. et al. (2013). "Fluoride and Arsenic in an Alluvial Aquifer System in Chihuahua, Mexico: Contaminant Levels, Potential Source, and Co-occurrence", en *Water Air Soil Pollut*, 224, p. 1433.
- Ruiz-Payan, A., M. Ortiz y M. Duarte-Gardea (2005). "Determination of Fluoride in Drinking Water and Urine of Adolescents Living in Three Counties in Northern de Chihuahua Mexico Using a Fluoride Ion Selective Electrode", en *Micro chemical Journal*, 81, pp. 19-22.

- Sharma, V. y M. Shon (2009). "Aquatic Arsenic: Toxicity, Speciation, Transformations, and Remediation", en *Environment International*, 35, pp. 743-759.
- Smedley, P. y D. H. Kinniburgh (2002). "A Review of the Source, Behavior and Distribution of Arsenic in Natural Waters", en *Applied Geochemistry*, 17, pp. 517-568.
- Subba Rao, N. (2011). "High-fluoride Groundwater", en *Environ Monit Assess*, 176, pp. 637-645.
- Sun, G. (2004). "Arsenic Contamination and Arsenicosis in China", en *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198, pp. 268-271.
- Tang, Y., J. Wang y N. Gao (2010). "Characteristics and Model Studies for Fluoride and Arsenic Adsorption on Goethite", en *Journal of Environmental Sciences*, 22 (11), pp. 1689-1694.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). Disponible en <http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/arsenic/index.cfm>, last updated (2012).
- Wang, Y., J. J. Jiao y J. A. Cherry (2012). "Occurrence and Geochemical Behavior of Arsenic in a Coastal Aquifer-aquitard System of the Pearl River Delta, China", en *Science of Total Environment*, pp. 286-297 y 427-428.
- Zhao, X. et al. (2011). "Simultaneous Removal of Arsenite and Fluoride Via an Integrated Electro-oxidation and Electrocoagulation Process", en *Chemosphere*, 83, pp. 726-729.

Capítulo XII

Procesos de oxidación avanzada para la remoción de materia orgánica en las aguas residuales

Perla Tatiana Almazán Sánchez^{1*}

Ivonne Linares Hernández²

Verónica Martínez Miranda²

Marcos José Solache Ríos³

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: ptalmazans_88@yahoo.com

² Profesoras-Investigadoras del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: ilinaresh@uaemex.mx y mmirandav@uaemex.mx

³ Investigador del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares. Correo electrónico: marcos.solache@inin.gob.mx

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el financiamiento otorgado a través del proyecto titulado "Tratamientos avanzados y sustentables para la remoción de colorantes de origen textil" (núm. 219743) y por la beca otorgada para la realización del doctorado (CVU/Becario: 413703/257364).

Introducción

Los procesos de oxidación avanzada (POAs) han sido ampliamente utilizados para remover materia orgánica de aguas superficiales y aguas residuales. Aun con la desventaja de sus elevados costos de operación, son los métodos más viables para el tratamiento de efluentes que contienen compuestos orgánicos refractarios, tóxicos y no biodegradables (Munter, 2001: 60).

La finalidad de los procesos de oxidación avanzada es lograr la completa mineralización de la materia orgánica a dióxido de carbono, agua y sales como nitratos y sulfatos en disolución, mediante la generación directa o indirecta de radicales hidroxilo, que es el segundo agente oxidante más poderoso que existe.

Dependiendo del tipo del proceso utilizado, el radical hidroxilo puede ser generado por uno o la combinación de los siguientes métodos (Ray *et al.*, 2006: 463):

1. Oxidación química usando peróxido de hidrógeno (H_2O_2), ozono (O_3), peróxido de hidrógeno/ozono, reactivo Fenton.
2. Métodos de radiación incluyendo radiación ultravioleta (UV), radiación gamma (γ), haz de electrones y ondas ultrasónicas.
3. Fotocatálisis usando radiación UV y dióxido de titanio (TiO_2).

Por lo anterior, el objetivo de este capítulo es explicar los fundamentos de algunos de los procesos de oxidación avanzada que se utilizan en la remoción de materia orgánica de las aguas residuales.

Procesos de oxidación avanzada

Debido a la gran importancia que presentan los procesos de oxidación avanzada, es necesario conocer el comportamiento del agente oxidante utilizado por estos procesos.

Poder oxidante del radical hidroxilo

El radical hidroxilo es considerado el radical libre más importante en química y biología debido a sus múltiples alcances y aplicaciones (Brillas, Sirés y Oturan, 2009: 6573). Este radical es generado *in situ* en el medio de reacción y tiene el poder de oxidar la materia orgánica en una ruta no selectiva. La tabla XII.1 ilustra al radical hidroxilo como el segundo agente oxidante después del flúor, con un potencial estándar de reducción E° ($\bullet\text{OH}/\text{H}_2\text{O}$) de 2.8 V. Aunque los radicales hidroxilo tiene una vida corta, tienen la capacidad de oxidar la mayoría de la materia orgánica y compuestos organometálicos hasta una total mineralización (Legrini, Oliveros y Braun, 1993: 675)

Tabla XII.1. Potenciales de oxidación de algunos oxidantes

Oxidante	Potencial de oxidación (V)
Flúor (F_2)	3.03
Radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$)	2.80
Oxígeno atómico (O)	2.42
Ozono (O_3)	2.07
Peróxido de hidrógeno (H_2O_2)	1.78
Radical perhidroxilo	1.70
Permanganato	1.68
Ácido hipobromoso	1.59
Dióxido de cloro	1.57

Ácido hipocloroso	1.49
Ácido hipoyodoso	1.45
Cloro	1.36
Bromo	1.09
Yodo	0.54

Deng y Englehardt (2006: 3684) consideran que la capacidad del radical hidroxilo para degradar a la materia orgánica se debe a que estos pueden llevar a cabo su ataque por cuatro rutas: a) adición de radical, b) abstracción de hidrógeno, c) transferencia de electrones y d) combinación de radicales, para finalmente promover su mineralización (CO_2 , H_2O , sales).

Por otra parte Von Sonntag (2008: 1015) reportó que sólo hay tres formas posibles de ataque del radical hidroxilo a moléculas orgánicas: a) deshidrogenación o abstracción de un átomo de hidrógeno para formar agua, b) hidroxilación o adición electrofílica a un enlace no saturado y c) transferencia electrónica o reacciones redox.

Una de las rutas que desde hace más de una década se conoce para generar el radical $\cdot\text{OH}$ es utilizar el peróxido de hidrógeno, considerado un compuesto "verde", pues se descompone muy rápido, formado como subproductos al oxígeno gaseoso y agua, por ello es cada vez más aplicado en el tratamiento de las aguas residuales.

Debido a que el peróxido de hidrógeno es un oxidante débil con un $E^\circ(\text{H}_2\text{O}_2/\text{H}_2\text{O})$ de 1.76 V en solución ácida, y en solución básica de 0.88 V su poder oxidante puede ser mejorado al combinarse con ozono, radiación UV y usando como catalizador un metal de transición (Pletcher, 1999: 745), por lo que la aplicación del peróxido de hidrógeno para generar radicales hidroxilo es mucho más benéfica y utilizada.

Entre los procesos de oxidación avanzada más utilizados para la oxidación de contaminantes refractarios se encuentran los siguientes:

Proceso de Fenton

Fenton clásico

El proceso de Fenton es de gran interés debido a su clásico y reactivo sistema. Fue descubierto por H. J. H. Fenton en 1894 (Fenton, 1894: 900) y reportó que el peróxido de hidrógeno es activado por sales de Fe(II) para producir radicales hidroxilo (OH•) (ecuación (1)), los cuales tienen la capacidad de oxidar materia orgánica persistente y removerla de las aguas residuales, este proceso se lleva a cabo en fase líquida y se conoce también como Fenton homogéneo.

El proceso de Fenton se efectúa en un intervalo de pH entre 2.8-3.0, un valor óptimo para promover el comportamiento catalítico del par Fe³⁺/Fe²⁺ (ecuación (2)).



La formación del radical hidroxilo es un atractivo sistema para el tratamiento de aguas residuales debido a la gran abundancia del hierro y a su nula toxicidad, además de que el peróxido de hidrógeno es de fácil manejo y no causa daños al ambiente.

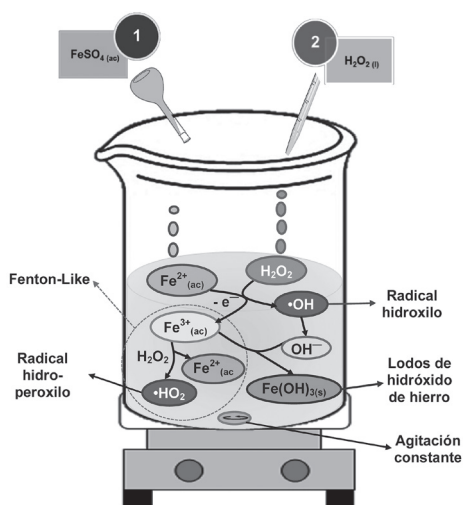
En la actualidad se conocen otras variantes del proceso de Fenton que tiene una amplia aplicación en el tratamiento de aguas residuales como son Fenton-like, foto-Fenton, Fenton catalizado con cobre, Fenton heterogéneo y electro-Fenton.

Fenton-like

El proceso Fenton-like es una variante del Fenton clásico y consiste en el uso de iones Fe³⁺ para la generación de radicales hidroperoxilos (•HO₂) (Fu, Qi y Bing, 2009: 770; Malik y Saha, 2003: 244), con un potencial de oxidación de 1.70 V (Legrini, Oliveros y Braun, 1993: 675), y que al igual que el radical hidroxilo, oxida a la materia orgánica. La reacción que se efectúa en el proceso Fenton-like se muestra en la ecuación (3).

$$\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{H}^+ + \cdot\text{HO}_2 \quad \text{ecuación (3)}$$

Figura XII.1. Esquema del proceso de Fenton



En este proceso, el cobre actúa como agente catalizador en la reacción de Fenton; Brillas *et al.* (2004: 314) y Sirés *et al.* (2006: D1) estudiaron los efectos del Cu^{2+} como co-catalizador en el proceso de electro-Fenton para la remoción de compuestos orgánicos. El sistema $\text{Cu}^{2+}/\text{Cu}^+$ involucra la reducción de Cu^{2+} a Cu^+ con radicales hidropéroxilos ($\cdot\text{HO}_2$) y con radicales orgánicos $\text{R}^\cdot$ (ecuaciones (4) y (5)):



El Cu^{2+} puede ser regenerado por la oxidación de Cu^+ con H_2O_2 como la reacción de Fenton-Like (ecuación (6)):



Proceso foto-Fenton

El proceso de foto-Fenton consiste en la combinación del reactivo Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) y radiación UV. En este proceso se lleva a cabo la formación de radicales hidroxilo y la regeneración de Fe^{2+} por la foto-reducción de Fe^{3+} (ecuaciones (7) y (8)) (Herney-Ramírez, Vicente y Madeira, 2010: 12; Pignatello, 1992: 944).



Este proceso puede utilizar radiaciones UVA ($\lambda = 315\text{-}400$), UVB ($\lambda = 285\text{-}315$) y UVC ($\lambda < 285$) como fuente de energía (Oller *et al.*, 2007: 150). La desventaja que presenta este proceso son los costos excesivos por usar luz artificial, sin embargo, una alternativa es el uso de la luz solar ($\lambda > 300$) como fuente de energía renovable y disponible, tomando ahora el nombre de foto-Fenton solar (Muñoz *et al.*, 2008: 273).

Fenton heterogéneo

El uso del proceso Fenton en fase homogénea presenta desventajas por la alta concentración de lodos (hidróxidos de hierro), que tiene un costo extra en mano de obra, reactivos y tiempo al final del tratamiento (Chen *et al.*, 2009: 901). Por ello, se han desarrollado diversos catalizadores heterogéneos capaces de regenerarse (Díaz Gómez-Treviño, Martínez-Miranda y Solache-Ríos, 2013: 223; Gutiérrez-Segura, Solache-Ríos y Colín-Cruz, 2009: 1228; Kušić, Koprivanac y Selanec, 2006: 69).

Este proceso utiliza el mismo principio de uso de iones de hierro o cobre, sólo que estos son fijados en materiales de soporte como silica, zeolitas (Fajerwerg y Debellefontaine, 1996: L229; Catrinescu, Apopei y Teodosiu, 2012: 96), resinas (Aleksić *et al.*, 2010: 22), arcillas (Herney-Ramírez, Vicente y Madeira, 2010: 11), entre otros, disminuyendo la formación de lodos.

Procesos electroquímicos

La electroquímica ofrece un enfoque nuevo e interesante en el tratamiento de las aguas residuales (Rajeshwar e Ibanez, 1997: 36), sin embargo, la aplicación de esta técnica se ve limitada por la falta de materiales cuyas características hagan económicamente factible al proceso.

Dos procesos de gran importancia son la electrocoagulación, que se fundamenta en el principio de la coagulación química en el tratamiento de aguas residuales con contenido de coloides, y la electrooxidación, tecnología prometedora para tratar aguas que contienen compuestos orgánicos solubles (Rodrigo *et al.*, 2010: 99).

Electrocoagulación

La electrocoagulación es un proceso complejo que involucra fenómenos físicos y químicos, y que utiliza un electrodo sacrificio (ecuación (9)), regularmente de hierro o aluminio para suplir de iones al sistema. El Fe o Al es usado como ánodo que se electro-disuelve generando los correspondientes iones que son hidrolizados a polímeros o hidróxidos de hierro y aluminio que son excelentes agentes coagulantes. En el proceso convencional de coagulación, el agente coagulante es adicionado, mientras que en la electrocoagulación es generado *in situ*. Los contaminantes presentes en el agua son tratados por reacciones químicas, precipitación o por ataque químico de los coloides generados por la disolución electroquímica del ánodo (Liu, Zhao y Qu, 2010: 245).

Un reactor de electrocoagulación, en su forma más simple, está constituido de un ánodo y un cátodo, y cuando es aplicado un potencial con una fuente de poder externa, en el ánodo se efectúa la oxidación, mientras que en el cátodo la reducción. Las reacciones en el ánodo y cátodo del proceso de electrocoagulación se enlistan en las ecuaciones (9) a la (12).

Ánodo:

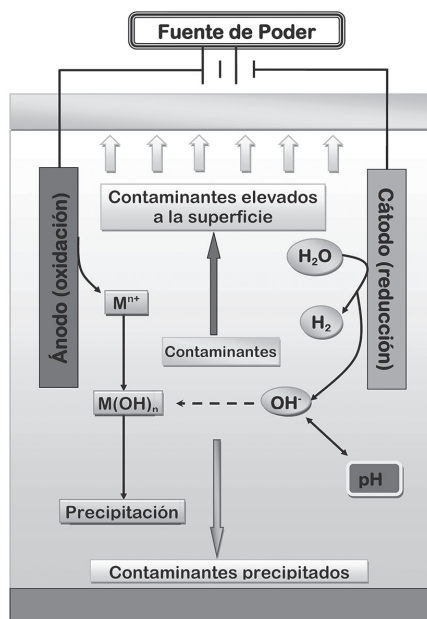


Cátodo:



El agua es electrolizada y produce pequeñas burbujas de hidrógeno que se forman en el cátodo y de oxígeno en el ánodo, promoviendo la floculación o la flotación de las partículas coloidales (figura XII.2), es decir, propicia que los lodos formados puedan eliminarse por electroflotación, sedimentación o filtración.

Figura XII.2. Esquema de electrocoagulación



Electro-Fenton

El proceso de electro-Fenton consiste en la oxidación de materia orgánica en medio ácido mediante la electro-generación de H_2O_2 en la superficie de un cátodo de difusión de oxígeno (ecuación (13)), alimentando el sistema con O_2 o aire y utilizando un ánodo de Fe para dosificar pequeñas cantidades estequiométricas de Fe^{2+} o Fe^{3+} . Los cátodos más comúnmente

utilizados para la formación de peróxido de hidrógeno son los de grafito (Do y Chen, 1993: 1633), mercurio (Tzedakis, Savall y Clifton, 1989: 911) y carbón (Harrington y Pletcher, 1999: 2983); sin embargo, el de mercurio es descartado por sus propiedades tóxicas.



Las ventajas que presenta este proceso con respecto al proceso de Fenton clásico son: a) el peróxido de hidrógeno se produce *in situ* evitando riesgos de transporte, almacenamiento y manejo, b) la posibilidad de controlar la degradación cinética que permita evaluar los mecanismos de reacción, c) una alta velocidad de degradación de los contaminantes orgánicos debido a la continua regeneración del Fe^{2+} en el cátodo y disminuyendo la producción de lodos y d) la viabilidad de una mineralización completa a bajo costo si los parámetros de operación son optimizados (Brillas, Sirés y Oturan, 2009: 6570).

Oxidación electroquímica empleando electrodos de diamante dopados con boro (DDB)

Diversos materiales han sido propuestos como ánodos, uno de ellos, el diamante dopado con boro (DDB) ha tenido gran atención debido a sus peculiares características como su dureza, estabilidad a altos potenciales anódicos y un amplio intervalo de potencial lo hacen un material ideal para oxidar diferentes contaminantes en el agua.

Algunos compuestos que han sido oxidados empleando los electrodos de DDB son fenol, compuestos alifáticos, fenoles sustituidos y otros compuestos aromáticos, medicamentos y plaguicidas, surfactantes, colorantes y aguas residuales reales (Polcaro *et al.*, 2010: 206).

Diferentes estudios muestran una completa mineralización de los contaminantes usando los electrodos de DDB, aunque en ocasiones los mecanismos de reacción no son comprensibles, diversos pasos en serie o paralelos se involucran en el proceso de oxidación con los DDB, como la existencia de un intercambio electrónico directo en la superficie del electrodo, denominada oxidación anódica, y al mismo tiempo la descomposición del agua promueve la formación del radical hidroxilo (ecuación (14)) para oxidar la materia orgánica (Marselli *et al.*, 2003; D80; Panizza y Cerisola, 2009: 6541).



Los electrodos de DDB han sido también utilizados en la desinfección de aguas residuales, presentando la ventaja de una desinfección libre de reactivos químicos como el cloro y la consiguiente formación de compuestos organoclorados (Furuta *et al.*, 2005: 530).

Ozonación

El ozono es comúnmente usado en la desinfección de aguas debido a su poder oxidante, ya que reacciona con la mayoría de contaminantes tóxicos.

La ozonación directa de las moléculas orgánicas puede actuar en diferentes formas: a) ruptura de dobles enlaces para formar aldehídos y cetonas, b) inserción de un átomo de oxígeno en un anillo aromático y c) reacción con alcoholes para generar ácidos orgánicos. La ozonación directa no es un proceso efectivo en la mayoría de los casos, pero el ozono puede descomponerse en agua con valores de pH alcalinos (alrededor de 10), para generar un gran número de radicales hidróxilo (Ray *et al.*, 2006: 465), como se muestra en las ecuaciones (15) a la (17).



La combinación de peróxido de hidrógeno en presencia de ozono incrementa la generación de radicales hidroxilo en el medio, tal y como se observa en la ecuación (18).



Procesos fotocatalíticos

Los procesos fotocatalíticos de oxidación de materia orgánica utilizan luz UV y un catalizador que es un material semiconductor. En la fotocatálisis

los electrones son generados en la superficie del semiconductor al hacerle incidir radiación ultravioleta, estos electrones tienen lugar en las reacciones de oxidación y reducción para generar especies reactivas como el radical hidroxilo (Ray *et al.*, 2006: 468).

Uno de los aspectos más importantes en aplicaciones ambientales de la fotocatalisis es la disponibilidad del material como el dióxido de titanio (TiO_2), uno de los principales catalizadores usados por su bajo costo, estabilidad química y fotogeneración de radicales a partir de oxígeno (O_2). El oxígeno es producido por la oxidación del agua sobre la superficie de TiO_2 , que posteriormente es transformado en peróxido de hidrógeno (ecuaciones (19) y (20)), además de que el radical hidroxilo puede ser formado por la descomposición del agua con luz UV (ecuación (21)) (Fujishima, Rao y Tryk, 2000: 3).



Aplicaciones de los procesos de oxidación avanzada

Los procesos de oxidación avanzada han sido aplicados para remover materia orgánica e inorgánica de efluentes industriales, incluso se han hecho diferentes combinaciones de procesos, tal y como lo muestra la tabla XII.2.

Tabla XII.2. Aplicación de los procesos de oxidación avanzada

Proceso/Referencia	Industria	Eficiencia	Contaminante
$\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ (Wu y Ng, 2008: 27)	Textil	Color=94.3%; pH= 4 Color=97.2%; pH=7 Color=97.6%; pH:10	Colorante rojo reactivo
$\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{3+}$ (Wu y Ng, 2008:28)	Textil	Color=97.3%; pH= 4 Color=97.6%; pH=7 Color=98.4%; pH:10	Colorante rojo reactivo

O ₃ /UV/Fe ³⁺ (Preethi <i>et al.</i> , 2009: 150)	Curtido	DQO=92%	Alta carga orgánica e inorgánica
O ₃ /UV (Shu y Ming-Chin, 2005: 25)	Compañía química Aldrich	Color= 95%	Naranja 10, rojo 10, 14 y 18, amarillo 17, negro 1
O ₃ (Kusvuran <i>et al.</i> , 2011: 133)	Textil, curtido, farmacéutica	Color=96%, pH 7	Rojo 198
O ₃ /EC (Song <i>et al.</i> , 2008: 204)	Textil	Color=96%	Azul 19
UV (Chang, Shu y Yu, 2006: 574)	Teñido	COT= 86%	Negro 24
UV/H ₂ O ₂ (Wu y Ng, 2008: 120)	Textil	Color=90%	Azul 199
TiO ₂ /UV (Gupta <i>et al.</i> , 2011: 22)	Teñido	DQO=92%	Tropaeolina
Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ /UV (Lucas y Peres, 2006: 236)	Textil	Color=98%	Negro 5
Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ (Muruganandham y Swaminathan, 2004: 315)	Teñido	Color=97%	Naranja 4
Oxidación electroquímica (Raghu <i>et al.</i> , 2009: 748)	Textil	DQO= 80% Color=99%	Azocolorantes
Electro-Fenton (Kurt, Apaydin y Gonullu, 2007: 33)	Curtido	DQO=60-70%	Efluente de curtiduría
Electrocoagulación (Song <i>et al.</i> , 2007: 238)	Textil	DQO=83%	Negro 5
DQO= demanda química de oxígeno, COT= Carbono orgánico total			

Como puede observarse la aplicación de los métodos de oxidación avanzada permite remover diferentes tipos de contaminantes en el agua, en la tabla XII.3 se enlista algunas ventajas y desventajas de su aplicación.

Tabla XII.3. Ventajas y desventajas de la aplicación de los procesos de oxidación avanzada

Ventajas	Desventajas
• Velocidades de reacción rápidas • Disminuyen la toxicidad y promueven la mineralización del agua tratada • La calidad del agua tratada es alta • Los procesos electroquímicos requieren energía que puede ser sustituida por energía solar	• La aplicación industrial de algunos procesos presenta costos altos • El uso de energía eléctrica • Se aplican a pequeña escala

Conclusiones

Los procesos de oxidación avanzada promueven la oxidación parcial o total de la materia orgánica, presente en las aguas residuales, mediante el uso del radical hidróxido, un poderoso oxidante.

Estos procesos son amigables con el ambiente, ya que los reactivos utilizados no son tóxicos y además promueven la transformación de compuestos refractarios a materia orgánica más biodegradable o bien a su completa mineralización.

La aplicación de estos procesos avanzados en efluentes industriales tienen como resultado agua de buena calidad que puede ser reutilizada en alguna parte del proceso industrial.

Bibliografía

- Aleksić, M. *et al.* (2010). "Heterogeneous Fenton Type Processes for the Degradation of Organic Dye Pollutant in Water. The Application of Zeolite Assisted AOPs", en *Desalination*, 257, pp. 22-29.
- Brillas, E. *et al.* (2004). "Catalytic Effect of Fe^{2+} , Cu^{2+} and UVA Light on the Electrochemical Degradation of Nitrobenzene Using an Oxygen-diffusion Cathode", en *New Journal of Chemistry*, 28, pp. 314-322.

- Brillas, E., I. Sirés y M. A. Oturan (2009). "Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry", en *Chemical Reviews*, 109, pp. 6570-6631.
- Catrinescu, C. D. A., P. Apopei y C. Teodosiu (2012). "Degradation of 4-Chlorophenol from Wastewater Through Heterogeneous Fenton and Photo-Fenton Process, Catalyzed by Al-Fe PILC", en *Applied Clay Science*, 58, pp. 96-101.
- Chang, M. C., H. Y. Shu y H. H. Yu (2006). "An Integrated Technique Using Zero-valent Iron and UV/H₂O₂ Sequential Process for Complete Decolorization and Mineralization of C.I. Acid Black 24 Wastewater", en *Journal of Hazardous Materials*, 138, pp. 574-581.
- Chen, Q. et al. (2009). "Heterogeneous Photo-Fenton Photodegradation of Reactive Brilliant Orange X-GN Over Iron-pillared Montmorillonite Under Visible Irradiation", en *Journal of Hazardous Materials*, 168, pp. 901-908.
- Deng, Y. y J. D. Englehardt (2006). "Treatment of Landfill Leachate by the Fenton Process", en *Water Research*, 40, pp. 3683-3694.
- Díaz Gómez-Treviño, A. P., V. Martínez-Miranda y M. Solache-Ríos (2013). "Removal of Remazol Yellow from Aqueous Solutions by Unmodified and Stabilized Iron Modified Clay", en *Applied Clay Science*, 80, pp. 219-225.
- Do, J. S. y C. P. Chen (1993). "In Situ Oxidative Degradation of Formaldehyde with Electrogenenerated Hydrogen Peroxide", en *Journal of the Electrochemical Society*, 140 (6), pp. 1632-1637.
- Fajerwerg, K. y H. Debelletfontaine (1996). "Wet Oxidation of Phenol by Hydrogen Peroxide Using Heterogeneous Catalysis Fe-ZSM-5: A Promising Catalyst", en *Applied Catalysis B: Environmental*, 10 (4), L229-L235.
- Fenton, H. J. H. (1894). "LXXIII. Oxidation of Tartaric Acid in Presence of Iron", en *Journal of the Chemical Society, Transactions*, 65, pp. 899-910.
- Fu, F., W. Qi y T. Bing (2009). "Fenton and Fenton-like Reaction Followed by Hydroxide Precipitation in the Removal of Ni(II) from NiEDTA Wastewater: A Comparative Study", en *Chemical Engineering Journal*, 155, pp. 769-774.

- Fujishima, A., T. N. Rao y D. A. Tryk (2000). "Titanium dioxide photocatalysis", en *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, 1 (1), 1-21.
- Furuta, T. et al. (2005). "Application of Diamond Electrodes for Water Disinfection", en A. Fujishima et al. (eds.). *Diamond Electrochemistry*, BKC, Inc., Tokyo, pp. 525-542.
- Gupta, V. K. et al. (2011). "Kinetics of Photo-catalytic Degradation of Hazardous Dye Tropaeoline 000 using UV/TiO₂ in a UV reactor", en *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 378, pp. 22-26.
- Gutiérrez-Segura, E., M. Solache-Ríos y A. Colín-Cruz (2009). "Sorption of Indigo Carmine by a Fe-zeolitic Tuff and Carbonaceous Material from Pyrolyzed Sewage Sludge", en *Journal of Hazardous Materials*, 170, pp. 1227-1235.
- Harrington, T. y D. Pletcher (1999). "The Removal of Low Levels of Organic from Aqueous Solutions Using Fe(II) and Hydrogen Peroxide Formed in Situ at Gas Diffusion Electrodes", *Journal of Electrochemical Society*, 146, pp. 2983-2989.
- Herney-Ramírez, J., M. A. Vicente y Luis M. Madeira (2010). "Heterogeneous photo-Fenton Oxidation with Pillared Clay-based Catalysts for Wastewater Treatment: A review", en *Applied Catalysis B: Environmental*, 98, pp. 10-26.
- Kurt, U., O. Apaydin y M. T. Gonullu (2007). "Reduction of COD in Wastewater from an Organized Tannery Industrial Region by Electro-Fenton Process", en *Journal of Hazardous Materials*, 143, pp. 33-40.
- Kušić, H., N. Koprivanac e I. Selanec (2006). "Fe-exchanged Zeolite as the Effective Heterogeneous Fenton-type Catalyst for the Organic Pollutant Minimization: UV Irradiation Assistance", en *Chemosphere*, 65, pp. 65-73.
- Kusvuran, E. et al. (2011). "Decolorization of Malachite Green, Decolorization Kinetics and Stoichiometry of Ozone-malachite Green and Removal of Antibacterial Activity with Ozonation Processes", en *Journal of Hazardous Materials*, 186, pp. 133-143.
- Legrini, O., E. Oliveros y A. M. Braun (1993). "Photochemical Processes for Water Treatment", en *Chemical Reviews*, 93, pp. 671-698.

- Liu, H., X. Zhao y J. Qu (2010). "Electrocoagulation in Water Treatment", en C. Comninellis y G. Chen. *Electrochemistry for the Environment*, Springer, New York, pp. 245-264.
- Lucas, M. S. y J. A. Peres (2006). "Decolorization of the Azo dye Reactive Black 5 by Fenton and Photo-Fenton Oxidation", en *Dyes and Pigments*, 71, pp. 236-244.
- Malik, P. K. y S. K Saha (2003). "Oxidation of Direct Dyes with Hydrogen Peroxide Using Ferrous Ion as Catalyst", en *Separation and Purification Technology*, 31, pp. 241-250.
- Marselli, B. et al. (2003). "Electrogeneration of Hydroxyl Radicals on Boron-doped Diamond Electrodes", en *Journal of Electrochemical Society*, 150 (3), D79-D83.
- Munter, R. (2001). "Advanced Oxidation Processes-current Status and Prospects", en *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 50, pp. 59-80.
- Muñoz, I. et al. (2008). "Integration of Environmental and Economic Performance of Processes. Case Study on Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment", en *Journal of Advanced Oxidation Technologies*, 11, pp. 270-275.
- Muruganandham, M. y M. Swaminathan (2004). "Decolourisation of Reactive Orange 4 by Fenton and Photo-Fenton Oxidation Technology", en *Dyes and Pigments*, 63, pp. 315-321.
- Oller, I. et al. (2007). "A Combined Solar Photocatalytic-biological Field System for the Mineralization of an Industrial Pollutant at Pilot Scale", en *Catalysis Today*, 122, pp. 150-159.
- Panizza, M. y G. Cerisola (2009). "Direct and Mediated Anodic Oxidation of Organic Pollutants", en *Chemical Reviews*, 109 (12), pp. 6541-6569.
- Pignatello, J. J. (1992). "Dark and Photoassisted Iron (3+)-Catalyzed Degradation of Chlorophenoxy Herbicides by Hydrogen Peroxide", en *Environmental Science and Technology*, 26, pp. 944-951.
- Pletcher, D. (1999). "Indirect Oxidation Using Electrogenerated Hydrogen Peroxide", en *Acta Chemical Scandinavia*, 53, pp. 745-750.

- Polcaro, A. M. et al. (2010). "Case Studies in the Electrochemical Treatment of Wastewater Containing Organic Pollutants Using BDD", en C. Comninellis y G. Chen. *Electrochemistry for the Environment*, Springer, New York, pp. 205-228.
- Preethi, V. et al. (2009). "Ozonation of Tannery Effluent for Removal of Cod and Color", en *Journal of Hazardous Materials*, 166, pp. 150-154.
- Raghu, S. et al. (2009). "Evaluation of Electrochemical Oxidation Techniques for Degradation of Dye Effluents. A Comparative Approach", en *Journal of Hazardous Materials*, 171, pp. 748-754.
- Rajeshwar, K. y J. G. Ibanez (1997). "Environmental Electrochemistry: Fundamentals and Applications in Pollution Abatement", en *Academic Press*, New York, pp. 1-54.
- Ray, M. B. et al. (2006). "Advanced Oxidation Processes", en *Advanced Physicochemical Treatment Processes*, pp. 463-481
- Rodrigo, A. M. et al. (2010). "Modeling of Electrochemical Process for the Treatment of Wastewater Containing Organic Pollutants", en C. Comninellis y G. Chen. *Electrochemistry for the Environment*, Springer, New York, pp. 99-124.
- Shu, H. Y. y C. Ming-Chin (2005). "Decolorization Effects of Six Azo Dyes by O_3 , UV/ O_3 and UV/ H_2O_2 Processes", en *Dyes and Pigments*, 65, pp. 25-31.
- Sirés, I. et al. (2006). "Electrochemical Degradation of Paracetamol from Water by Catalytic Action of Fe^{2+} , Cu^{2+} and UVA Light on Electrogenerated Hydrogen Peroxide", en *Journal of Electrochemical Society*, 53 (1), D1-D9.
- Song, S. et al. (2007). "Ozone Assisted Electrocoagulation for Decolorization of C.I. Reactive Black 5 in Aqueous Solution: An Investigation of the Effect of Operational Parameters", en *Separation and Purification Technology*, 55, pp. 238-245.
- Song, S. et al. (2008). "Effect of Operational Parameters on the Decolorization of C.I. Reactive Blue 19 in Aqueous Solution by Ozone-enhanced Electrocoagulation", en *Journal of Hazardous Materials*, 152, pp. 204-210.
- Tzedakis, T., A. Savall y M. J. Clifton (1989). "The Electrochemical Regeneration of Fenton's Reagent in the Hydroxylation of Aromatic Subs-

trates: Batch and Continuous Processes", en *Journal of Applied Electrochemistry*, 19 (6), pp. 911-921.

Von Sonntag, C. (2008). "Advanced Oxidation Processes: Mechanistic Aspects", en *Water Science and Technology*, 58, pp. 1015-1021.

Wu, C. (2008). "Decolorization of C.I. Reactive Red 2 in O_3 , Fenton-like and O_3 /Fenton-like Hybrid Systems", en *Dyes and Pigments*, 77, pp. 24-30.

Wu, C. H. y H. Y. Ng (2008). "Degradation of C.I. Reactive Red 2 (RR2) Using Ozone-based Systems: Comparisons of Decolorization Efficiency and Power Consumption", en *Journal of Hazardous Materials*, 152, pp. 120-127.

Capítulo XIII

Revalorización de lodos residuales:

1. Compostaje

Adriana Fabiola Tello Andrade^{1,2}
María del Carmen Jiménez Moleón^{3*}
Gloria Sánchez Galván⁴
José Caballero Viñas⁵
Cristina Burrola Aguilar⁶

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: ftello@uv.mx

² Profesora de la Facultad de Ingeniería Civil, Zona Xalapa. Universidad Veracruzana. Correo electrónico: ftello@uv.mx

³ Profesora-Investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mcjimenezm@uaemex.mx

⁴ Investigadora de la Red de Manejo Biotecnológico de Recursos del Instituto de Ecología, A.C. Correo electrónico: gloria.sanchez@inecol.mx

⁵ Alumno del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: assam19@yahoo.com

⁶ Profesora-Investigadora del Centro de Investigación de Recursos Bióticos de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: cba@uaemex.mx

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el Conacyt (Proyecto 91184), la FESE (Proyecto 3379/2013E), la UAEM (Proyectos 3120/2011 y 3449/2013CHT) y el INECOL (Proyecto 2003010282).

Asimismo, agradecimiento por las becas para estudio de doctorado: CONACYT (CVU: 328457/228882) y PROMEP (folio UV-489). Finalmente un agradecimiento especial a la PTARM Costa de Oro de Veracruz, Veracruz y la PTAR del centro comercial Galerías en Metepec, Estado de México.

Introducción

El manejo y disposición final del lodo residual (LR) se ha convertido en un grave problema en todo el mundo debido a su creciente y continua generación (Komilis, Evangelou y Voudrias, 2011: 2241). En países desarrollados como Estados Unidos se estima que se producen 10 millones de ton/año (Tyagi y Lo, 2011: 217), mientras en México la producción aproximada es de 1.6 millones de ton/año (Del Águila-Juárez, Lugo y Vaca, 2011: 950). La tendencia mundial es reducir el vertido de LR por ser nocivo para el entorno ecológico y la salud del ser humano, debido a la presencia de contaminantes tóxicos, como metales pesados y microorganismos patógenos. El lodo residual también se caracteriza por presentar una estructura compacta y plástica (Malińska y Zabochnicka-Świątek, 2013: 92), así como un alto contenido de humedad y una baja relación C/N, que se ha reportado en un rango de 4.8-13 (Chen y Xin-Wu, 2010: 999; Kulikowska y Klimiuk, 2011: 10953; Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2; Muñoz, Gómez-Rico y Font 2013: 263; Sciubba *et al.*, 2013: 599; Caballero, 2014: 20; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Luce-ro-Chávez, 2014: 1; Peña, 2014: 45; Nicolás *et al.*, 2014: 25). Sin embargo, el LR tiene una composición que resulta útil para el proceso de compostaje por su contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio, y en menor medida calcio, magnesio y azufre (Usman *et al.*, 2012: 1708).

El compostaje es un proceso biológico que se lleva a cabo a través de tres fases de degradación:

- a) Mesófila de activación inicial (35–40°C), que incrementa la diversidad microbiana.
- b) Termófila con un aumento repentino de la temperatura (> 55 °C), logra la máxima desinfección.
- c) Mesófila de enfriamiento, hasta igualar la temperatura ambiente y alcanzar la madurez. El LR se convierte en un producto desodorizado, estable, maduro y rico en sustancias húmicas, fácil de almacenar y comercializable como abono orgánico (Fourti, 2013: 43), por ser muy útil en la agricultura (Kulikowska y Klimiuk, 2011: 10951). Mejora las características del suelo en el que se aplica, como el contenido de materia orgánica, nutrientes, porosidad, capacidad de retención, cantidad de biomasa microbiana y potencial de mineralización de los nutrientes (Correa-Nogueirol *et al.*, 2013: 2930).

Valores de 25–35 para la relación C/N son los recomendados al inicio del compostaje (Tuomela *et al.*, 2000: 172; Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 333; Rodríguez *et al.*, 2012: 285), sin embargo están muy por arriba de los que se pueden encontrar, generalmente, en un LR. Este parámetro es un factor de control importante en el proceso, ya que el C y N son dos elementos fundamentales en el compostaje. El carbono sirve como fuente de energía para los microorganismos y una pequeña fracción se incorpora a sus células. Por su parte, el nitrógeno es fuente de proteína, esencial para el crecimiento microbiano (Fourti *et al.*, 2013: 44), por lo que es una práctica habitual adicionar un material de enmienda que eleve esta relación mejorando el proceso.

Este capítulo tiene como objetivo presentar una visión general del estado del arte en el uso de diversas enmiendas que aceleran el proceso de compostaje. Asimismo, se analiza la generación de amoníaco y los principales factores que intervienen en la supresión de organismos patógenos durante el compostaje.

Residuos orgánicos usados como enmiendas de lodos residuales

Es ampliamente conocido el uso de enmiendas en el LR, que abarcan diferentes residuos orgánicos y hasta inorgánicos, con el fin de mejorar la

estructura, relación C/N y porosidad, para promover una adecuada aireación y humedad dentro de la pila, garantizando condiciones aerobias durante el compostaje (Doublet *et al.*, 2010: 1922; Bien *et al.*, 2011: 128; Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2; El Fels *et al.*, 2014: 129; Caballero, 2014: 15; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1; Peña, 2014: 30). Las investigaciones revisadas (2010-2014) sobre enmiendas utilizadas en el compostaje de LR mostraron que, en la práctica, se suelen utilizar materiales celulósicos para dar estructura a la composta de LR, como por ejemplo: aserrín (Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2), virutas de madera (Rodríguez *et al.*, 2012: 285), paja (Muñoz, Gómez-Rico y Font, 2013: 262), hojarasca (Salmiati, Ujang y Azman, 2012: 67) y corteza de árbol (Doublet *et al.*, 2010: 1923). Teóricamente, estos materiales benefician las mezclas por su alta relación C/N, aumentan el volumen, disminuyen el contenido de humedad y mejoran la aireación. En otras palabras, mejoran la calidad del producto final, aunque tienen una limitada degradabilidad por su alto contenido de lignina (Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 2; Peña, 2014: 60; El Fels *et al.*, 2014: 129; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1). No obstante, hongos y actinomicetos son capaces de degradar parcialmente el material lignocelulósico (Tuomela *et al.*, 2000: 176).

Aunado a los beneficios mencionados, las enmiendas incorporan más microorganismos a la biomasa a compostar, los cuales benefician el proceso de degradación de los materiales, como estiércol de cerdo (Fu *et al.*, 2013: 2289) empleando aireación intermitente. Esta enmienda adicionó una amplia población microbiana que propició una mayor biodegradación, logrando además la desinfección del producto, ya que a temperaturas termófilas de 62°C permanecieron durante 8 días. Asimismo, se ha empleado estiércol de oveja con hojas de remolacha y paja como enmienda de LR primarios, alcanzando temperaturas lo suficientemente altas (> 55°C) para desinfectar el producto y usarse como composta (Rhiani *et al.*, 2010: 5989).

La adición de residuos como material de enmienda da como resultado la gestión simultánea del LR y los desechos involucrados, como lirio acuático fresco, seco, libre de ácidos grasos volátiles por arrastre de vapor y parcialmente digerido (Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 27; Peña, 2014: 2; Caballero, 2014: 10; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1), logrando revalorarlos como materias primas útiles, al aprovechar sus propiedades. Los residuos sólidos municipales también han sido mezclados con LR provenientes de una digestión anaerobia, de manera que, tras 5 meses de compostaje la mezcla alcanzó

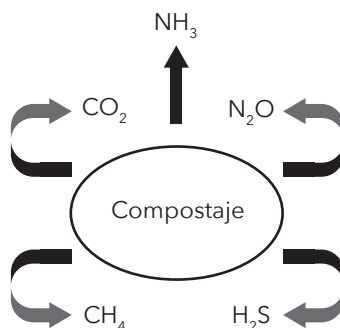
la temperatura ambiente y una relación C/N (14.2) adecuada para una composta madura (Fourti, 2013: 45). Asimismo, residuos orgánicos de la industria alimentaria como los restos de remolacha (Rhiani *et al.*, 2010: 5988), papa (Ammari, Al-Omari y Abbassi, 2012: 1), piña o plátano (Caballero, 2014: 11; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1) y cocina (Komilis, Evangelou y Voudrias, 2011: 2241) fueron usados como enmiendas para LR, ya que al contener carbono, fácilmente asimilable por los microorganismos, favorecieron el proceso de compostaje.

La adición de materiales acondicionadores inorgánicos tales como piedra pómez (Wang *et al.*, 2011: 5528), zeolitas (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1447), plástico reciclable (Zhou *et al.*, 2014: 329; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 18) y tezontle (Ramírez-Coutiño *et al.*, 2013: 89) ha demostrado mejorar la estructura del LR y favorecer la reducción de humedad. Asimismo, las zeolitas por su estructura porosa retuvieron y eliminaron metales, como Ni, Cr y Pb (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1451).

Generación de amoníaco durante el compostaje de lodos residuales

Durante el compostaje, se emiten más de 100 tipos de gases (Chen y Xin-Wu, 2010: 998). Sin embargo, los más comunes (figura XIII.1) causan problemas ambientales y de aceptación pública debido al mal olor que fácilmente se percibe en las cercanías de una planta de compostaje (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1447).

Figura XIII.1. Gases más comunes emitidos durante el compostaje



En el proceso de amonificación (ecuación (1)), la producción de amoníaco debida a la descomposición de nitrógeno orgánico ocasiona efectos adversos para la salud humana, los ecosistemas y la agricultura, socavando la eficacia de la fertilización (Boniecki *et al.*, 2012: 49).



La predicción de generación de amoníaco durante el compostaje de LR con distintas enmiendas se ha estudiado a través de redes neuronales artificiales (Boniecki *et al.*, 2012: 50), empleando diversas variables. Los resultados mostraron que los parámetros clave para describir la generación de amoníaco, en orden de importancia, son pH, relación C/N, temperatura y enmienda utilizada. Las altas temperaturas durante la etapa termófila también son un factor importante (Wang *et al.*, 2011: 5529). Esto se ha observado tanto en el compostaje de lodos crudos como digeridos (Pagans *et al.*, 2006: 1534). La mayoría de los autores coinciden en que la generación de amoníaco es mayor durante la etapa termófila del compostaje (Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1447; Boniecki *et al.*, 2012: 53; Maulini-Durán *et al.*, 2013: 44). Sin embargo, también se ha descrito que hasta el 60% se puede generar durante la fase de enfriamiento o maduración (Maulini-Durán *et al.*, 2013: 49).

El pH es otro factor que promueve la generación de amoníaco, ya que un $pH > 8$ favorece la conversión de NH_4^+ a NH_3 , y la elevada temperatura permite su liberación, resultando en una pérdida entre 24 - 33% del contenido inicial de nitrógeno (Pagans *et al.*, 2006: 1534). La generación de amoníaco es mayor cuando la relación C/N < 15 , ya que existe nitrógeno acumulado en el sustrato (como es el caso del LR, rico en este nutriente), y que no cuenta con el suficiente carbono disponible que proporcione la energía que los microorganismos necesitan para la descomposición de las proteínas, lo que conlleva a la formación de NH_4^+ o NH_3 (Li *et al.*, 2013a: 385; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 22; Peña, 2014: 32; Caballero, 2014: 10; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1), pudiéndose acumular cantidades tóxicas en la composta (Tello-Andrade, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2013: 22; Li *et al.*, 2013a: 390; Li *et al.*, 2013b: 626).

Para evitar y reducir la emisión de dióxido de carbono, metano, sulfuro de hidrógeno, amoníaco y óxido de nitrógeno durante el compostaje de LR, se requiere la adición de enmiendas de dos o más residuos orgánicos

(Bien *et al.*, 2011: 128; Maulini-Durán *et al.*, 2013: 44; Jiménez-Moleón, Caballero-Viñas y Lucero-Chávez, 2014: 1; Caballero, 2014: 10), como los que se muestran en la tabla XIII.1

Tabla XIII.1. Emisiones de NH₃ durante el compostaje con lodos residuales

Sustrato	Generación de amoníaco	Tiempo de compostaje	Referencia
LR con cubiertas de: turba, pasto, corteza y mixtas (mismos materiales)	0.14 - 41.41 g NH ₃ /kg	80 d	(Zuokaité y Zigmontiené, 2013: 625)
LR con glucosa, sacarosa, polvo de paja en distintas proporciones	0.35 - 0.90 g NH ₃ /kg	528 h	(Li <i>et al.</i> , 2013a: 390)
LR crudo, LR anaerobios	2.8E-01 - 4.8E-03 kg NH ₃ /mg	13 d	(Maulini-Durán <i>et al.</i> , 2013: 48)
LR con paja, aserrín, gruesa corteza, esquejes, residuos de cáñamo, corteza fina en distintas proporciones	3.78 - 4.38 g NH ₄ ⁺ -N/kg	15 d	(Boniecki <i>et al.</i> , 2012: 53)
LR anaerobios con paja de cebada	10.24 - 37.21 gNH ₃ /kg	80 d	(Villaseñor, Rodríguez y Fernández, 2011: 1452)
LR con viruta de madera, composta madura en distintas proporciones	25 - 90 mg NH ₃ /m	10 d	(Chen y Xin-Wu, 2010: 1001)
LR con corteza de fresno, aserrín de roble, virutas de álamo en distintas proporciones	48 - 245 mg NH ₃ /m	50 d	(Zigmontiené y Zuokaité, 2010: 131)

Se ha estudiado (Chen y Xin-Wu, 2010: 1001) la generación de amoníaco en el compostaje de LR, enmendado con composta madura del propio LR, comparada con 100% LR fresco, encontrándose que aun cuando las relaciones C/N iniciales fueron muy similares (11.01 y 11.59, respectivamente), el LR enmendado presentó una producción de amoníaco 63% menor. Esta mejora se atribuyó a la madurez (por tanto, estabilidad) del material de enmienda.

Materiales como la corteza triturada y ramas de hoja seca, además de aumentar la porosidad y circulación de oxígeno en la pila, redujeron las concentraciones de amoníaco a la mitad o un tercio en comparación con las concentraciones generadas por LR sin ningún tipo de enmienda (Zigmontiené y Zuokaité, 2010: 135). Asimismo, se ha descrito en el

compostaje de LR que, al incorporar aditivos como sacarosa, lograron una reducción de más del doble de las emisiones de amoníaco (Li *et al.*, 2013a: 392). Sin embargo, adicionar fuentes de carbono como ésta no sería recomendado, ya que supone un costo adicional en el proceso.

Otras investigaciones (Zuokaitė y Zigmontienė, 2013: 625) han descrito el uso de residuos de madera y turba en la elaboración de biofiltros (cubiertas), para la absorción de olores durante el compostaje de LR, logrando una menor emisión de amoníaco en comparación a la obtenida sin estos biofiltros.

Es de especial relevancia evaluar la generación de amoníaco cuando el compostaje se emplea como pretratamiento dentro de un sistema integral de "compostaje-lombricompostaje". Lo anterior debido a que se ha descrito que niveles altos de amoníaco ($> 500 \text{ mg NH}_3/\text{kg}$) son tóxicos para las lombrices (Hill, Baldwin y Vinnerås, 2013c: 1604), incluso pueden provocar su muerte (Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 23). Actualmente, se busca aprovechar los beneficios de ambas biotecnologías (tabla XIII.2) en la estabilización del LR para lograr un producto de mayor calidad, reduciendo el tiempo del proceso de compostaje (Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi, 2002: 166; Hait y Tare, 2011a: 2812; Hait y Tare, 2011b: 502; Hait y Tare, 2012: 214; Caballero, 2014: 21).

Tabla XIII.2. Ventajas y desventajas de los procesos de compostaje y lombricompostaje

	Compostaje (C)	Lombricompostaje (L)	Sistema integral (C-L)
V E N T A J A S	• Genera altas temperaturas (55-60°C). • Se producen antibióticos para reducir drásticamente el contenido de organismos patógenos, larvas, gusanos y semillas de malezas. (Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 348).	• Elevada carga enzimática y bacteriana (Aalok, Tripathi y Soni, 2008: 60). • Favorece las características físicas, químicas y microbiológicas del suelo en el que se aplica (Fründ <i>et al.</i>, 2010: 120). • Fragmenta el sustrato y libera los nutrientes de la materia orgánica (N, P, K y Ca) en formas más solubles y disponibles que los compuestos iniciales que ingiere (Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 326).	• Aprovecha la fase mesófila inicial (degradación de MO) y termófila (eliminación de organismos patógenos) del compostaje.* • Utilizar el producto del compostaje (más palatable) para la lombriz.* • Acelerar la degradación del sustrato con una alta tasa microbiana.* • Favorecer la aireación y ventilación natural del material, al trasladarse las lombrices dentro del sustrato.* • Genera un producto con nuevas sustancias que protegen contra el crecimiento de patógenos y enfermedades en las plantas.* • Un producto homogéneo.* * (Ndegwa y Thompson, 2001: 108).

DESVENTAJAS	• Se requiere un largo tiempo (8 sem) para tener una composta estable y madura.* • Naturaleza heterogénea del producto.* *(Gajalakshmi y Abbasi, 2008: 317).	• Debe mantenerse con temperaturas por debajo de los 35°C, para no dañar a las lombrices.* • No elimina organismos patógenos.* *(Ndegwa y Thompson, 2001: 108).	

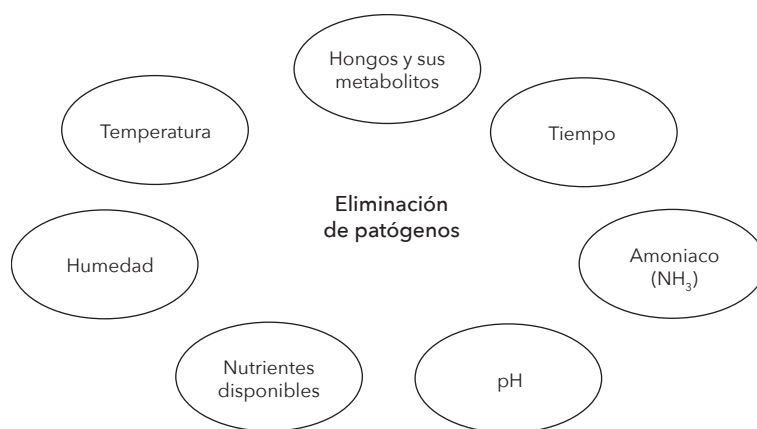
Supresión de organismos patógenos durante el compostaje de lodos residuales

La eliminación de patógenos del LR durante el compostaje generalmente se atribuye a las temperaturas termófilas alcanzadas (55–75°C) (Yañez, Alonso y Díaz, 2009: 5827; Cabañas-Vargas *et al.*, 2013: 2152; Fourti, 2013: 43; Wang *et al.*, 2013: 608). Sin embargo, son un conjunto de factores (figura XIII. 2) los que participan en la disminución o supresión total de los patógenos (Wolna-Maruwka, 2012: 772). Diversas investigaciones sugieren que la temperatura/tiempo no son los principales factores al eliminar patógenos de una composta (Wolna-Maruwka, 2012: 772; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 34; Peña, 2014: 79; Caballero, 2014: 22), y que tanto el contenido de humedad, generación de amoniaco y la actividad supresora de algunos microorganismos, que producen antibióticos, ejercen un efecto inhibitor debido a la competencia y al agotamiento de los nutrientes sobre el desarrollo de organismos patógenos (Turner, 2002: 57; Shafawati y Siddiquee, 2013: 247; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 35; Peña, 2014: 88; Caballero, 2014: 25).

Así, factores como pH, humedad, amoniaco y presencia de metabolitos secundarios, producidos por hongos y actinomicetos, ejercen un efecto inhibitor de coliformes fecales durante el compostaje de LR (Wolna-Maruwka, 2012: 772; Shafawati y Siddiquee, 2013: 247; Turner *et al.*, 2002: 57; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 36). Asimismo, se ha encontrado que tanto la temperatura como el antagonismo microbiano, participan en la supresión de *Salmonella* (Dumontet, Dinel y Boloda, 1999: 412). En la fase mesófila de enfriamiento ocurre un antagonismo de hongos y actinomicetos hacia *Salmonella*, coliformes fecales y huevos de helmintos (Wolna-Maruwka, 2012: 775), el cual surge de la

competencia por espacio y consumo de nutrientes, donde se ejercen diversos mecanismos de control biológico tal como antibiosis, parasitismo y depredación (Cwalina-Ambroziak y Wierzbowska, 2011: 367; Wolna-Maruwka, 2012; 772; Senechkin, Van Overbeek y Van Bruggen, 2014: 148). Los hongos secretan antibióticos como la penicilina y los actinomicetos la estreptomicina provocando la lisis de las paredes celulares de los patógenos (Diáñez, Santos y Tello, 2007: 1; Wolna-Maruwka, 2012; 778). Una ventaja que presentan los hongos sobre los patógenos es que son capaces de crecer a bajas temperaturas, en escaso contenido de nitrógeno y en un medio ácido (More *et al.*, 2010: 7693). Asimismo, los hongos del género *Penicillium*, *Aspergillus*, *Paecilomyces* y *Trichoderma* han mostrado este efecto de supresión (More *et al.*, 2010: 7698; Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 58). En el compostaje de LR y lirio acuático fermentado se reportó que, sin alcanzar temperaturas termófilas, hubo supresión de patógenos, debido a un alto contenido de amoníaco ($> 500 \text{ mg NH}_3/\text{kg}$) y presencia de hongos supresores (Tello-Andrade, Jiménez-Moleón y Sánchez-Galván, 2013: 58).

Figura. XIII.2. Factores que influyen en la eliminación de organismos patógenos durante el compostaje



Los hongos más comunes encontrados en LR se presentan en la tabla XIII.3, aunque More *et al.* (2010: 7692) identificaron 38 especies de hongos en muestras de aguas residuales, LR y lixiviados de LR, apareciendo el género *Penicillium* en el 50% de las comunidades estudiadas.

Tabla XIII. 3. Género y especie de hongos más comunes en lodos residuales

Género	Especie
<i>Penicillium</i>	<i>Penicillium spp., communnae, lividum, vulpinum, janczewskii, spinulosum, granulatum, corylophilum, waskmanii, citrinum, roqueforti, camembertii, chrysogenum, atramentosum, juniculosum, janthinellum, brevicompactum, corylophilum, cylopium, deversum, implicatum, lanosum, steckii, stoloniferum, variable.</i>
<i>Aspergillus</i>	<i>Aspergillus spp., terries, flavus, phoenicis, niger, ficuum, fumigates, ustus, bruneo-uniseriatus, flavus, fumigatus, parasiticus, versicolor.</i>
<i>Paecilomyces</i>	<i>Paecilomyces sp., elegans, varioti.</i>
<i>Rhizopus</i>	<i>Rhizopus spp., arrhizus.</i>
<i>Trichoderma</i>	<i>Harzianum, viride, koningii, reesei.</i>
<i>Fusarium</i>	<i>Fusarium spp., equisetii, solani, moniliforme, oxysporum.</i>

Fuente: adaptado de More et al. (2010: 7692).

Conclusiones

El LR es un residuo que contiene metales pesados y microorganismos patógenos, además se caracteriza por tener una estructura compacta y plástica, con un alto contenido de humedad y una baja relación C/N. Con el fin de mejorar estas características para ser aprovechado mediante compostaje, se utilizan enmiendas, que en su mayoría contienen celulosa y fuentes de carbono más simples. Estas enmiendas aceleran el proceso de degradación de la materia orgánica, asimismo se ha descrito que reducen la generación de amoníaco mitigando los daños al ambiente y la salud pública. Esta generación de amoníaco adquiere especial relevancia cuando el compostaje se emplea como pretratamiento del sistema integral "compostaje-lombricompostaje", por el efecto tóxico que tiene este compuesto para las lombrices de tierra.

Finalmente, se ha descrito ampliamente que las altas temperaturas alcanzadas durante el compostaje son el principal factor que influye en la eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, se ha encontrado que factores como pH, humedad, amoníaco y presencia de metabolitos secundarios, producidos por hongos y actinomicetos, provocan la supresión y reducción de los organismos patógenos.

Bibliografía

- Aalok, A., A. K. Tripathi y P. Soni (2008). "Vermicomposting: A Better Option for Organic Solid", en *Journal of Human Ecology*, 24 (1), pp. 59-64.
- Ammari, T. G., Q. Al-Omari y B. E. Abbassi (2012). "Composting Sewage Sludge Amended with Different Sawdust Proportions and Textures and Organic Waste of Food Industry-assessment of Quality", en *Environmental Technology*, (1), pp. 1-9.
- Ashraf, R., F. Shahid y T. A. Ali (2007). "Association of Fungi, Bacteria and Actinomycetes with Different Composts", en *Pakistan Journal of Botany*, 39 (6), pp. 2141-2151.
- Bien, J. et al. (2011). "Composting Process as an Alternative Method for the Disposal of Sewage Sludge and Organic Fraction of Municipal Solid Waste", en *Civil Engineering and Environmental Systems*, (6), pp. 127-136.
- Boniecki, P. et al. (2012). "Artificial Neural Networks for Modeling Ammonia Emissions Released from Sewage Sludge Composting", en *Atmospheric Environment*, (57), pp. 49-54.
- Caballero Viñas, J. (2014). "Estudio de los efectos de la densidad de lombriz y la relación superficie/volumen en un vermireactor de alta tasa, alimentando con lirio acuático seco y lodo residual precomposteados", en *Avances de Tesis doctorado*, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.
- Cabañas-Vargas, D. D. et al. (2013). "Composting Used as a Low Cost Method for Pathogen Elimination in Sewage Sludge in Mérida, México", en *Sustainability*, (5), pp. 3150-3158.
- Chen, L. y W. Xin-Wu (2010). "Reduction of Ammonia Hydrogen Sulfide and Short-chain Fatty Acids Emission During the Sewage Sludge Composting", en *Clean-Soil Air Water*, 38 (11), pp. 998-1005.
- Correa-Nogueirol, R. et al. (2013). "Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in Tropical Soils Amended with Sewage Sludge and Composted Sewage Sludge", en *Environmental Monitoring and Assessment*, (185), pp. 2929-2938.

- Cukjati, N. et al. (2012). "Composting of Anaerobic Sludge: An Economically Feasible Element of a Sustainable Sewage Sludge Management", en *Journal of Environmental Management*, (106), pp. 48-55.
- Cwalina-Ambroziak, B. y J. Wierzbowska (2011). "Soil fungal Communities Shaped Under the Influence of Organic Fertilization", en *Journal of Elementology*, 10 (5601), pp. 365-375.
- Del Águila-Juárez, P., J. Lugo de la Fuente y R. Vaca Paulín (2011). "Vermicomposting as a Process to Stabilize Organic Waste and Sewage Sludge as an Application for Soil", en *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, (14), pp. 949-963.
- Diáñez, F., M. Santos y J. C. Tello (2007). "Suppressive Effects of Grape Marc Compost on Phytopathogenic Oomycetes", en *Archives of Phytopathology and Plant Protection*, 40 (1), pp. 1-18.
- Doublet, J. et al. (2010). "Sewage Sludge Composting: Influence of Initial Mixtures on Organic Matter Evolution and N Availability in the Final Composts", en *Waste Management*, (30), pp. 1922-1930.
- Dumontet, S., H. Dinel y S. B. Baloda (1999). "Pathogen Reduction in Sewage Sludge by Composting and Other Biological treatments: A review", en *Biological Agriculture and Horticulture*, (16), pp. 409-430.
- El Fels, L. et al. (2014). "Assessment of Biotransformation of Organic Matter During Co-composting of Sewage Sludge-lignocelulosic Waste by Chemical, FTIR Analyses, and Phytotoxicity Tests", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (87), pp. 128-137.
- Fourti, O. (2013). "Review: The Maturity Tests During the Composting of Municipal Solid Wastes", en *Resources Conservation and Recycling*, (72), pp. 43-49.
- Fründ, H. C. et al. (2010). "Using Earthworms as Model Organisms in the Laboratory: Recommendations for Experimental Implementations", en *Pedobiología*, (53), pp. 119-125.
- Fu, J. et al. (2013). "Biodegradation of Phthalic Acid Esters in Sewage Sludge by Composting with Pig Manure and Rice Straw", en *Environmental Earth Sciences*, (68), pp. 2289-2299.

- Gajalakshmi, S., E. V. Ramasamy y S. A. Abbasi (2002). "Vermicomposting of Different Forms of Water Hyacinth by the Earthworm *Eudrilus eugeniae* Kinberg", en *Bioresource Technology*, (82), pp. 165-169.
- Gajalakshmi, S. y S. A. Abbasi (2008). "Solid Waste Management by Composting: State of the Art. Critical Review", en *Environmental Science and Technology*, 38 (5), p. 311.
- Hafner, S., F. Montes y A. Rotz (2013). "The Role of Carbon Dioxide in Emission of Ammonia from Manure", en *Atmospheric Environment*, (66), pp. 63-71.
- Hait, S. y V. Tare (2011a). "Vermistabilization of Primary Sewage Sludge", en *Bioresource Technology*, (102), pp. 2812-2820.
- _____ (2011b). "Optimizing Vermistabilization of Waste Activated Sludge Using Vermicompost as Bulking Material", en *Waste Management*, (31), pp. 502-511.
- _____ (2012). "Transformation and Availability of Nutrients and Heavy Metals During Integrated Composting-vermicomposting of Sewage Sludges", en *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (79), pp. 214-224.
- Hill, G. B., S. A. Baldwin y B. Vinnerås (2013c). "Evaluation of Solvita Compost Stability and Maturity Tests for Assessment of Quality of End-products from Mixed Latrine Style Compost Toilets", en *Waste Management*, (33), pp. 1602-1606.
- Jiménez-Moleón, M. C., J. Caballero-Viñas y M. Lucero-Chávez (2014). "Efecto del material de enmienda sobre la composta de lodo residual y lirio acuático", en *Memorias del XIII Congreso Internacional y XIX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales*. Acapulco (México) del 11 al 13 de junio de 2014 (en CD).
- Khalil, A. I. et al. (2011). "Changes in Physical, Chemical and Microbial Parameters During the Composting of Municipal Sewage Sludge", en *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, (27), pp. 2359-2369.
- Komilis, D., A. Evangelou y E. Voudrias (2011). "Monitoring and Optimizing the Co-composting of Dewatered Sludge: A Mixture Experimental Design Approach", en *Journal of Environmental Management*, (92), pp. 2241-2249.

- Kulikowska, D. y E. Klimiuk (2011). "Organic Matter Transformations and Kinetics During Sewage Sludge Composting in a Two-Stage System, en *Bioresource Technology*, (102), pp. 10951-10958.
- Li, Y. et al. (2013a). "A New Insights into the Interactions Between Carbon Dioxide and Ammonia Emissions During Sewage Sludge Composting", en *Bioresource Technology*, (136), pp. 385-393.
- Li, Y. et al. (2013b). "Ammonia Emissions and Biodegradation of Organic Carbon During Sewage Sludge Composting with Different Extra Carbon Sources", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (85), pp. 624-630.
- Malińska, K. y M. Zabochnicka-Świątek (2013). Selection of Bulking Agents for Composting of Sewage Sludge, en *International Environmental Law*, 39 (2), pp. 91-103.
- Maulini-Durán, C. et al. (2013). "A Systematic Study of the Gaseous Emissions from Biosolids Composting: Raw Sludge Versus Anaerobically Digested Sludge", en *Bioresource Technology*, (147), pp. 43-51.
- More, T. T. et al. (2010). "Potential Use of Filamentous Fungi for Wastewater Sludge Treatment", en *Bioresource Technology*, (101), pp. 7691-7700.
- Muñoz, M., M. F. Gómez-Rico y R. Font (2013). "Use of Thermogravimetry for Single Characterisation of Samples of the Composting Process from Sewage Sludge", en *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, (103), pp. 261-267.
- Ndegwa, P. M. y S. A. Thompson (2001). "Integrating Composting and Vermicomposting in the Treatment and Bioconversion of Biosolids", en *Bioresource Technology*, (76), pp. 107-112.
- Nicolás, C. et al. (2014). "Soil Aggregation in a Semiarid Soil Amended with Composted and Non-composted Sewage Sludge - A Field Experiment", en *Geoderma*, 219 (220), pp. 24-31.
- Ouyang, J. X. et al. (2014). "Static Aerobic Composting of Municipal Sewage Sludge with Forced Ventilation: Using Matured Compost as Bulking Conditioner", en *Journal of Central South University*, (21), pp. 303-309.

- Pagans, E. et al. (2006). "Ammonia Emissions from the Composting of Different Organic Wastes: Dependency on Process Temperature", en *Chemosphere*, (62), pp. 1534-1542.
- Peña Pichardo, P. (2014). "Efecto de la dosis adicionada y la presentación de lirio acuático (fresco y libre de ácidos grasos volátiles) sobre la composta de lodo residual municipal". Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.
- Ramírez-Coutiño, V. et al. (2013). "Evaluation of the Composting Process in Digested Sewage Sludge from a Municipal Wastewater Treatment Plant in the City of San Miguel de Allende, Central México", en *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29 (3), pp. 87-89.
- Rihani, M. et al. (2010). "In-vessel Treatment of Urban Primary Sludge by Aerobic Composting", en *Bioresource Technology*, (101), pp. 5988-5995.
- Rodríguez, L. et al. (2012). "Domestic Sewage Sludge Composting in a Rotary Drum Reactor: Optimizing the Thermophilic Stage", en *Journal of Environmental Management*, (112), pp. 284-291.
- Salmiati, M. R. S., Z. Ujang y S. Azman (2012). "Potential of Sewage Sludge as Soil Amendment", en *2nd International Conference on Environment and Industrial Innovation. Proceedings... Singapore*, 35, pp. 66-70.
- Sciubba, L. et al. (2013). "Effect of Biosolids from Municipal Sewage Sludge Composted with Rice Husk on Soil Functionality", en *Biology and Fertility of Soils*, (49), pp. 597-608.
- Senechkin, I. V., L. S. Van Overbeek y A. Van Bruggen (2014). "Greater Fusarium wilt Suppression After Complex than After Simple Organic Amendments as Affected by Soil pH, Total Carbon and Ammonia-oxidizing Bacteria", en *Applied Soil Ecology*, (73), pp. 148-155.
- Shafawati, S. N. y S. Siddiquee (2013). "Composting of Oil palm Fibers and *Trichoderma* spp. as the Biological Control Agent: A review", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (85), pp. 243-253.
- Tello-Andrade, A. F., M. C. Jiménez-Moleón y G. Sánchez-Galván (2013). "Compostaje de lodo residual y lirio acuático: efecto de la presentación de la planta (fresca y parcialmente digerida)", en *III Con-*

greso Latinoamericano de Biotecnología Ambiental y Algal. Abril 2013 en David, Chiriquí, República de Panamá. En Cd.

- Tuomela, M. et al. (2000). "Biodegradation of Lignin in a Compost Environment: A Review", *Bioresource Technology*, (72), pp. 169-183.
- Turner, C. (2002), "The Thermal Inactivation of *E. coli* in Straw and Pig Manure", en *Bioresource Technology*, (84), pp. 57-61.
- Tyagi, V. K. y S. L. Lo (2011). "Application of Physico-chemical Pretreatment: Methods to Enhance the Sludge Disintegration and Subsequent Anaerobic Digestion: An Update Review", en *Environmental Science Biotechnology*, (10), pp. 215-242.
- United States Department of Agriculture / Natural Resources Conservation Service (2000). "*Composting in Part 637 Environmental Engineering National Engineering Handbook*". Editors. Washington, D.C. p. 6.
- Usman, K. et al. (2012). "Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and its Environmental Implications", en *American Journal of Plant Sciences*, 3 (12), 1708.
- Villaseñor, J., L. Rodríguez y F. J. Fernández (2011). "Composting Domestic Sewage Sludge with Natural Zeolites in a Rotary Drum Reactor", en *Bioresource Technology*, (102), pp. 1447-1454.
- Wang, K. et al. (2011), "Spatial Distribution of Dynamics Characteristic in the Intermittent Aeration Static Composting of Sewage Sludge", en *Bioresource Technology*, 102 (9), pp. 5528-5532.
- Wang, K. et al. (2013). "The Modelling of Combined Strategies to Achieve Thermophilic Composting of Sludge in Cold Region", en *International Biodeterioration and Biodegradation*, (85), pp. 608-616.
- Wolna-Maruwka, A. (2012). "Analysis of the Impact of Factors Affecting Survivability of Bacteria from the *Enterobacteriaceae* Family During Sewage Sludge Composting", en *Polish Journal of Environmental*, 21 (3), pp. 771-781.
- Wong, J. W. C. et al. (2011). "Influence of Different Mixing Ratios on In-vessel Co-composting of Sewage Sludge with Horse Stable Straw Bedding Waste: Maturity and Process Evaluation", en *Waste Management Resources*, 29 (11), pp. 1164-1170.

- Yañez, R., J. L. Alonso y M. J. Díaz (2009). "Influence of Bulking Agent on Sewage Sludge Composting Process", en *Bioresource Technology*, (100), pp. 5827-5833.
- Zhang, J. et al. (2010). "Simulation of Substrate Degradation in Composting of Sewage Sludge", en *Waste Management*, (30), pp. 1931-1938.
- Zigmontiené, A. y E. Zuokaité (2010). "Investigation Into Emissions of Gaseous Pollutants During Sewage Sludge Composting with Wood Waste", en *Journal of Environmental of Engineering Landscape*, 18 (2), pp.128-136.
- Zhou, H. B. et al. (2014). "Application of a Recyclable Plastic Bulking Agent for Sewage Sludge Composting", en *Bioresource Technology*, (152), pp. 329-336.
- Zuokaité, E. y A. Zigmontiené (2013). "Application of a Natural Cover During Sewage Sludge Composting to Reduce Gaseous Emissions", en *Polish Journal of Environmental Studies*, 22 (2), pp. 621-626.

Capítulo XIV

Revalorización de lodos residuales:

2. Vermicompostaje

José Caballero Viñas¹
María del Carmen Jiménez Moleón^{2*}
César Emmanuel García Mejía³
Mercedes Lucero Chávez⁴
Adriana Fabiola Tello Andrade⁵

* Autora de correspondencia.

¹ Alumno del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: assam19@yahoo.com

² Profesora-Investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mcjimenezm@uaemex.mx

³ Alumno de la Maestría en Ciencias del Agua del Centro. Correo electrónico: kosik_387@hotmail.com

⁴ Profesora-Investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mluceroc@uaemex.mx

⁵ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México y Profesora de la Facultad de Ingeniería Civil, Zona Xalapa. Universidad Veracruzana. Correo electrónico: ftello@uv.mx

Agradecimientos

Se agradece el financiamiento otorgado por la FESE (Proyecto 3379/2013E) y la UAEM (Proyectos 3120/2011 y 3449/2013 CHT) para la realización de las investigaciones referidas en este artículo. Asimismo, agradecer la colaboración de la PTAR del centro comercial Galerías en Metepec, Estado de México.

Introducción

El vermicompostaje es una tecnología basada en la cría intensiva de lombrices para la producción de humus a partir de un sustrato orgánico. Consiste en la bio-oxidación y la estabilización de la materia orgánica por la acción conjunta de lombrices y microorganismos mesófilos en condiciones aerobias. Además de la degradación de materia orgánica por medio de ingestión, las lombrices también ayudan a la penetración de aire y agua en el sustrato debido a su movimiento, permitiendo el desplazamiento de partículas por diferentes estratos y facilitando el movimiento de nutrientes.

El vermicompostaje presenta diversas ventajas con respecto al compostaje convencional, por lo que se suele preferir por las razones siguientes:

- Bajo mantenimiento del proceso (Munroe, 2000: 30; Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi, 2002: 321).
- Descomposición más rápida (Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi, 2002: 321).
- Mejor calidad del producto final, en la promoción del crecimiento de las plantas y el aumento del rendimiento de los cultivos (Atiyeh *et al.*, 2000: 580; Edwards, Dominguez y Arancon, 2004: 2).
- Mayor capacidad del suelo para retener agua tras la aplicación del producto estabilizado (Atiyeh *et al.*, 2000: 589; Edwards, Dominguez y Arancon, 2004: 2).

- No genera producción de residuos tóxicos. Reducción del riesgo de salinización y acidificación del sustrato (Priyanka, 2010: 29).

Diseño del vermirreactor

Cuando se desea diseñar un vermirreactor es necesario considerar los siguientes elementos: a) tipo de sustrato a vermicompostear, b) lugar de la construcción o instalación del vermirreactor y c) tipo de lombriz a utilizar.

Tipo de sustrato a vermicompostear

Se debe considerar que el sustrato representa no solamente el alimento de las lombrices, sino también su hábitat por lo que debe tener una humedad adecuada (70-90%) y alta porosidad ($0.6 \text{ ton} \cdot \text{m}^{-3}$). Por otro lado, se recomienda un bajo contenido de proteínas y/o nitrógeno, lo que se traduce en una alta relación C/N (≈ 30), utilizándose comúnmente el estiércol de diversas especies. Sin embargo, difícilmente un solo sustrato puede proporcionar las características antes mencionadas, y mucho menos por parte de los lodos residuales de las plantas tratadoras de aguas residuales municipales, por lo que generalmente se utilizan materiales adicionales como: residuos de frutas (Singh *et al.*, 2011: 423; Caballero, 2014: 20; Jiménez-Moleón, Caballero y Lucero, 2014: 1), heno (Vasicek, 2013: 4), residuo de maíz (Seyede *et al.*, 2014: 41), periódico (Gupta y Garg, 2009: 430), los lodos de las fábricas de papel (Elvira *et al.*, 1998: 205), hojas (Vasicek, 2013: 4), entre otros. En algunas ocasiones es recomendable hacer un precomposteo del sustrato para que pueda ser más fácilmente digerido por las lombrices, como en el caso del lirio acuático (Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi, 2002: 235) o el estiércol de ovino (Gunadi, Blount y Edwards, 2002: 321). Por ejemplo, no se debe incluir la carne o residuos grasos en la alimentación de las lombrices, a menos que estén precomposteados para romper los aceites y grasas (Ashoke y Lai, 2011: 910).

Lugar de la construcción o instalación del vermirreactor

Si se cuenta con el espacio suficiente, el diseño de un vermirreactor típicamente abarca la construcción de grandes zanjas (figura XIV.1), con longitudes mayores a los 100 metros, anchuras de entre 1-1.5 metros y profundidades que no sobrepasen los 50 cm, ya que la lombriz de tierra

se encuentra generalmente en profundidades no mayores a 40 cm en su hábitat natural (Munroe, 2000: 5). Cuando el espacio es limitado se puede compensar incrementando su ancho (incluso hasta dimensiones cuadradas), por el contrario, un incremento en la profundidad del vermirreactor resulta contraproducente y no es recomendable. Estudios recientes muestran que una alta profundidad (>20 cm) ocasiona bajos niveles de humedad en la superficie (<40%) y en consecuencia las lombrices optan por ocupar solamente los espacios donde los niveles de humedad son más adecuados, retardando con esto el proceso de vermicomposteo (Caballero, 2014: 81).

Por otro lado, el lugar donde se ubique el vermirreactor debe estar alejado de maquinaria pesada “que produzca vibraciones en la tierra”, de depredadores naturales de las lombrices (tales como las aves) o de agentes que puedan destruir o escarbar en los vermirreactores. Finalmente debe estar protegido de la luz, altas (>30°C) o bajas temperaturas (10°C).

Figura XIV.1. Vermirreactor

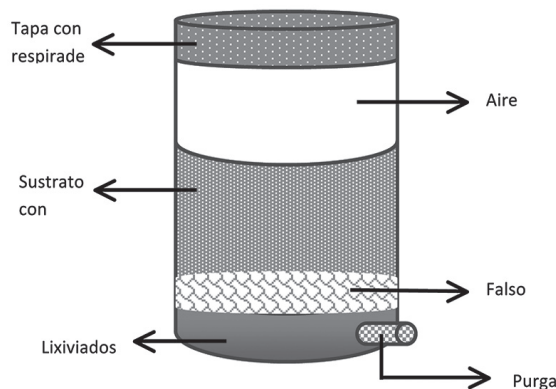


Fotografía digital: archivo de los autores.

En la implementación de un vermirreactor de laboratorio o doméstico se suele adaptar un recipiente (figura XIV.2) o se recurre a diseños comerciales. En cualquier caso, hay que tener en cuenta las siguientes consideraciones (Munroe, 2000: 22; Priyanka, 2010: 31):

- a) Es imprescindible que el vermirreactor cuente con un sistema de drenaje o falso fondo, que permita que el agua no se concentre en el reactor y genere condiciones anaerobias, además dicho sistema puede utilizarse para realizar la colecta de lixiviados, los cuales se pueden reciclar al vermirreactor cuando este requiera mayor humedad o bien retirarlos, dependiendo de la concentración de nutrientes que se desee obtener.
- b) Cubrir la base con una capa de tejas o láminas de polietileno, para evitar que las lombrices se trasladen al fondo.

Figura XIV.2. Esquema de un vermirreactor de laboratorio o doméstico



Técnica digital: archivo de los autores.

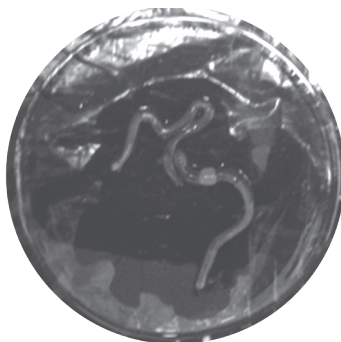
- c) Colocar 15-20 cm de una capa gruesa de material de desecho orgánico sobre la base. Además del sustrato se recomienda, espolvorear roca de fosfato en polvo (si está disponible) en el material de desecho y una pequeña capa de unos 2 cm de estiércol de vaca, ya que esto ayuda a mejorar la calidad nutricional de la mezcla.
- d) Cubrir y proteger el vermirreactor de la luz y, de preferencia, colocarle material adiabático (como unicel), para protegerlo de las bajas temperaturas.
- e) Las lombrices proveen al sistema aireación, sin embargo es conveniente establecer un sistema de ventilación, que puede ser provisto simplemente por un espacio vacío entre la superficie del sustrato y la cubierta del reactor.

Tipo de lombriz a utilizar

Es importante seleccionar los individuos más adecuados para la tarea, se recomienda utilizar lombrices adultas, en el caso de la lombriz roja de california es fácil ubicarlas por su color (rojo-magenta), largo (>10cm) y con clitelo (figura XIV.3). Se recomienda también utilizar individuos que estén acostumbrados a digerir un material parecido al sustrato a utilizar o, en su defecto, aclimatarlos al nuevo sustrato, combinándolo gradualmente con el que estaban ingiriendo. Las especies de lombrices de tierra de uso común en vermicompostaje son: *Eisenia andrei* (gusano tigre rojo o niño inquieto rojo); *Eisenia foetida* (lombriz roja de california); *Eudrilus eugeniae* (lombriz africana o Miñoca); *Lumbricus rubellus* (lombriz roja) y *Perionyx excavatus* (gusano azul de la India). Las lombrices del género “Eisenia” son las dominantes en el vermicompostaje comercial, especialmente en regiones templadas. Si bien la lombriz roja de california es la más utilizada, no está demás decir que no es conveniente introducirla fuera de su propio ecosistema, por los daños ecológicos que podría ocasionar o, en caso de hacerlo, mantenerla estrictamente controlada y aislada. Las principales razones para preferirlas son (Munroe, 2000: 6; Priyanka, 2010: 24):

- Rápido consumo de alimentos y mayores tasas de reproducción
- Supervivencia en una amplia gama de climas (0 a 35°C)
- Capacidad para habitar, consumir y reproducirse en un entorno altamente nutritivo, por ejemplo composta

Figura XIV.3. Lombriz (*Eisenia foetida*) con clitelo



Fotografía digital: archivo de los autores.

Arranque del vermirreactor

Antes de introducir las lombrices, es necesario verificar que el sustrato tenga la humedad adecuada ($\approx 70\%$). Es importante considerar esto ya que, con la excepción de calor extremo o frío, nada matará más rápido a las lombrices que la falta de una humedad adecuada. La medida del pH antes de la introducción de los individuos es esencial ya que *Eisenia foetida* pueden sobrevivir en un rango de pH de 6 a 8 (Edwards, 1998: 353). Aunque las lombrices prefieren un pH 7 o ligeramente superior (Agnieszka *et al.*, 2013: 79). Asimismo, la evaluación de sales es esencial ya que las lombrices son muy sensibles a ellas, se recomienda una concentración de sales inferior al 0.5% (Gunadi, Blount y Edwards, 2002: 323). Si el sustrato a vermicompostear presenta un alto contenido de sales, se recomienda un proceso de compostaje previo para reducir dicho parámetro (Fornes *et al.*, 2012: 304; Peña, 2014: 71; Caballero, 2014: 16).

Un método empírico para evaluar un sustrato durante el arranque, consiste en exponer el vermirreactor a la luz durante una hora, con el fin de ver si las lombrices optan por enterrarse en el sustrato y mantenerse ahí, en cuyo caso, se puede inferir que el sustrato no es dañino para ellas (Munroe, 2000: 26).

Monitoreo del vermirreactor

El adecuado monitoreo del vermirreactor es esencial para verificar su buen funcionamiento, así como la detección de posibles problemas durante su actividad. Aun cuando es el método normalizado (NMX-FF-109-SCFI-2008) (DOF, 2008: 16), el monitoreo de humedad de la mezcla durante el vermicompostaje se suele complicar si se opta por realizar un análisis por estufa, ya que requiere que la muestra sea secada durante 24 h, por lo que se sugiere evaluar los niveles de humedad requeridos para su buen funcionamiento (60-70%), mediante la prueba del puño, que consiste en tomar una muestra de residuos con un guante, cerrar la mano, apretar y abrir; si al apretar el puño se caen 2 o 3 gotas y los residuos se mantienen unidos, la pila se encuentra en un intervalo de humedad dentro de lo recomendado, si no, hay que adicionarla, dicha técnica es comúnmente seguida por las personas que se dedican al vermicomposteo comercial (Ravera y de Sanso, 2003: 34, Ruiz, 2011: 16).

Asimismo, se recomienda monitorear el pH y la temperatura al menos una vez por semana y drenar los lixiviados para evitar que los niveles de humedad en el fondo sobrepasasen el 90%. Por otro lado, se recomienda además que, durante el seguimiento del vermicompostaje, se lleve a cabo una revisión visual de los individuos, estos deberán mantener un buen aspecto y fuerza, verificable fácilmente al percibir la manera en que una lombriz se resista a su captura.

En la tabla XIV.1 se presenta un resumen de los principales requerimientos para llevar a cabo el proceso de vermocompostaje. Mientras que en la tabla XIV.2 se muestra una lista de algunos problemas comunes que surgen durante el vermicompostaje con sus posibles causas y soluciones recomendadas.

Tabla XIV.1. Consideraciones para el vermicompostaje

Parámetro	Rango óptimo /Consideración
Humedad	70-80%
Tamaño de partículas, porosidad y densidad de la mezcla	Densidad máxima= $0.6 \text{ ton}\cdot\text{m}^{-3}$
Relación C/N	30:1
pH	6-8
Concentración de sales	<0.5%
Ventilación adecuada	Las lombrices no sobreviven en condiciones anaeróbicas. Los altos niveles de grasa o el exceso de humedad pueden promover la falta de oxígeno y matar las lombrices.
Sustancias tóxicas	El NH_3 y/o los residuos de carnes o grasas pueden matar a las lombrices.
Temperatura	20-25°C

Fuente: adaptada de Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi (2001: 178); Ramírez y Lina, (2000: 18-19); Atiyeh *et al.* (2000: 581) y Zirbes *et al.* (2011: e21927).

Tabla XIV.2. Problemas y soluciones en lombricompostaje

Problema	Causas	Solución
Malos olores	Sobrealimentación Demasiada humedad Aire insuficiente	Dejar de alimentar por 2 semanas Mezclar por capas Verificar los agujeros de drenaje/ volar el sustrato
Atracción de vectores	Alimentos podridos Demasiada comida, especialmente cítricos Larvas	Cubrir con soporte nuevo No sobrealimentar las lombrices/ reducir los alimentos ácidos Quitarlas/enterrar el sustrato Removerlos y cambiar ubicación
Las lombrices se están muriendo	Demasiada humedad Poca humedad Temperaturas extremas Aire insuficiente Comida insuficiente	Mezclar con soporte seco/destapar Humedecer Mover el vermicompostador Verificar los respiraderos Agregar más comida-residuo
Las lombrices se están saliendo	Vibraciones pH del sustrato está bajando	Eliminarlas pH<5, cambiar el sustrato

Fuente: Munroe (2000: B1) y Caballero (2014: 28).

Producto final

La vermicomposta está lista cuando el material se presenta moderadamente suelto, desmenuzable, granular, ligero y de color marrón oscuro, con olor a tierra negra. El pH de la vermicomposta se tiende encontrar en el rango de 6.3 a 7.2.

El humus se debe secar en hileras, en un espacio cerrado y tamizado (diámetro de maya 3 mm), ya que las partículas ya procesadas por la lombriz tienen un diámetro menor. El material que no pase la criba, presumiblemente aún no digerido, puede ser incorporado a la fase de precomposteo. Para separar las lombrices del humus, se suelen utilizar los siguientes métodos:

- *Transferencia gradual.* Aquí dos contenedores son utilizados como alternativa. En el primero se colocan las lombrices con el sustrato.

Posteriormente, se coloca un segundo recipiente preparado con soporte fresco e interconectado al primero, gradualmente las lombrices mudarán de un recipiente al otro. Cuando todos los individuos se encuentren en el segundo recipiente, el primer contenedor contendrá una proporción muy elevada de producto procesado.

- *Separación por luz* (figura XIV.4). Este método utiliza la sensibilidad a la luz por parte de las lombrices y su tendencia a formar madrigueras debajo de la superficie con el fin de escapar de las fuentes de luz. El material se extiende sobre una superficie expuesta a una fuente de luz, esto hace que los individuos rápidamente bajen hacia la madriguera y permite la remoción del material superficial como vermicomposta.

Figura XIV.4. Separación de las lombrices utilizando una fuente de luz



Fotografía digital: archivo de los autores.

Así, una vez que las lombrices han mudado al fondo, se procede a retirar por capas, al final, la delgada capa inferior contendrá a todas las lombrices.

La calidad de la vermicomposta variará de acuerdo con la fuente de alimento, proceso que se utilizó para la producción y las post-prácticas de procesamiento (secado y cribado). Sin embargo, el humus de lombriz contiene principalmente las siguientes características (Atiyeh *et al.*, 2000: 588, Edwards, Dominguez y Arancon, 2004: 51):

- *Alto nivel de nutrientes disponibles para las plantas.* En tanto que la composta convencional es mayor en cantidades de amonio, la vermicomposta tiende a ser mayor en nitratos. Asimismo, la cantidad de nutrientes, incluyendo P, K, S y Mg, es mayor en el humus de lombriz.
- *Nivel de microorganismos benéficos.* La vermicomposta es 1 000 veces más rica en vida microbiana activa que la composta convencional.
- *Capacidad de estimular el crecimiento de las plantas.* Atiyeh et al. (2000: 289) demostraron consistentemente que los residuos orgánicos de la lombricomposta tienen efectos beneficiosos sobre el crecimiento de plantas debido a su riqueza en nutrientes. Utilizada como abono, la vermicomposta mejoró de forma constante la germinación de semillas, así como el aumento del crecimiento y el desarrollo de plantas y especies vegetales.
- *Capacidad para suprimir enfermedades.* Los altos niveles de microorganismos benéficos en el humus ayudan a proteger a las plantas de patógenos y también bloquean el acceso a las raíces de las plantas ya que tienden a ocupar todos los sitios disponibles.

La calidad del humus de lombriz está regulada en México por la norma NMX-FF-109-SCFI-2008 (DOF, 2008: 9), a continuación se muestran los límites máximos permisibles en cuanto a contaminación microbiológica (tabla XIV.3), y las especificaciones fisicoquímicas que debe de cumplir el humus de lombriz (tabla XIV.4).

Tabla XIV.3. Límites máximos permisibles para especificaciones microbiológicas (Lombricomposta)

Microorganismo	Tolerancia
<i>Escherichia coli</i>	≤ 1000 NMP por g en base seca
<i>Salmonella spp</i>	3 NMP por 4g, en base seca
Huevos de helmintos viables	1 por 4g, en base seca
Hongos Fitopatógenos	Ausente

Fuente: DOF (2008: 9).

Tabla XIV.4. Especificaciones Fisicoquímicas del humus de lombriz

Característica	Valor
Nitrógeno total	De 1 a 4% (base seca)
Materia orgánica	De 20 a 50% (base seca)
Relación C/N	≤ 20
Humedad	De 20 a 40% (sobre materia húmeda)
pH	De 5.5 a 8.5
Conductividad eléctrica	≤ 4 dS/m
Capacidad de intercambio catiónico	>40 cmol/kg
Densidad aparente sobre materia seca	0.4 a 0.9 g/mL
Materiales adicionados	Ausente

Fuente: DOF (2008: 9).

Vermicompostaje de alta tasa

El reactor de alta tasa es una tendencia relativamente reciente. Consiste en utilizar una mayor cantidad de lombrices de las utilizadas normalmente (20 adultos/L sustrato) para acelerar la producción de humus y tratar mayores cantidades de sustrato. En condiciones ideales, las lombrices pueden consumir más de la mitad de su peso corporal por día, lo que significa que la cantidad de humus producida con respecto al tiempo es directamente proporcional al número de lombrices contenidas en el vermirreactor, siempre que el sustrato sea aprovechable. En síntesis, para elevar la calidad del sustrato final se recomienda incrementar el tiempo de retención y utilizar mayores densidades de lombriz.

El primer trabajo encontrado con mayor densidad de lombriz que la convencional pertenece a Datar, Rao y Reddy, (1997: 89), quienes investigaron los efectos de utilizar 28, 46 y 65 lombrices/L (*E. eugeniae*) en el vermicomposteo de lodos residuales, encontrando que el aumento de la zoomasa trajo como consecuencia la mejora directa en la producción de humus. Sin embargo, quienes acuñaron el término de alta tasa fueron Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi, (2002: 235), ellos desarrollaron un método para tratar lirio acuático precompostado en vermirreactores con *Eudrilus eugeniae*, utilizando diferentes densidades de lombriz (50, 62.5,

75, 87.5, 100, 112.5, 125, 137.5 y 150 lombrices/L). Los resultados mostraron que a medida que subió el número de lombrices en los reactores, la producción de vermicomposta se incrementó continuamente, pasando de 46.6% (para el convencional) a 93.4% (150 lombrices/L).

En la tabla XIV.5, se presenta un compendio de diversos estudios de vermirreactores operados en alta tasa. Se puede apreciar que a mayor densidad poblacional la producción de humus se vio beneficiada. Sin embargo, diversos autores han reportado que en algunos casos lo que se ve afectado es la reproducción de la lombriz al incrementar la densidad de población. Por ejemplo, para *Eisenia foetida* la tasa de reproducción fue inversamente proporcional a la cantidad de individuos contenidos en el vermirreactor cuando se utilizó una densidad de lombriz mayor a 50 lombrices/L, vermicomposteando lodos primarios (Hait y Vinod, 2011: 2812) y lodos secundarios con lirio acuático seco (Caballero, 2014: 79).

Tabla XIV.5. Resultados de diversos vermirreactores operados en alta tasa

Autor	Lombriz (Densidad, lombrices/L)	Sustrato	Observaciones
Datar, Rao y Reddy (1997:89)	<i>Eudrilus eugeniae</i> (28-65)	Lodos residuales	El crecimiento de las lombrices disminuyó a medida que subió la densidad de población y en contraparte se incrementó la producción de humus
Ndegwa, Thompson y Das (2000: 5)	<i>Eisenia foetida</i> (20-50)	Composta de basura orgánica	El incremento de la densidad de población generó una mayor producción de humus
Gajalakshmi, Ramasamy y Abbasi (2002: 235)	<i>Eudrilus eugeniae</i> (50-150)	Precomposta de lirio acuático y estiércol de vaca	Aumento de producción desde un 46.6 % (50 lombrices/L) a 93.4% (150 lombrices/L)
Hait y Vinod (2011: 2812)	<i>Eisenia foetida</i> (75-125)	Lodo primario precompostado	75 Lombrices/L: densidad de población más favorable considerando producción y reproducción

Conclusiones

El vermicompostaje consiste en la degradación de la materia orgánica, a través de la actividad conjunta de lombrices y microorganismos, está considerado como una tecnología limpia, sin impacto ambiental y cuyos costes de inversión, energéticos y de mantenimiento son relativamente bajos. En su implementación no se recomienda el uso de lombrices no nativas de la región donde se trabaje. En caso de hacerlo se debe mantener a las lombrices estrictamente controladas y aisladas.

Difícilmente un solo sustrato puede proporcionar los nutrientes (C y N, principalmente) y características fisicoquímicas requeridas en el vermicompostaje, por lo que generalmente se aconsejan materiales adicionales (enmienda y/o soporte) como residuos de frutas, hojas, entre otros. En ocasiones, cuando el material es lentamente biodegradable, como es el caso del lirio acuático y con las altas concentraciones de aceites y grasas se vuelve dañino para las lombrices, por eso es recomendable hacer un precomposteo del sustrato.

Una mayor población de lombriz en los vermirreactores permite tratar mayores cantidades de sustrato en un menor tiempo, sin embargo, puede provocar un decremento o nulidad en la reproducción.

El producto final puede ser utilizado como regenerador de suelos, ya que favorece la producción de sustancias húmicas, así como la posible producción de reguladores de crecimiento de plantas. El humus de lombriz contiene una mayor cantidad de nutrientes disponibles para las plantas (P, K, S y Mg) en comparación con un proceso de composteo.

Bibliografía

- Agnieszka, P. et al. (2013). "Composting of Oiled Bleaching Earth: Fatty Acids Degradation, Phytotoxicity and Mutagenicity Changes", en *International Biodeterioration & Biodegradation*, 78, pp. 49-57.
- Ashoke, D. y K. M. Lai (2011). "Design and Application of a Pre-composting Test Step to Determine the Effect of High Fat Food Wastes on an Industrial Scale In-vessel Composting System", en *International Biodeterioration & Biodegradation*, 65 (6), pp. 906-911.

- Atiyeh, R. M. et al. (2000). "Effects of Vermicomposts and Composts on Plant Growth in Horticultural Container Media and Soil", en *Pedobiologia*, 44, pp. 579-590.
- Caballero, J. (2014). "Estudio de los efectos de la densidad de lombriz y la relación superficie/volumen en un vermirreactor de alta tasa, alimentado con lirio acuático seco y lodo residual precompostados". Tesis de Doctorado. CIRA / UAEM, Toluca, México, pp. 13-42.
- Clarke, W., M. Taylor y R. Cossins (2007). "Evaluation by Respirometry of the Loading Capacity of a High Rate Vermicompost Bed for Treating Sewage Sludge", en *Bioresour Technol*, 98 (13), pp. 2611-2618.
- Datar, M. T., M. N. Rao y S. Reddy (1997). "Vermicomposting - A Technological Option for Solid Waste Management", en *Solid Waste Technol*, 24 (2), pp. 89-93.
- DOF (2008). NMX-FF-109-SCFI-2008. "Humus de lombriz (lombricomposta). Especificaciones y métodos de prueba", en *Diario Oficial de la Federación*, México, pp. 12-24.
- Edwards, C. (1998). "The Use of Earthworms in the Breakdown and Management of Organic Wastes", en C. A. Edwards (ed.). *Earthworm Ecology*. St. Lucie Press, Boca Raton, pp. 327-354.
- Edwards, C., J. Dominguez y N. N. Arancon (2004). "Vermicomposts Suppress Plant Pest and Disease Attacks", en *Rednova News*. Disponible en <http://www.rednova.com> [mayo de 2014].
- Elvira, C. et al. (1998). "Vermicomposting of Sludges from Paper Mill and Dairy Industries with Eisenia Andrei: A Pilot-scale Study", en *Bioresour Technol*, 63 (3), pp. 205-211.
- Fornes, F. et al. (2012). "Composting Versus Vermicomposting: A Comparative Study of Organic Matter Evolution Through Straight and Combined Processes", en *Bioresour Technol*, 118, pp. 296-305.
- Gajalakshmi, S., E. V. Ramasamy y S. A. Abbasi (2001). "Potential of Two Epigeic and Two Anecic Earthworm Species in Vermicomposting of Water Hyacinth", en *Bioresour Technol*, 76 (3), pp. 177-181.

- _____. (2002). "High-rate Composting-vermicomposting of Water Hyacinth (*Eichhorniacrassipes*, Mart. Solms)", en *Bioresource Technology*, 83, pp. 235-239.
- Gunadi, B., C. Blount y C. A. Edwards (2002). "The Growth and Fecundity of *Eisenia Fetida* (Savigny) in Cattle Solids Pre-composted for Different periods", en *Pedobiologia*, 47, pp. 321-329.
- Gupta, E. y V. Garg (2009). "Vermiremediation and Nutrient Recovery of Non-recyclable Paper Waste Employing *Eisenia Fetida*", en *Journal of Hazardous Materials*, 162, pp. 430-439.
- Hait, S. y V. Tare (2011). "Vermistabilization of Primary Sewage Sludge", en *Bioresource Technology*, 102, pp. 2812-2820.
- Jiménez Moleón, M. C., J. Caballero y M. Lucero (2014) "Efecto del material de enmienda sobre la composta de lodo residual y lirio acuático". *Memorias del XIII Congreso Internacional y XIX Congreso de Ciencias Ambientales*, Acapulco, México, pp. 2659-2665.
- Kharrazi, S. M., H. Younesi y J. Abedini-Torghabeh (2014). "Microbial Biodegradation of Waste Materials for Nutrients Enrichment and Heavy Metals Removal: An Integrated Composting-vermicomposting Process", en *International Biodeterioration & Biodegradation*, 92, pp. 41-48.
- Munroe, G. (2000). "Manual of On-farm Vermicomposting and Vermiculture", en *Organic Agriculture Centre of Canada*. Disponible en http://www.organicagcentre.ca/DOCs/Vermiculture_FarmersManual_gm.pdf. [abril de 2013].
- Ndegwa, P. M., S. A. Thompson y K. C. Das (2000). "Effects of Stocking Density and Feeding Rate on Vermicomposting of Biosolids", en *Bioresource Technology*, 71, pp. 5-12.
- Peña, P. (2014). "Efecto la dosis adicionada y la presentación de lirio acuático sobre la composta de lodo residual municipal". Tesis de Maestría. CIRA / UAEM, Toluca, México.
- Priyanka (2010). "Thesis on Management of Water Hyacinth Biomass Along with Industrial Effluents Through Mushroom Culturing & Vermicomposting", en *Department of Biotechnology & Environmental Sciences Thapar*, pp. 11-85.

- Ramírez, E. y C. Lina (2000). "Composteo de lodos", en *Curso Teórico-Práctico de Tratamiento de lodos residuales*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Cuernavaca, s. p.
- Ravera, R. y A. de Sanso (2003). "Lombricultura". Disponible en www.agroconnection.com/specialites/5054A00281.htm. [marzo de 2012].
- Ruiz, M. (2011). "Taller de elaboración de lombricomposta", en *ULA publicaciones* (ed.). ULA / Universidad Iberoamericana, A.C. México, s. p.
- Singh, R. et al. (2011). "Management of Biomass Residues Generated from Palm Oil Mill: Vermicomposting a Sustainable Option", en *Resources Conservation and Recycling*, 55 (4), pp. 423-434.
- Vasicek, A. (2013). "Capacitación para el reciclado de residuos", en *Orgánicos*. Disponible en <http://www.usodelsuelo.unlp.edu.ar/CAPACITACION.pdf> [noviembre 2013].
- Zirbes, L. et al. (2011). "Earthworms Use Odor Cues to Locate and Feed on Microorganisms in Soil", en *PLoS ONE*, 6 (7), e21926-e21929.

Capítulo XV

Sistema de modelos termohidrológicos para la evaluación de la eficiencia en el aprovechamiento de recursos hídricos

Carlos Díaz Delgado¹
María Vicenta Esteller Alberich^{2*}
Carlos Roberto Fonseca Ortiz³

* Autora de correspondencia.

¹ Profesor-Investigador del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: cdiazd@uaemex.mx

² Profesora-Investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mvestellera@uaemex.mx

³ Alumno del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: crfonsecao@uaemex.mx.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo recibido por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) a través del proyecto núm. 218303.

Introducción

Algunos factores, como el desarrollo de nueva tecnología o implementación de estrategias, pueden fomentar la disminución de la cantidad de agua requerida para producir bienes y servicios. Pero cuando no existen estos factores, las sociedades con una baja cantidad de recursos hídricos renovables necesitan extraer mayores recursos no renovables. De una forma convencional se ha considerado como recurso hídrico renovable aquel que proviene de la recarga de lluvia e importaciones (Gleick, 2002), pero los balances hídricos generales pueden proporcionar una perspectiva errónea con respecto a la localización de dichos recursos al considerar homogénea la región de estudio. Por otro lado, desde la perspectiva científica, los modelos distribuidos parecen ser la solución a este problema, pero no garantizan su aplicación en cualquier lugar debido a la gran cantidad de información que requieren para su ejecución. El modelo ideal sería aquel que con la información disponible proporcione resultados útiles y coherentes para la toma de decisiones. Adicionalmente, es necesaria una comprensión de la energía invertida por el ambiente para que ocurran los fenómenos hidrológicos de precipitación, escurrimiento, evapotranspiración e infiltración para determinar tanto la clasificación como el valor de los recursos hídricos de manera temporal y espacial.

Por otro lado, la duración del sistema con un funcionamiento "aceptable" está vinculada con los conceptos de sustentabilidad y renovabilidad

de los recursos. Entre mayor sea la tasa de uso de recursos renovables, con respecto a los no renovables, y menor sea el consumo de recursos provenientes del sistema socioeconómico, mayor será el tiempo que un sistema pueda sustentar o mejorar su estado, crecimiento y permanencia en el tiempo. Estas últimas características podrían ser la base de una definición de “desarrollo”.

Los modelos hidroeconómicos consideran, por lo general, la disponibilidad y oferta de las fuentes de abastecimiento como aguas superficiales y subterráneas, así como una prelación de los usos para obtener como resultado un balance en función de volúmenes concesionados y almacenados. Una ineficiente asignación de volúmenes del agua deriva irremediablemente en conflictos sociales que diversos campos del conocimiento como la hidrología, economía, sociología, biología y física analizan desde diferentes perspectivas para intentar encontrar una solución. El sistema de modelos termohidrológicos aquí propuesto pretende proporcionar una herramienta práctica y útil para la toma de decisión en temas relacionados con la asignación de recursos hídricos, la identificación de restricciones en explotación de agua y la planeación para suministro de agua desde diversas fuentes hacia usos agrícolas, industriales y públicos. Además, esta metodología es desarrollada de tal forma que puede ser aplicada a cualquier sistema hidrológico delimitado por una cuenca, gracias a la construcción de los modelos matemáticos sobre una plataforma informática conformada por el paquete de programación Delphi y el software de desarrollo de sistemas de información geográfica (SIG) denominado Idrisi.

Metodología

El sistema de modelos hidrológicos, propuesto en el presente trabajo, ha sido aplicado en la cuenca del curso alto del río Lerma (CARL), perteneciente a la región hidrológica-administrativa VIII, “Lerma-Santiago-Pacífico”, que es una de las principales regiones del país por su desarrollo económico y el valor agregado que genera, además, provee agua a sus usuarios internos y abastece una proporción significativa de la demanda del Distrito Federal y Guadalajara, los dos polos más importantes del país (Caire, 2005).

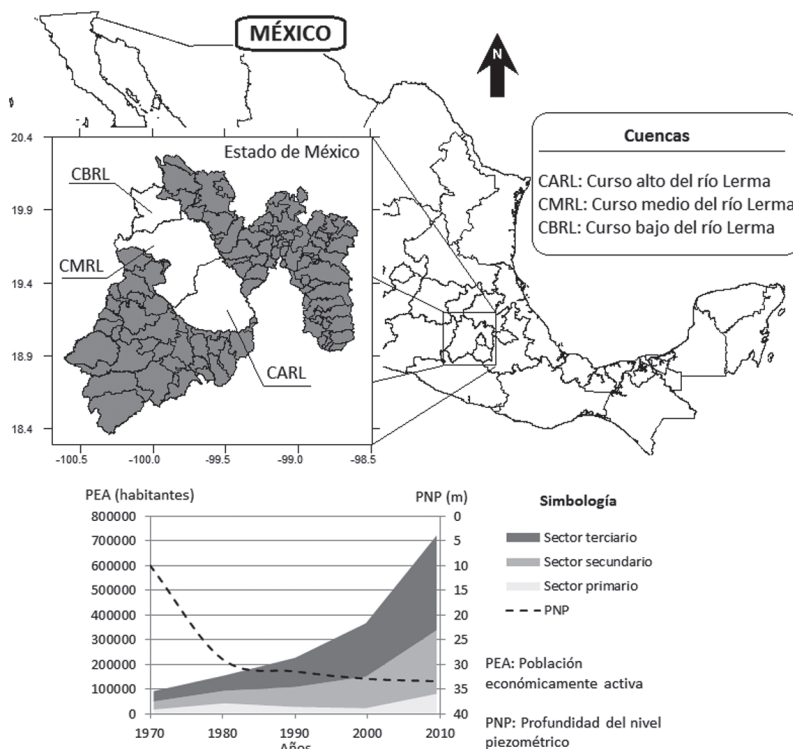
Algunos de los problemas principales que enfrenta la región hidrológica-administrativa VIII, y que afectan de manera significativa al CARL son

la sobreexplotación de los acuíferos de la región, los altos niveles de contaminación de origen agrícola, industrial y urbano e infraestructura insuficiente para el tratamiento de aguas residuales y mantenimiento de los cuerpos de agua. La exportación de aguas a la ciudad de México, la alta densidad poblacional, propiciada por el establecimiento y desarrollo de zonas industriales, y la intensa generación de desechos industriales y domésticos han colaborado para que esta cuenca sea considerada una de las más contaminadas del país (Esteller y Díaz-Delgado, 2000).

Los recursos hídricos de la cuenca del CARL, y específicamente los correspondientes a las lagunas de Almoloya, han sido aprovechados desde hace más de 3 500 años por los primeros asentamientos humanos en forma de chinámpas y campos elevados para zonas de cultivo (Sugiura, 1998). Pero, no fue sino hasta la década de 1960 cuando se inició el trasvase del agua hacia la ciudad de México con un caudal de 3.5 m³/s dentro de una nueva política económica del desarrollo urbano rural (Ibarra, 2010). Esta actividad, correspondiendo con los respectivos beneficios políticos y económicos a los residentes, provocó la rápida desecación del lago en un lapso de 10 años. De aquí en adelante, la explotación de los recursos hídricos subterráneos tomó el lugar de la fuente principal de suministro, permitiendo que el resto de las aguas superficiales se convirtieran en los cuerpos receptores de los contaminantes originados por la naciente industria y su respectivo crecimiento demográfico. Sin dejar de lado la actividad agrícola, el aumento en las actividades económicas secundarias y terciarias demanda volúmenes de agua cada vez mayores, reflejados en el abatimiento constante de las reservas acuíferas y descuidando la calidad de los cuerpos de agua superficiales (figura XV.1).

La intensa explotación y contaminación del agua son únicamente efectos someros de la profunda problemática en la cuenca del CARL, que Ibarra (2010) califica como una combinación entre la voluntad política, inversión económica y la validación, o mejor dicho, aprobación social.

Figura XV.1. Localización de la cuenca del CARL, evolución de sus actividades económicas y abatimiento del nivel de agua en su acuífero



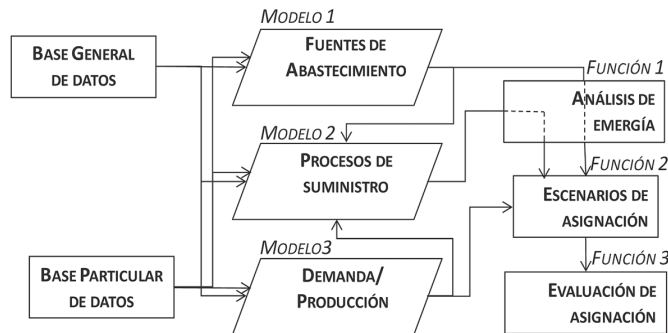
Fuente: elaboración propia con datos de IMTA (2009) e IMTA (2012).

El sistema de modelos termohidrológicos desarrollado (figura XV.2) tiene como base una estructura conformada por tres modelos que proporcionan la información para la construcción de escenarios de asignación de agua y su evaluación en términos económicos, energéticos y sustentables. Los dos modelos, fuentes de abastecimiento y demanda/ producción, pueden ejecutarse de manera paralela al requerir información independiente (aunque no excluyente). Los resultados obtenidos de estos modelos son utilizados parcialmente por el modelo de Procesos de suministro y, en combinación, generan los escenarios a evaluar en función de diferentes condiciones climáticas, criterios de demanda y características operativas en las fuentes de suministro. Por otro lado, a excepción del modelo Demanda/ Producción, los modelos deben filtrarse por un análisis que determine la energía equivalente que represente sus productos

(recursos hídricos en el caso de Fuentes de abastecimiento y bienes y servicios en el caso de Procesos de suministro) como lo muestra Fonseca (2014).

La información de entrada al sistema se ha clasificado de acuerdo con el nivel de participación para más de un caso de estudio en base general o particular de datos. La base general de datos contiene información que es de utilidad para más de una cuenca hidrográfica, mientras que la base particular de datos proporciona información espacio- temporal correspondiente únicamente a la cuenca en estudio. En este sentido, para la aplicación de la propuesta metodológica se utilizó la información disponible de la cuenca del Curso Alto del Río Lerma (CARL), la cual presenta un intenso aprovechamiento de aguas subterráneas debido al acelerado crecimiento demográfico e industrial (Esteller y Díaz-Delgado, 2002).

Figura XV.2. Estructura general del sistema termohidrológico para la evaluación de eficiencia en una cuenca hidrográfica



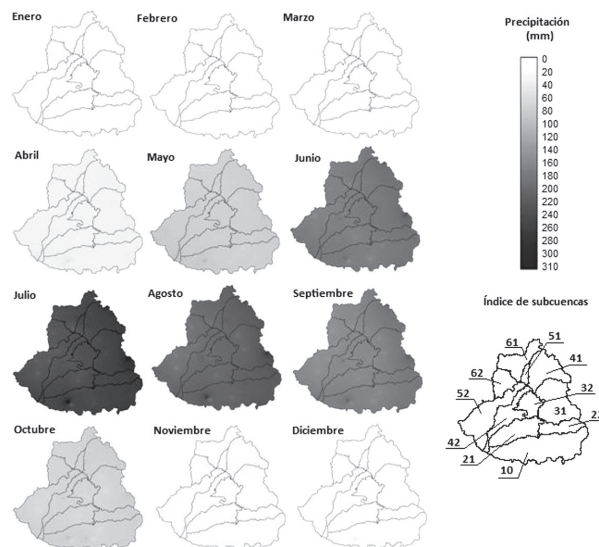
La base general de datos, además de contribuir a los primeros tres modelos del sistema, debe proporcionar flujos de energía y valores usuales de conversiones solares en los requerimientos energéticos. Esto debido a que los análisis realizados en cada uno de los modelos atraviesan un procedimiento para homogeneizar las unidades de medición al parámetro energético conocido como energía, energía disponible necesaria para crear un producto o servicio (Odum, 1996).

Resultados

En la aplicación del modelo Fuentes de abastecimiento, se utilizó como base de datos los registros de la red de datos de estaciones climatológicas de México (CLICOM), difundido por el Servicio Meteorológico Nacional SMN (2009). Es decir, datos de 79 estaciones que consideran un búfer de 8 km, incluyendo el límite físico del acuífero del Valle de Toluca. Este módulo fue aplicado cada mes, con un mínimo de 20 años de registro, considerando años secos, medios y húmedos. Para ello, se definieron los cuantiles cuyos umbrales de probabilidad de ocurrencia sean iguales al 20% y 80% para los años secos y húmedos, respectivamente.

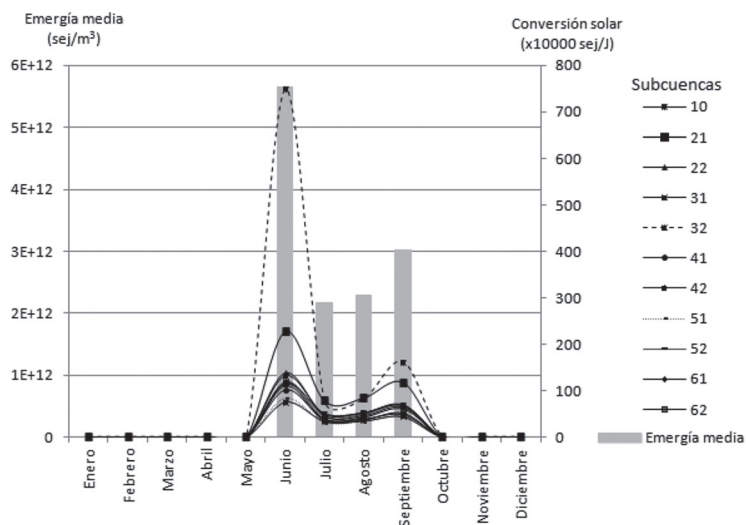
Ejemplo de la distribución de la precipitación en toda la cuenca para un año medio se muestra en la figura XV.3. Se observa que el periodo con mayor precipitación abarca del mes de mayo a octubre. El volumen de lluvia total se estimó en 2013 hm³ para el año, con una lámina promedio de precipitación de 965 mm. La precipitación para un año seco se estimó en 1 173 hm³ al año, con una lámina promedio de 562 mm, mientras que uno húmedo precipita un volumen anual de 2 894 hm³, con una lámina promedio de 1 387 mm.

Figura XV.3. Distribución temporal y espacial de la precipitación media en el CARL



La emergía anual de las aguas superficiales resultó de 2.79×10^{12} sej/m³, con una conversión solar de 2.88×10^5 sej/J. Sin embargo, los valores mensuales presentaron variaciones de acuerdo con los sólidos disueltos totales, medidos en su río principal en temporada de lluvia. Con respecto a las subcuencas, la emergía media fue de 2.79×10^{12} sej/m³ con una desviación estándar de 7.17×10^{12} sej/m³ y una conversión solar media de 2.88×10^5 sej/J, con una desviación estándar de 1.7×10^6 sej/J. En general, los valores más altos de conversión solar se presentan en las subcuencas de la margen izquierda del río Lerma. La subcuenca donde se asienta la mayoría de la actividad industrial refleja también una de las mayores concentraciones de contaminantes descargados a los cuerpos de agua superficial. En esta subcuenca se asientan la mayor parte de industrias en la región y, a pesar de contar con plantas tratadoras de agua residual, presenta los valores más altos de conversión solar y la mayor variación temporal como se observa en la figura XV.4 (la conversión solar de junio es casi 10 veces mayor que la de julio).

Figura XV.4. Comportamiento temporal de la conversión solar de aguas superficiales en subcuencas del CARL

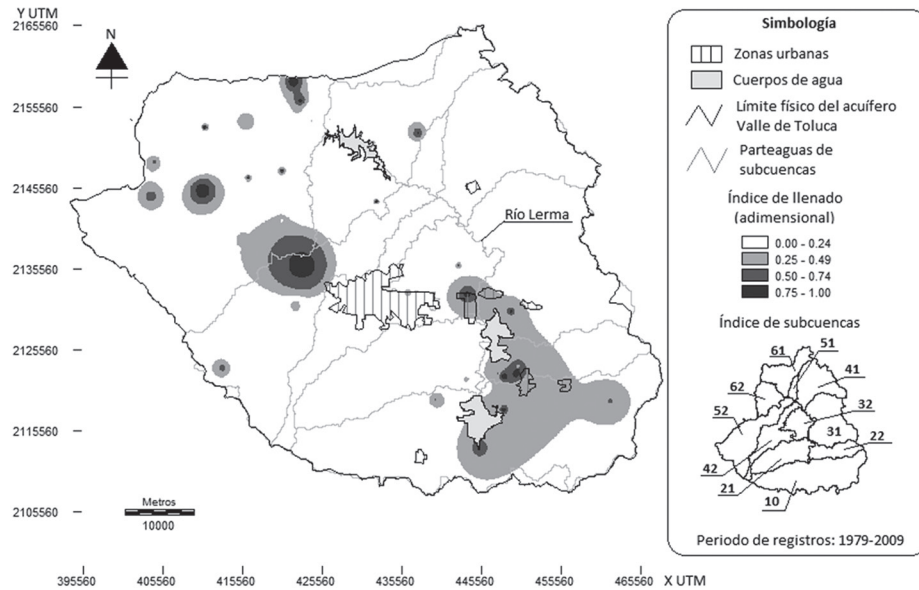


En relación con los recursos hídricos subterráneos, se consideró un valor de sólidos disueltos totales de 194 mg/L (Martín del Campo, 2010), promedio para todo el acuífero. La conversión solar anual resultante fue de 2.38×10^5 sej/J y un flujo de emergía de 70.9×10^{12} sej por metro cúbico.

Además, durante el periodo de análisis (1979-2009) se estimaron los niveles máximos y mínimos que alcanzaba en cada punto del acuífero la profundidad del nivel piezométrico y, aunque para el último año de registros la variación del nivel de aguas subterráneas reflejó una ligera recarga de 0.8 m, la mayoría de la superficie del acuífero representó el nivel mínimo de todo el periodo. Esto significa que en esa superficie el abatimiento ha sido constante y se ha extraído agua de las reservas subterráneas. En otras palabras, el índice de llenado (véase a Vrba y Lipponen, 2007) es igual a 0 y el total de los recursos extraídos en esos puntos pueden considerarse como no renovables (figura XV.5). En teoría, si se considera que en el 2009 las extracciones de agua subterránea se realizaron de manera homogénea en toda la superficie del acuífero, el porcentaje de esos recursos que se podrían considerar renovables ascendería a 156 hm³, equivalentes al índice de llenado promedio de 10.5%. Por otro lado, si se considera únicamente la superficie del acuífero que pertenece al Valle de Toluca, el volumen de recursos renovables disponibles corresponde a 97.31 hm³. Además de la información proporcionada anteriormente, el módulo de recursos renovables determina el comportamiento del índice de llenado promedio, a través del tiempo, y la distribución espacial del abatimiento del nivel piezométrico, donde valores positivos representan descensos o abatimientos y valores negativos representan recargas.

En la cuenca del curso alto del río Lerma se contabilizaron en el 2010 un poco más de 1.6 millones de personas distribuidas en 109 localidades (SCINCE, 2010). Establecer la demanda de agua para uso público en toda la cuenca de acuerdo con registros históricos de suministro resulta una tarea casi imposible debido a que la mayoría de las localidades son operadas por organismos independientes que tienen una base de datos deficiente con respecto a este tópico. En localidades más controladas, como la ciudad de Toluca, existen pocos mecanismos de medición de volúmenes de agua suministrados. Por ello, se ha considerado como base las dotaciones establecidas por CONAGUA y se ha validado el método utilizado por el módulo Demanda de agua pública, a través de los sectores cuyas mediciones de volúmenes de agua suministrados se encuentran disponibles. Para los 109 distritos de suministro se estimó una demanda de agua anual de 171.25 hm³, con una media mensual de 8.5×10^{-2} hm³, y por distrito, en un intervalo entre 6.2×10^{-3} y 3.6 hm³ mensuales.

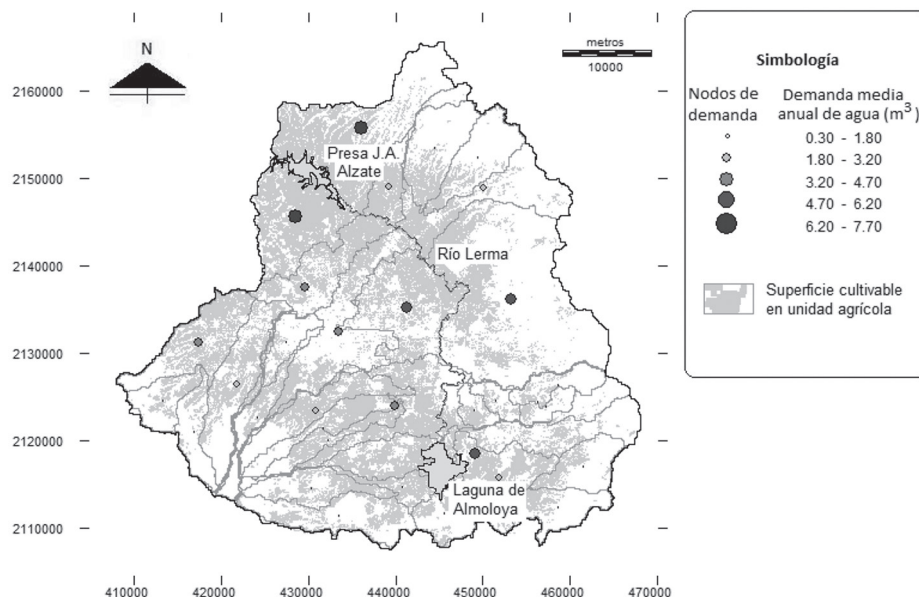
Figura XV.5. Índice de llenado estimado para el 2009 en el acuífero del Valle de Toluca



Por otro lado, si la estimación de la demanda de agua para usos urbanos en la cuenca del CARL ha implicado complicaciones por la falta de registros, para usos agrícolas representa dificultades tanto en cantidad y calidad de registros como en la identificación de los cultivos que pueden encontrarse en la región. Lo anterior debido a que la agricultura en el CARL está conformada por unidades agrícolas que, a diferencia de los distritos de riego, son "...figuras de productores que se asocian entre sí libremente para prestar el servicio de riego con sistemas de gestión autónoma..." (CEUM, 2012).

Los nodos de demanda de agua para uso agrícola, con un total obtenido de 33, representan superficies entre 1 380 y 2 9000 ha, con una media de 6 320 ha y una desviación estándar de 5 420 ha. Los cultivos pueden o no ocupar completamente estas superficies como lo muestra la Figura XV.6. La demanda media anual de agua es de 64 hm³, para un año seco resultó de 155 hm³ y para un año húmedo de 42 hm³. El mes donde se presenta la mayor demanda es mayo con valores de 32, 42 y 29 hm³ para un año medio, seco y húmedo, respectivamente. En los meses de agosto y septiembre es posible satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos sin necesidad de riego en un año medio y húmedo, en lo que se refiere al régimen de precipitación.

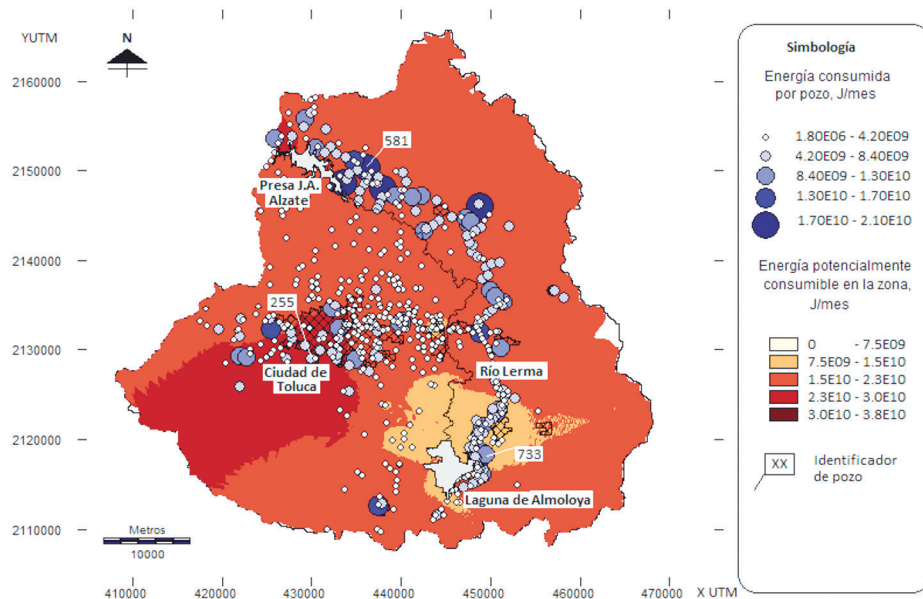
Figura XV.6. Demanda media anual de agua para uso agrícola en la cuenca del CARL



En el inicio del capítulo ha sido mencionada una sobreexplotación del agua subterránea en el CARL. Esto es debido a que el 85% de la demanda de agua es satisfecha por el acuífero del Valle de Toluca, mientras que el resto proviene de aguas superficiales y de importación (según información de SEMARNAT, 2010a; IMTA, 2009). En este contexto, el módulo Procesos de suministro fue utilizado para estimar funciones de la emergencia requerida por transportar un metro cúbico de agua desde un nodo fuente de abastecimiento hasta un nodo de demanda. Para ello, y al igual que en los modelos de Fuentes de abastecimiento y Demanda/ Producción, se han propuesto escenarios de suministro, considerando la infraestructura actual y posibles cambios en ella. En general, son presentados cuatro escenarios, el primero de ellos establece las condiciones actuales de suministro donde los nodos urbanos son abastecidos con agua de primera calidad y el agua producida en las plantas de tratamiento no es aprovechada. En el segundo escenario, el agua de las plantas de tratamiento es aprovechada por nodos agrícolas e industriales, mientras que en el tercer escenario se agrega el aprovechamiento de este tipo de agua a nodos urbanos. El cuarto escenario, supone el incremento de la infraestructura para que las plantas de tratamiento también puedan potabilizar este recurso y así poder suministrarlo sin restricción a los nodos urbanos.

El aprovechamiento de aguas subterráneas cuenta con un total de 583 pozos profundos dentro del límite de la cuenca del CARL, en los cuales se presentan diámetros de entre 0.15 y 0.51 m con una mayor frecuencia de 0.30 m. La energía mensual total consumida, únicamente en la extracción de agua subterránea, fue de 1.8×10^{12} J (≈ 500000 kWh), lo cual representa un gasto aproximado de 8.1 millones de pesos anuales a un costo de producción de energía eléctrica de 0.11 USD/kWh y una tasa de cambio de \$12.63/USD (Ávila *et al.*, 2005; Banco de México, 2013). La mayoría de los pozos que consumieron más energía se localizan en la margen derecha del río Lerma, sin embargo, el mapa de isocurvas de consumos energéticos (figura XV.7) hace posible identificar cuáles de los pozos son susceptibles a incrementar su consumo energético, incluso cuando el gasto extraído es menor que otros. Por ejemplo, se muestran tres pozos, el 581 se encuentra en una zona intermedia de la energía potencialmente consumible y consume 2.11×10^{11} J/mes, debido a los 2.1×10^5 m³/mes extraídos. El pozo 255 se encuentra en una zona con alta energía potencialmente consumible, tiene un menor caudal de extracción (0.7×10^5 m³/mes) y consume por metro cúbico más energía (7.42×10^4 J/m³) que el pozo 733 (3.96×10^4 J/m³), que se encuentra en una zona de baja energía potencialmente consumible y tiene un mayor caudal extraído (3.6 m³/mes).

Figura XV.7. Isocurvas de consumo energético en la cuenca del CARL en el 2010



En relación con el tratamiento de aguas fueron consideradas 17 plantas de tratamiento en la cuenca del CARL, de las cuales cinco se encuentran sin operar según SEMARNAT (2010b). De la misma fuente de información, las características de operación y el tipo de tratamiento fueron obtenidos. El mayor número de plantas, ocho en total, opera bajo lagunas de estabilización (5 de ellas sin operar), le siguen las plantas de tratamiento por lodos activados con 4, los reactores aerobios con 3 y los reactores anaerobios con 2. La capacidad total instalada es de 3 000 Lps pero sólo son tratados 2 170 Lps. El consumo energético anual total es de 1.1×10^{14} J con una media por planta de 6.3×10^{12} J, en un intervalo de 2.5×10^{10} a 4.2×10^{13} J. Esto representa un costo económico anual aproximado de 4 millones de pesos, sólo por la operación de las plantas.

En términos de volumen, la media del déficit hídrico mensual en el escenario 0 se mantiene sin cambios apreciables para un año seco y para un año húmedo (entre 2 095 y 59 000 m³/mes por nodo). En el resto de los escenarios, y relativo al escenario 0, se refleja la mayor diferencia del déficit en el mes de junio: de 44 000 a 43 000 m³/mes por nodo para un año seco, de 7 900 a 7 200 m³/mes para un año medio, y de 2 000 a 940 m³/mes por nodo para un año húmedo. El déficit hídrico acumulado fue estimado en 28 hm³/año para el escenario 0, sin variaciones significativas entre años secos, medios y húmedos. Para el escenario 1 el déficit hídrico obtenido fue de 26, 14 y 9 hm³/año para años secos, medios y húmedos, respectivamente. Los escenarios 2 y 3 proporcionaron valores similares en el déficit hídrico: 25, 12 y 7 hm³/año para años secos, medios y húmedos, respectivamente. Para el escenario 2, para el suministro del total del volumen de agua demandado, es requerida la instalación o aumento de la capacidad de operación de las PTAR en 8 de las 11 subcuencas, siendo en la subcuenca 10 el mayor gasto de operación adicional (526 L/s).

Respecto a la eficiencia ambiental, el umbral menos deseado del índice de sustentabilidad ambiental ESI (véase Brown y Ulgiati, 1997), es decir ESI=0, el escenario 0 es el que presenta el mayor porcentaje (más de 50%) en nodos que no utilizan recursos renovables, mientras que los escenarios 2 y 3 reducen ese porcentaje hasta un 46% entre abril y junio. El escenario 3 predomina en la proporción de nodos que tienen un valor del ESI entre 0 y 1, de la misma manera, el escenario 2 lo hace para los intervalos $1 < \text{ESI} < 10$ y $10 < \text{ESI} < 40$, sobre todo, en los meses de junio a septiembre. Para el ESI>40, los escenarios 2 y 3 reflejan mayores valores en la proporción de nodos en este intervalo para junio y julio, mientras que los escenarios

0 y 1 lo son para los meses entre noviembre y mayo. La media ponderada del ESI, respecto al volumen de agua suministrada a los nodos, indica que los escenarios 1 y 2 conservan el mejor rendimiento de emergencia desde el sistema socioeconómico y la menor carga ambiental.

Más importante aún es resaltar que el escenario 2 aumenta el volumen de agua suministrada a diferencia del escenario 0 que tiene los valores más bajos del ESI y de volúmenes de agua suministrado. Sin embargo, la capacidad de las plantas de tratamiento no es suficiente y su inversión de emergencia sigue alto como para poder incrementar el porcentaje de nodos con un ESI aceptable.

Conclusiones

El sistema de modelos termohidrológicos desarrollado en esta investigación permitió evaluar la eficiencia energética, ambiental y económica del aprovechamiento de recursos hídricos en una cuenca hidrográfica, por medio del análisis de procesos hidrológicos, socioeconómicos y ambientales.

La comparación de los escenarios construidos, en los modelos ya mencionados, fue posible gracias al modelo de "Evaluación y Asignación". Éste realiza la evaluación de los escenarios a partir de cuatro criterios, el déficit hídrico, la eficiencia en emergencia proporcionada, un índice de sustentabilidad ambiental y un impacto económico. De esta manera, un equilibrio se busca entre la conservación de cuerpos naturales de agua, la energía invertida por la sociedad para suministrar agua y la demanda de agua para llevar a cabo diferentes actividades.

En el caso de estudio, la cuenca del curso alto del río Lerma, el escenario que proporcionó las mejores condiciones de suministro con las condiciones del año 2010 fue el correspondiente a la reutilización del agua para los tres usos, pero sin llegar a la potabilización de la misma (escenario 2). El impacto económico es el único con efecto negativo en este escenario, sobre todo para un año seco, donde la necesidad de la reutilización para satisfacer la demanda de agua es 1.5 veces mayor que cuando es reutilizada sólo para usos agrícolas e industriales, y 30 veces mayor que cuando no es reutilizada en ningún caso (sin considerar el costo de oportunidad de tratar el agua y no utilizarla en el escenario 0). Además, es importante considerar que la energía de extracción de agua subterránea, fuente con

la que es principalmente comparada la reutilización del agua, tiende a aumentar por efecto del abatimiento en el acuífero. Este efecto puede incrementar en 3 millones de dólares anuales su impacto económico de acuerdo con Fonseca, Esteller y Díaz-Delgado (2013), con lo que se generaría en un futuro la convergencia entre ambas fuentes de abastecimiento.

En relación con otros aspectos de la evaluación de eficiencia, para un año medio, este escenario reduce el 57% del déficit hídrico en relación con el escenario 0, y hasta el 75% en un año húmedo. Con ello fue posible no sólo estimar el gasto de agua para satisfacer la demanda total, sino las subcuencas que más lo requieren. Además, la asignación de agua en este escenario es realizada de tal manera que el flujo de energía, medido en términos de emergía, aportado por los subsistemas natural y socioeconómico se encuentra balanceado.

El balance de emergía obtenido en el escenario 2 se vio reflejado también en el Índice de Sustentabilidad Ambiental ESI, cuyo valor aumentó en la quinta parte de los nodos que no utilizan en absoluto recursos hídricos renovables. Más aún, el mayor valor ponderado del ESI para este escenario sugirió que la capacidad de tratamiento actual en la cuenca permite la reutilización del agua para usos agrícolas, pero sigue siendo insuficiente en el caso de promover una potabilización para la reutilización en usos urbanos. Además, en el presente trabajo de investigación, el valor del ESI fue clasificado a partir de cuatro umbrales que definen la conservación de cuerpos hídricos en función del volumen de recursos hídricos renovables utilizados. El primer umbral define el peor estado donde no son utilizados los recursos hídricos renovables. El segundo marca también un estado desfavorable, representa una carga ambiental mayor que el rendimiento de emergía obtenido por el producto o servicio, es decir, del suministro de agua. Los umbrales restantes, cuya carga ambiental es menor que el rendimiento de emergía, definen los estados donde el mayor flujo de emergía es proporcionado por los recursos hídricos renovables.

En este sentido, el ESI ha combinado el análisis de emergía y un criterio para clasificar los recursos hídricos en renovables y no renovables. El análisis de emergía, como se mencionó anteriormente, ha determinado un valor agregado del agua de acuerdo con la energía invertida por el ambiente para generarlos, pero también ha identificado el tiempo y ubi-

cación de los aprovechamientos con mayor potencial de uso en función de los menores valores de conversión solar. Por otro lado, la identificación del criterio para determinar la explotación intensiva, y considerar esos recursos como no renovables, contribuye al marco de un plan de gestión integrada de recursos hídricos. De esta manera, en la cuenca del CARL se observa un cambio del escenario 0, donde sólo el 20% de los recursos hídricos pueden ser considerados como renovables, al escenario 2, donde este porcentaje aumenta a casi el 30% con la reutilización del agua tratada.

En general, se puede apreciar la fragilidad del sistema en los escenarios evaluados, debido a que el uso de recursos renovables es menor a la mitad de los recursos hídricos totales. Sin embargo, una planeación estratégica, como la mostrada en la sección de recomendaciones ha mostrado que, no sólo es posible pasar de un escenario a otro, sino también establecer estrategias enfocadas al suministro, a la demanda de agua y a la propia gestión para convertir el sistema de un estado estático con escenarios fijos, a un estado dinámico donde las restricciones de cada escenario disminuyan paulatinamente. De esta manera, y entre otras metas, se han definido los volúmenes adicionales de agua que deben ser tratados y reutilizados para cada subcuenca, a corto, mediano y largo plazo en el enfoque de suministro, mientras que por otro lado, se ha propuesto mitigar el problema de fugas para disminuir la demanda de agua y, en relación con la gestión, se ha propuesto tanto una jerarquía en el uso de aguas superficiales, en función de su valor emergético, como las zonas de restricción en la extracción de aguas subterráneas en función de los recursos hídricos no renovables explotados.

Finalmente, el desarrollo de los modelos termohidrológicos, en un ambiente de sistemas de información geográfica, permite su aplicación para diferentes cuencas, sobre todo en la República mexicana, gracias a que los requisitos de información para su aplicación son accesibles con una facilidad relativa a otros modelos de simulación hidroeconómica. Estos requisitos de información han sido obtenidos desde dependencias gubernamentales con alcance nacional y un ejemplo de su aplicación en otra cuenca puede ser vista en el trabajo de Díaz-Delgado *et al.* (2014), en el cual, un análisis de emergencia de los recursos hídricos en la cuenca del río Santa Catarina, Nuevo León, es realizado y comparado con los resultados obtenidos en la cuenca del CARL. Gracias al desarrollo de los modelos termohidrológicos con estas características, se cuenta con una

herramienta en la toma de decisión en temas relacionados a la gestión de los recursos hídricos con una mayor cantidad de información generada que antes de su desarrollo, en un contexto geográfico más amplio, un enfoque integrador y objetivo como lo es la emergía y, con un potencial de crecimiento si son tratados los alcances del mismo.

Bibliografía

- Ávila, S. et al. (2005). "Un análisis del subsidio a la tarifa 09", en *Gaceta Ecológica*, 075, pp. 65-76.
- Banco de México (2013). *Serie histórica diaria del tipo de cambio peso-dólar*. Disponible en www.banxico.org.mx [2 de diciembre de 2013].
- Brown, M. T. y S. Ulgiati (1997). "Emergy-based Indices and Ratios to Evaluate Sustainability: Monitoring Economies and Technology Toward Environmentally Sound Innovation", en *Ecological Modelling*, 9, pp. 51-69.
- Brown, M. T., A. Martínez y J. Uche (2010). "Emergy Analysis Applied to the Estimation of Recovery of Costs for Water Services Under the European Water Framework Directive", en *Ecological Modelling*, 221, pp. 2123-2132.
- Caire, G. (2005). "Conflictos por el agua en la cuenca Lerma- Chapala, 1996-2002", en *Región y sociedad*, septiembre-diciembre, XVII, 34. Colegio de Sonora, pp. 73-125.
- CEUM (2012). Ley de aguas nacionales, en *Diario Oficial de la Federación* del 8 de junio de 2012. México, 106 pp.
- Díaz-Delgado, C. et al. (2014). "The Establishment of Integrated Water Resources Management Based on Emergy Accounting", en *Ecological Engineering*, 63, pp. 72-87.
- Esteller, M. V. y C. Díaz-Delgado (2000). "Las aguas subterráneas en una cuenca de altura: el Valle de Toluca", en J. Danilo y C. Díaz-Delgado (eds.). *Sequía en un mundo de agua*, Piriguzú Ediciones / CIRA / UAEM, Uruguay- México. 410 pp.

- _____. (2002). "Environmental Effects of Aquifer Overexploitation: A Case of Study in the Highlands of Mexico", en *Environmental Management*, 29 (2), pp. 266-278.
- Fonseca, C. R., M. V. Esteller y C. Díaz-Delgado (2013). "Territorial Approach to Increased Energy Consumption of Water Extraction from Depletion of a Highlands Mexican Aquifer", en *Journal of Environmental Management*, 128, pp. 920-930.
- Fonseca, C. R. (2014). "Sistema de modelos termohidrológicos de evaluación de eficiencia y optimación en asignación de recursos hídricos". Tesis de Doctorado, CIRA / FI / UAEM, México, 140 pp.
- Gleick, P. H. (2002). *The world's water. The Biennial Report on Freshwater Resources 2002-2003*, Island Press.
- Ibarra, M. V. (2010). "El uso hegemónico del agua en la laguna Chignahuapan 1940-1969", en *Revista Mexicana de Ciencias Políticas y Sociales*, 208 (2), pp. 113-131.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) (2009). *Censo de explotación del acuífero Valle de Toluca, Reporte interno*. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2012). *Directorio estadístico nacional de unidades económicas*. Disponible en www3.inegi.org.mx [15 de marzo de 2013]
- Lv, C. y Z. Wu (2009). "Emergy Analysis of Regional Water Ecologic-Economic System", en *Ecological Engineering*, 35, pp. 703-710.
- Martín del Campo, M. A. (2010). "Cambios en la hidrodinámica e hidroquímica del acuífero del Valle de Toluca en su porción central". Tesis de Maestría, CIRA / UAEM, México.
- Odum, H. T. (1996). *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making*, John Wiley & Sons, Inc, Gainesville, Florida, 470 pp.
- SCINCE (Sistema para la Consulta de Información Censal) (2010). Versión 1.0.1. Instituto Nacional de Geografía y Estadística, México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2010a). *Plan maestro para la restauración ambiental de la cuenca alta del río Lerma. Diagnóstico ecosistémico*. Tomo III. Marco Físico-Biótico, Gobierno del Estado de México / Universidad de Chapingo, 229 pp.

- _____. (2010b). *Plan maestro para la restauración ambiental de la cuenca alta del río Lerma. Diagnóstico ecosistémico*. Tomo V. Infraestructura de la CARL, Gobierno del Estado de México / Universidad de Chapingo, 170 pp.
- Siracusa, G. y A. D. La Rosa (2006). "Design of a Constructed Wetland for Wastewater Treatment in a Sicilan Town and Environmental Evaluation Using the Emergy Analysis", en *Ecological Modelling*, 197, pp. 490-497.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional) (2009). *Red de datos de estaciones climatológicas de México*, CLICOM / Comisión Nacional del Agua, México.
- Sugiura, Y. (1998). *La caza, la pesca y la recolección. Etnoarqueología del modo de subsistencia lacustre en la ciénega del alto Lerma, México*, UNAM / Instituto de Investigaciones Antropológicas.
- Vasallo, P., C. Paoli y M. Fabiano (2009). "Emergy Required for the Complete Treatment of Municipal Wastewater", en *Ecological Engineering*, 35, pp. 687-694.
- Vrba, J. y A. Lipponen (eds.) (2007). *Groundwater resources sustainability indicators*, UNESCO, Paris, 123 pp.

Capítulo XVI

Sorción de iones fluoruro en columna: fundamentos y materiales

Elia Alejandra Teutli Sequeira^{1*}

Guadalupe Candelaria Velázquez Peña²

Marcos José Solache Ríos³

Verónica Martínez Miranda⁴

* Autora de correspondencia.

¹ Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: aleteutli82@yahoo.com.mx

² Alumna de la Maestría en Ciencias Ambientales de la Facultad de Química de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: gc.velpe@hotmail.com

³ Investigador del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares. Correo electrónico: marcos.solache@inin.gob.mx

⁴ Profesora-Investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: mmirandav@uaemex.mx

Introducción

El flúor se encuentra presente en su forma iónica (fluoruro) en el suelo, agua, plantas, alimentos e incluso en el aire (D'Alessandro, 2006: 21-30). Se conocen numerosos minerales que contienen a este ion, entre los cuales se encuentran la fluorita (CaF_2), la criolita (Na_3AlF_6) y la fluoroapatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$) (Chan y O'Hagan, 2012: 219-235; Thompson, 2012: 513-516); es a través de la meteorización y el paso del agua por las rocas que los iones fluoruro se lixivian y disuelven en el agua subterránea. Su concentración natural en el agua depende de factores geológicos, químicos y físicos, del acuífero y del suelo, como temperatura, porosidad y acidez del suelo, y la presencia de otros elementos químicos (Bocanegra, Hernández y Usunoff, 2005: 278). Estos iones también pueden ser introducidos en el agua de manera antropogénica, a través de la descarga del agua residual proveniente de las industrias del aluminio y acero, de acabados metálicos y galvanizado, de la manufactura del vidrio y semiconductores, del manejo y producción de fertilizantes, entre otras (Sun *et al.*, 2011: 121-127).

En diversas partes del mundo (Argentina, Brasil, Canadá, China, España, Estados Unidos, Etiopía, Holanda, India, Italia, México, Sri Lanka, Tailandia, etc.) se han reportado concentraciones de iones fluoruro en el agua para consumo humano, las cuales varían entre $< 1 \text{ mg/L}$ - 68 mg/L (Bocanegra, Hernández y Usunoff, 2006; Pérez-Patiño *et al.*, 2007: 214-219; Rawlani *et al.*, 2010: 298-301; Rango *et al.*, 2012: 37-47). Un intervalo relativamente

estrecho entre 1 y 1.5 mg/L en el agua de consumo humano proporciona condiciones óptimas para la calcificación de los tejidos duros del cuerpo y para la prevención de caries (Pérez-Patiño *et al.*, 2007: 214-219); sin embargo, la ingesta de altas concentraciones a largo plazo puede producir manifestaciones de importancia clínica en el ser humano: fluorosis dental y ósea, alteraciones en los mecanismos funcionales del hígado, riñón, además de perturbaciones en los sistemas digestivo, respiratorio, excretor, nervioso central, reproductivo, etc. (Xiong *et al.*, 2007: 112-116).

La fluorosis dental se manifiesta con manchas que van del marrón amarillento al negro, así como graves picaduras de los dientes. En la fluorosis ósea los iones fluoruro se depositan en las articulaciones del cuello, la rodilla, la pelvis y los huesos del hombro, provocando dificultad para moverse y caminar (Garg y Malik, 2004: 85-97). Ambos son padecimientos irreversibles y no existe un tratamiento para atenderlos. La única solución es la prevención: evitar su ingesta excesiva y reducir su concentración en el agua a niveles seguros (<1.5 mg/L) (OMS, 2011).

Adsorción en columna

Los estudios de adsorción en batch proporcionan información sobre las características del equilibrio y cinética de adsorción; que en la práctica son operaciones de elevado costo, por lo que los datos sobre las operaciones de columna de lecho fijo se consideran esenciales para el diseño de adsorción a gran escala (Kalavathy, Karthik y Miranda, 2010: 291-302).

Desde el punto de vista práctico, los procesos de sorción a gran escala se llevan a cabo de modo continuo, generalmente en columnas de lecho fijo (Vijayaraghavan *et al.*, 2005: 177-184). En estos sistemas, la concentración en la fase líquida y sólida varía tanto en el espacio como en el tiempo, por lo que el diseño y optimización de columnas de lecho fijo tiene especial dificultad si no se cuenta con un modelo de aproximación cuantitativo. En este sentido, el comportamiento dinámico de una columna de lecho fijo es descrito en términos del perfil "concentración de efluente-tiempo", lo que se conoce como curva de ruptura. La eliminación de contaminantes a través de columnas de adsorción se lleva a cabo mediante tres mecanismos: 1) adsorción, 2) fijación de partículas grandes y 3) deposición de material coloidal. Los porcentajes de eliminación dependen

fuertemente del tiempo de contacto entre el agua residual y el material sorbente (Ramalho, 1996).

Curva de ruptura en columna

Una curva de ruptura típica representa la relación entre la concentración del contaminante a la salida y a la entrada de la columna respecto al tiempo o al volumen circulado. La zona de transferencia de materia es la superficie del lecho en la que ocurre la adsorción. El fluido entra en la columna y circula a través de un lecho que no contiene soluto, de forma que cuando entra en contacto con el sorbente, el soluto es rápidamente retenido durante el primer contacto. Este fluido abandona la columna prácticamente libre de iones. Cuando el volumen de fluido comienza a atravesar la columna empieza a definirse una zona de transferencia de materia que varía desde el 0% de la concentración inicial (correspondiente al sorbente sin soluto) hasta el 100% de la concentración inicial (acorde a la saturación total). De esta forma, cuando el ion fluoruro ya no puede ser retenido totalmente comienza a aparecer en el fluido que abandona la columna. En el momento en que la concentración de iones en el efluente alcanza un valor determinado, (generalmente relacionado con el límite de vertido permitido para ese ion) se llega al llamado punto de ruptura y concierne a un tiempo llamado de servicio o de ruptura t_r , que permite determinar el volumen del efluente tratado. A partir de este punto, la representación muestra la evolución de la concentración durante el tiempo de funcionamiento de la columna, lo que corresponde con la llamada curva de ruptura.

Cuando el sorbente de la columna queda totalmente saturado en la zona de transferencia, las concentraciones de entrada y salida del efluente son iguales. El tiempo en el que ocurre la saturación t_s se establece cuando la concentración en el efluente es superior a un valor comprendido entre el 90% y el 95% de la concentración inicial. El punto de ruptura es usualmente definido como un fenómeno en el cual la concentración del efluente de la columna es cerca del 3-5% de la concentración del ion en el influente. El tiempo de ruptura y la forma de la curva de ruptura son características importantes para determinar la operación y respuesta dinámica de una columna de adsorción (Chen, Yoon y Yiacoumi, 2003: 1635-1644).

Diversos modelos cinéticos han sido aplicados a los datos experimentales para simular las curvas de ruptura y realizar predicciones a escala industrial, los cuales son descritos a continuación.

Modelo de Bohart-Adams

La ecuación fundamental (ecuación (1)) que describe la relación entre C/C_o y t en un sistema de continuo fue establecida por Bohart y Adams en 1920. Aunque originalmente fue aplicada a un sistema gas-sólido, ha sido ampliamente utilizada para describir y cuantificar otro tipo de sistema. Este modelo supone que la velocidad de sorción es proporcional a la capacidad residual del sólido y a la concentración del ion retenido, y es usado para describir la parte inicial de la curva de ruptura.

$$\ln \frac{C_e}{C_o} = k_{AB} C_o t - k_{AB} N_o \frac{Z}{V} \quad \text{ecuación (1)}$$

Donde

C_o = Concentración inicial del influente (mg/L)

C_e = Concentración del efluente (mg/L)

N_o = Capacidad de sorción (mg/g)

k_{AB} = Constante cinética del modelo de Bohart-Adams (L/mg/min)

t = Tiempo de ruptura de la columna (min)

V = Velocidad del flujo lineal (cm/min) (razón entre el flujo volumétrico Q_v (mL/min) y el área de sección transversal de la columna (cm²))

Z = Profundidad o altura de la columna (cm)

Los parámetros del modelo N_o y k_{AB} , se determinan de la gráfica de $\ln C/C_o$ contra t a una relación de altura de lecho y flujo dado (Ramalho, 1996).

Modelo de Thomas

El modelo de Thomas es uno de los modelos empíricos más generales y utilizados para describir el comportamiento del proceso de sorción en columnas de lecho fijo, predice la curva de ruptura para el efluente y determina la capacidad de sorción máxima del sorbente (Mathialagan y Viraraghavan, 2003: 57-76). Éste asume la cinética de sorción-desorción

de Langmuir y la sorción obedece a cinéticas de segundo orden. La forma lineal de la ecuación de Thomas es:

$$\ln\left(\frac{C_o}{C} - 1\right) = \frac{K_{TH} q_o M}{Q} - \frac{K_{TH} C_o V}{Q} \quad \text{ecuación (2)}$$

Donde

C = Concentración del soluto en el efluente (mg/L)

C_o = Concentración del soluto en el influente (mg/L)

K_{TH} = Constante de velocidad de Thomas (mL/min mg)

q_o = Máxima concentración de soluto en la fase sólida (mg/g)

M = Masa del sorbente (g)

V = Volumen del efluente (mL)

Q = Flujo volumétrico (mL/min)

Si se representa $\ln(C_o/C-1)$ frente a V para un caudal determinado, de la pendiente y la ordenada en el origen se obtienen los parámetros del modelo K_{TH} y q_o .

Modelo BDST (Bed Depth Service Time)

Los métodos EBCT (Empty Bed Contact Time) y BDST son los más utilizados para el diseño en sistemas de tratamiento de agua, a partir de datos obtenidos a escala piloto o experimental. Como para el método EBCT, el método BDST también se usa ampliamente por la industria del agua y se puede aplicar a otras situaciones industriales. El método BDST se basa en la suposición de que la velocidad de adsorción es proporcional tanto a la capacidad residual del adsorbente, como a la concentración remanente de adsorbato. La relación entre el tiempo de servicio, t , la velocidad lineal, u , la profundidad del lecho de adsorbente, L , la constante de velocidad, k (de segundo orden), la capacidad de adsorción, N_o (masa por unidad de volumen), la concentración del influente, C_o , y la concentración de ruptura, C_b , está dada por la ecuación (3), en la cual se deben usar unidades dimensionalmente consistentes (Crittenden y Thomas, 1998).

$$t = \frac{N_o}{C_o u} \left[L - \frac{u}{k N_o} \ln \left(\frac{C_o}{C_b} - 1 \right) \right] \quad \text{ecuación (3)}$$

Prueba de columna rápida a pequeña escala (RSSCT)

La prueba de columna rápida a pequeña escala RSSCT (Rapid Small-Scale Column Test) fue desarrollada por Crittenden *et al.* (1991). La prueba permite el escalamiento de datos obtenidos de columnas pequeñas para predecir la eficiencia de columnas piloto o escala real. Para su desarrollo al definir la relación entre la curva de ruptura de columnas pequeñas y grandes, fueron usados modelos matemáticos. En la columna de adsorción, los mecanismos de transferencia de masa que son responsables de la extensión en la ZTM (zona de transferencia de masa) son: dispersión axial, flujo advectivo axial, difusión superficial de película, difusión intrapartícula y resistencia a la transferencia de masa en la fase líquida.

El escalamiento de RSSCT se basa en el DFPSDM (Dispersed Flow Pore Surface Diffusion Model), el cual incorpora los siguientes mecanismos: flujo advectivo, dispersión axial y difusión, resistencia a la transferencia de masa en el líquido, equilibrio de adsorción en la superficie exterior del adsorbente, difusión superficial, difusión en el poro y equilibrio competitivo de los adsorbatos en la superficie del adsorbente. El DFPSDM utiliza la teoría de adsorción ideal para simular la eliminación de adsorbatos en la superficie del sorbente.

El modelo asume dos tipos de difusividad: constante y proporcional. La primera asume que la dispersión es insignificante porque la tasa de carga hidráulica es alta en la RSSCT, la transferencia de masa ocurre como resultado de difusión de película y la difusividad intrapartícula es la misma para ambas columnas. La segunda asume la dispersión, es insignificante porque la tasa de carga hidráulica es alta en la RSSCT y la transferencia de masa ocurre como resultados de difusión intraparticular. La relación para los dos casos puede ser generalizada por la ecuación (4) y (5) (Metcalf & Eddy *et al.*, 2003):

$$\frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \left[\frac{d_{p,SC}}{d_{p,LC}} \right]^{2-x} = \frac{t_{SC}}{t_{LC}} \quad \text{ecuación (4)}$$

$$\frac{V_{SC}}{V_{LC}} = \left[\frac{d_{p,LC}}{d_{p,SC}} \right] \quad \text{ecuación (5)}$$

Donde d_p es el diámetro de partícula, *SC* (small column) o columna pequeña, *LC* (large column) o columna grande, *EBCT* es "empty bed contact time", t es el tiempo de operación, V es la velocidad superficial o tasa de carga hidráulica, $X=0$ si la difusión de película controla la adsorción y si la difusividad intrapartícula no cambia con el diámetro de partícula (difusividad constante), $X=1$ si la difusión intrapartícula controla la adsorción y si la difusividad intrapartícula es proporcional al diámetro de partícula (difusividad proporcional).

"Empty Bed Contact Time" (EBCT)

El método tiempo de contacto cama vacía (EBCT) es utilizado principalmente en el diseño de adsorbedores para agua industrial a gran escala, a partir de los datos a escala piloto. El tiempo de contacto cama vacía (EBCT) se define como sigue (Crittenden y Thomas, 1998):

$$EBCT = \frac{\text{Volumen del lecho}}{\text{Caudal}} \quad \text{ecuación (6)}$$

El tamaño del lecho adsorbente a gran escala se puede determinar una vez que el EBCT ha sido seleccionado para el caudal de diseño.

Materiales empleados en la sorción en columna

Los materiales sorbetes más empleados para la remoción de iones fluoruro, tanto en batch como en columna, han sido la alúmina y el carbón. Actualmente, las investigaciones se han enfocado a la búsqueda de materiales sorbentes de bajo costo y de fácil adquisición como son los residuos orgánicos y los materiales naturales. Dichos materiales presentan baja capacidad de sorción para los iones fluoruro, la cual puede ser incrementada a través de procesos de modificación de superficie. A continuación se presentan algunos resultados obtenidos al emplear estos materiales en columna.

Alúmina

Cemento de alúmina granular y alúmina, óxido de manganeso y óxido de cobre han sido utilizadas para la remoción de fluoruros. Para el caso

del adsorbente cemento de alúmina granular se consideraron los parámetros: altura del lecho, flujo y concentración inicial de iones fluoruro. El proceso de sorción fue descrito por los modelos de Hutchins BDST, Thomas, Yoon-Nelson y Clark (Ayoob y Gupta, 2007: 273-281). Bansiwala *et al.* (2010) determinaron las capacidades de adsorción de la alúmina y la tratada con óxido de cobre para fluoruros en soluciones acuosas preparadas con agua desionizada, y encontraron que la capacidad del material aumenta de 2.2 a 7.7 mg/g en un sistema en batch. En estudios en columna apreciaron un comportamiento similar, las capacidades de remoción de iones fluoruro en los puntos de ruptura fueron 2.7 y 8.7 mg/g para alúmina y la modificada con óxido de cobre, respectivamente.

Al utilizar alúmina tratada con óxido de manganeso se observó que los iones bicarbonato, sulfato y fosfato tienen un efecto negativo en la adsorción de iones fluoruro por este material, el mecanismo de adsorción fue intercambio iónico y la desorción de los fluoruros se pudo llevar a cabo con una solución alcalina (Teng *et al.*, 2009: 1004-1011). Como se mencionó anteriormente, uno de los adsorbentes más estudiados para la adsorción de iones fluoruro es la alúmina. En general, se ha observado que el tiempo de saturación depende del flujo, de la concentración de fluoruros y de altura del lecho. Los resultados se han ajustado a los modelos BDST y al modelo de Bohart-Adams. La adsorción de los iones fluoruro en este material es compleja y la velocidad depende de la adsorción en la superficie y de la difusión dentro de las partículas (Ghorai y Pant, 2004: 165-173 y 2005: 265-271). También se ha observado que los iones carbonato, bicarbonato y sulfato reducen considerablemente la capacidad de adsorción de iones fluoruro, debido a que estos iones compiten por los sitios activos de la alúmina. La regeneración se ha logrado con una solución de ácido sulfúrico y el material regenerado presenta una ligera disminución en su capacidad de adsorción (Kamble *et al.*, 2010: 15-23).

Carbón

Carbones de diferente origen han sido utilizados para el tratamiento de agua con alto contenido de iones fluoruro. Los residuos de carbón que se han empleado para la remoción de iones fluoruro presentan una capacidad de adsorción similar en columna (4.1 mg/g), así como en batch (4.4 mg). La desorción se pudo llevar a cabo utilizando una solución alcalina de pH 11.6 (Gupta, Ali y Saini, 2007: 3307-3316). El carbón proveniente de hueso carbonizado, óxido de aluminio tratado con hueso carbonizado y

óxido de aluminio tratado con carbón de madera han sido empleados para la remoción de iones fluoruro en sistemas en columna utilizando soluciones acuosas y agua natural; en general, estos materiales mostraron mayor capacidad de adsorción que la alúmina, la cual ha sido ampliamente estudiada. Las eficiencias de remoción fueron mayores utilizando soluciones acuosas que agua natural, este comportamiento fue atribuido al alto pH del agua natural y a la presencia de iones sulfato (Brunson y Sabatini, 2013).

Óxidos e hidróxidos

Óxidos e hidróxidos de hierro se han empleado en la remoción de iones fluoruro de soluciones acuosas y agua natural. García-Sánchez *et al.* (2013) determinaron el comportamiento de adsorción en columna de los iones fluoruros utilizando óxidos de hierro modificados con aluminio, y aplicaron los modelos de Thomas, Bohart-Adams y BDST. Reportan que la eficiencia de adsorción disminuye al aumentar la altura de la columna, este comportamiento indica que la adsorción está controlada por la resistencia al transporte de masa. La capacidad de adsorción es mayor con soluciones acuosas que con agua natural debido a la presencia de otros aniones.

Los óxidos de hierro se han probado a diferentes valores de pH, altura de columnas y concentraciones, los resultados se han podido ajustar al modelo de Thomas. En ciclos de adsorción-regeneración-adsorción, las eficiencias disminuyen en cada ciclo (Nur *et al.*, 2014: 93-102). También se ha determinado la adsorción de iones fluoruro por óxidos de hierro en presencia de arsénico, fósforo y cadmio (Streat, Hellgardt y Newton, 2008: 21-30).

Calcio

Algunos compuestos que contienen calcio también han sido empleados en la remoción de iones fluoruro como la piedra caliza modificada con ácido oxálico (Nath y Dutta, 2012: 65-75), carbonato de calcio (Tripathi y Sharma, 2014: 172-176) e hidroxiapatita (Jiménez-Reyes y Solache-Ríos, 2013: 1499). Para el caso de la piedra caliza modificada, se observó que la remoción de los iones fluoruro se lleva a cabo por la adsorción sobre el adsorbente y la precipitación de fluoruro de calcio, en general,

la adsorción disminuye al regenerar y reutilizar el material (Nath y Dutta, 2012: 65-75).

Al emplear hidroxiapatita se observó un reordenamiento en los sitios activos de adsorción y difusión de los iones fluoruro, lo cual dio como resultado un aumento en la capacidad de adsorción de este material; este comportamiento se observó con soluciones acuosas y no con agua natural, lo cual fue atribuido a la composición química del agua. Los datos experimentales se trataron con el modelo de Thomas y se encontró una capacidad de adsorción de iones fluoruro en columna es de 9.91 mg/g, la cual, es una de las más altas eficiencias reportadas en la literatura (Jiménez-Reyes y Solache-Ríos, 2013: 1499).

Adsorbentes de origen orgánico

Con el objeto de solucionar el exceso de iones fluoruro en el agua, se han considerado materiales de diferentes orígenes y composiciones en sistemas en columna. Los de origen orgánico en general han mostrado bajas eficiencias en la adsorción de estos iones, sin embargo, estas eficiencias de adsorción aumentan cuando se modifican. Algunos sustratos orgánicos se han modificado con metales para la remoción de fluoruros del agua, por ejemplo, cáscara de tamarindo tratada con MnO_2 (Sivasankar, Ramachandramoorthy y Chandramohan, 2010: 719-729); celulosa de algodón tratada con $Fe(III)$ (Zhao *et al.*, 2008: 144-150); quitosano y residuos de jugo de naranja tratados con $Zr(IV)$ (Paudyal *et al.*, 2013: 713-720).

Dávila-Rodríguez *et al.* (2012) estudiaron la remoción de iones fluoruro en sistemas en columna utilizando quitosano y quitosano tratado con poliuretano, el material modificado tiene una eficiencia de remoción más baja que el no tratado cuando se preparan soluciones de fluoruros con agua desionizada, pero al tratarse de agua natural las eficiencias de ambos materiales son similares, este comportamiento fue atribuido a los diferentes tamaños de los aniones que se encuentran en el agua, ya que se considera que interaccionan con el adsorbente de diferente manera. Pocos trabajos han reportado la influencia de otros aniones en la adsorción de fluoruro, en este trabajo encontraron que los iones sulfato y bicarbonato compiten de manera importante con los iones fluoruro en sistemas en columna. La selectividad de estos materiales para los aniones que se

encuentran comúnmente en el agua es la siguiente: $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{F}^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$.

Para el caso de la cáscara del tamarindo no tratada y tratada con MnO_2 se encontró que un interferente importante en la adsorción de iones fluoruro es el anión bicarbonato. Los modelos basados en la difusión mostraron que los procesos de adsorción de iones fluoruro por estos materiales están gobernados principalmente por los procesos de difusión en la superficie y dentro de las partículas. El modelo de Thomson fue utilizado para tratar los datos obtenidos y esto indicó que al aumentar la altura de la columna se incrementó la resistencia del transporte de masa y la dispersión axial (Sivasankar, Ramachandramoorthy y Chandramohan, 2010: 719-729).

La celulosa de algodón tratada con Fe(III) , para la remoción de iones fluoruro en columna, mostró una eficiencia de la mitad de la encontrada en batch, la interferencia de los aniones presentes en el agua natural fue relativamente baja, la eficiencia disminuyó cerca del 10% en comparación con soluciones de fluoruros en agua destilada. La regeneración del material se llevó a cabo con solución de hidróxido de sodio y en 8 ciclos adsorción-desorción el efecto en la eficiencia de adsorción fue menor al 3.5% (Zhao *et al.*, 2008: 144-150). Para el caso de los residuos del jugo de naranja tratados con Zr(IV) la capacidad de adsorción depende del pH, de la concentración, de la altura de la columna y de la velocidad de flujo. Aplicaron los modelos BDST y el de Thomas (Paudyal *et al.*, 2013: 713-720).

Materiales naturales (suelos, arcillas, minerales y materiales de construcción)

La tabla XVI.1 muestra algunos materiales que han sido empleados en columna para la remoción de iones fluoruro. Como se puede observar las capacidades de adsorción son bajas, aunque es difícil compararlos debido a que las condiciones experimentales fueron diferentes en alturas de lechos, flujos, concentraciones iniciales de iones fluoruro y valores de pH. En general, el modelo más utilizado para la interpretación de los resultados es el de Thomas.

Tabla XVI.1.1. Materiales naturales utilizados en la remoción de iones fluoruro en agua

Suelo erosionado	Barro rojo granulado	Compósito de bauxita, yeso y magnesita calcinado	Laterita	Pasta de cemento	Bentonita tratada con ácido	Barro Kanuma	Adsorbente
K ₂ O, Na ₂ O, CaO, MgO, SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , Na ₂ O, CaO, SiO ₂ , MgO	SO ₃ , Al ₂ O ₃ , CaO, MgO	SiO ₂ , Fe ₂ O ₃ , K ₂ O, Na ₂ O, CaO, MgO, P ₂ O ₅ , TiO ₂ , Al ₂ O ₃ , SO ₃	CaO, SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , MgO, Na ₂ O, K ₂ O, SO ₃	(K _{0.0336} Na _{0.121} Ca _{0.336} Mg _{0.004})(Al _{2.893} Fe _{0.288} Fe _{0.003})[Si _{7.921} Al _{0.079}]O ₂₁ (OH) ₄	SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , MgO, CaO, MnO	Composición
sa	sa	ac	sa	ar	sa	sa	Tipo de agua
4	5	-	20.0	407	2.85, 6.34	20, 30, 50	Co (mg/L)
m: 47 g; f: 0.2 mL/min	H: 10 cm; m: 10 g; a: 0.635 cm ² ; f: 5 mL/min	H: 44 cm; m: 150 g	H: 20 cm; m: 16.9 g	H: 2 mm; d: 50 mm; f: 1-2 mL/min	H: 28 cm; m: 56.6 g; a: 1.76 cm ² ; f: 2.42, 8.35 mL/min	H: 5, 10, 15 cm; D: 5 cm; f: 3, 5, 7 mL/min	Altura de columna (H); masa (m); diámetro o área (d, a); flujo (f)
146 µg/g	0.773	-	0.3473	0.201, 0.203	-	-	q (mg/g)
Wang y Reardon, 2001: 31-539	Toretal., 2009: 271-278	Thole, 2011: 529-535	Sarkar et al., 2007: 329-335	Park et al., 2008: 1429-1437	Ma et al., 2011: 1073-1080	Chen et al., 2011: 76-82	Referencia

Nota: solución acuosa (sa), agua de consumo (ac), agua residual (ar); capacidad de adsorción en el punto de ruptura (q).

Como se aprecia en la tabla XVI.1, la principal composición de estos materiales corresponde a hierro, aluminio y calcio; lo cual concuerda con la afinidad que tienen los iones fluoruros hacia estos elementos. Es importante mencionar que la eficiencia de remoción es más alta cuando se emplean soluciones de iones fluoruro que agua residual o de consumo humano, esto puede ser atribuido a la composición de esta última. Asimismo, el uso de materiales económicos es preferible a materiales sintéticos debido a que es más factible su aplicación en comunidades rurales de países en desarrollo.

En este capítulo se puede observar que existe una gran variedad de trabajos en la literatura sobre diferentes adsorbentes para la remoción de iones fluoruro, aunque son pocos los que consideran un estudio sistemático de los parámetros esenciales de adsorción en columna, los cuales son útiles para determinar si un adsorbente puede ser efectivamente aplicado en la remoción de los iones fluoruro del agua de consumo.

Bibliografía

- Ayoob, S. y A. K. Gupta (2007). "Sorptive Response Profile of an Adsorbent in the Defluoridation of Drinking Water", en *Chemical Engineering Journal*, 133, pp. 273-281.
- Bansiwal, A. et al. (2010). "Copper Oxide Incorporated Mesoporous Alumina for Defluoridation of Drinking Water", en *Microporous and Mesoporous Materials*, 129, pp. 54-61.
- Bocanegra, E. M., M.A. Hernández y E. Usunoff (2005). "Groundwater and Human Development", en *IAH Selected Papers on Hydrogeology*, 6, 278.
- Bocanegra Salazar, M. (2006). "Evaluación de riesgo en salud por la exposición a fluoruro y arsénico en agua de pozo para consumo de las zonas altiplano, centro y media del estado de San Luis Potosí". Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.
- Brunson, L. R. y D. A. Sabatini (2013). "Practical Considerations, Column Studies and Natural Organic Material Competition for Fluoride Removal with Bone Char and Aluminum Amended Materials in the

- Main Ethiopian Rift Valley", en *Science of the Total Environment*. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.048>
- Chan, K. K. J. y D. O'Hagan (2012). "The Rare Fluorinated Natural Products and Biotechnological Prospects for Fluorine Enzymology", en *Methods in Enzymology*, 516, pp. 219-235.
- Chen, J. P., J. T. Yoon y S. Yiacoumi (2003). "Effects of Chemical and Physical Properties of Influent on Copper Sorption Onto Activated Carbon Fixed-bed Columns", en *Carbon*, 41 (8), pp. 1635-1644.
- Chen, N. et al. (2011). "Investigations on the Batch and Fixed-bed Column Performance of Fluoride Adsorption by Kanuma Mud", en *Desalination*, 268, pp. 6-82.
- Crittenden, J. C. et al. (1991). "Predicting GAC Performance with Rapid Small-Scale Column Tests", en *Journal (American Water Works Association)*, 1991, p. 77-87.
- Crittenden, B. y W. J. Thomas (1998). *Adsorption Technology and Design*. Butterworth-Heinemann, Gran Bretaña.
- D'Alessandro, W. (2006). "Human Fluorosis Related to Volcanic Activity: A Review", en *Transactions on Biomedicine and Health*, 10, pp. 21-30.
- Dávila-Rodriguez, J. L. et al. (2012). "Removal of Fluoride from Drinking Water by a Chitin-based Biocomposite in Fixed-bed Columns", en *Journal of Fluorine Chemistry*, 140, pp. 99-103.
- García-Sánchez, J. J. et al. (2013). "Removal of Fluoride Ions from Drinking Water and Fluoride Solutions by Aluminum Modified Iron Oxides in a Column System", en *Journal of Colloid and Interface Science*, 407, pp. 410-415.
- Ghorai, S. y K. K. Pant (2004). "Investigations on the Column Performance of Fluoride Adsorption by Activated Alumina in a Fixed-bed", en *Chemical Engineering Journal*, 98, pp. 165-173.
- (2005). "Equilibrium, Kinetics and Breakthrough Studies for Adsorption of Fluoride on Activated Alumina", en *Separation and Purification Technology*, 42, pp. 265-271.

- Garg, V. K. y A. Malik (2004). "Groundwater Quality in Some Villages of Haryana, India: Focus on Fluoride and Fluorosis", en *Journal of Hazardous Materials*, 106 (1), pp. 85-97.
- Gupta, V. K., I. Ali y V. K. Saini (2007). "Defluoridation of Wastewaters Using Waste Carbon Slurry", en *Water Research*, 41 (15), pp. 3307-3316.
- Jiménez-Reyes, M. y M. Solache-Ríos (2013). "Sorption of Fluoride Ions by Hydroxyapatite in a Column System", en *Water air and soil pollution*, 224 (4), 1499.
- Kalavathy, H., B. Karthik y L. R. Miranda (2010). "Removal and Recovery of Ni and Zn from Aqueous Solution Using Activated Carbon from Hevea Brasiliensis: Batch and Column Studies", en *Colloids and Surface B: Biointerfaces*, 78, pp. 291-302.
- Kamble, S. P. et al. (2010). "Adsorption of Fluoride from Aqueous Solution by Alumina of Alkoxide Nature: Batch and Continuous Operation", en *Desalination*, 264, pp. 15-23.
- Ma, Y. et al. (2011). "Removal of Fluoride from Aqueous Solution Using Granular Acid-treated Bentonite (GHB): Batch and Column Studies", en *Journal of Hazardous Materials*, 185, pp. 1073-1080.
- Mathialagan, T. y T. Viraraghavan (2003). "Adsorption of Cadmium from Aqueous Solutions by Vermiculite", en *Separation Science and Technology*, 38 (1), pp. 57-76.
- Metcalf & Eddy et al. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill.
- Nath, S. K. y R. K. Dutta (2012). "Acid-enhanced Limestone Defluoridation in Column Reactor Using Oxalic Acid", en *Process Safety and Environmental Protection*, 90, pp. 65-75.
- Nur, T. et al. (2014). "Batch and Column Adsorption and Desorption of Fluoride Using Hydrous Ferric Oxide: Solution Chemistry and Modeling", en *Chemical Engineering Journal*, 247, pp. 93-102.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2011). *Guidelines for Drinking-Water Quality*, 4a ed., World Health Organization, Malta.
- Park, J. Y. et al. (2008). "Cement Paste Column for Simultaneous Removal of Fluoride, Phosphate, and Nitrate in Acidic Wastewater", en *Chemosphere*, 70, pp. 1429-1437.

- Paudyal, H. et al. (2013). "Adsorptive Removal of Fluoride from Aqueous Medium Using a Fixed Bed Column Packed with Zr (IV) Loaded Dried Orange Juice Residue", en *Bioresource Technology*, 146, pp. 713-720.
- Pérez-Patiño, T. J. et al. (2007). "Fluorosis dental en niños y flúor en el agua de consumo humano, Mexicacán, Jalisco, México", en *Investigación en Salud*, 9, pp. 214-219.
- Ramalho, R. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Reverte, México.
- Rango, T. et al. (2012). "Groundwater Quality and its Health Impact: An Assessment of Dental Fluorosis in Rural Inhabitants of the Main Ethiopian Rift", en *Environment International*, 43, pp. 37-47.
- Rawlani, S., S. Rawlani y S. Rawlani (2010). "Assessment of Skeletal and Non-Skeletal Fluorosis in Endemic Fluoridated Areas of Vidharbha Region, India", en *Indian Community Medicine*, 35, pp. 298-301.
- Sarkar, M. et al. (2007). "Design and Operation of Fixed Bed Laterite Column for the Removal of Fluoride from Water", en *Chemical Engineering Journal*, 131, pp. 329-335.
- Sivasankar, V., T. Ramachandramoorthy y A. Chandramohan (2010). "Fluoride Removal from Water Using Activated and MnO₂-coated Tamarind Fruit (*Tamarindus Indica*) Shell: Batch and Column Studies", en *Journal of Hazardous Materials*, 177, pp. 719-729.
- Streat, M., K. Hellgardt y N. L. R. Newton (2008). "Hydrous Ferric Oxide as an Adsorbent in Water Treatment Part 3: Batch and Mini-Column Adsorption of Arsenic, Phosphorus, Fluorine and Cadmium Ions", en *Process safety and environmental protection*, 86, pp. 21-30.
- Sun, Y. et al. (2011). "Removal of Fluoride from Drinking Water by Natural Stilbite Zeolite Modified with Fe (III)", en *Desalination*, 277, pp. 121-127.
- Teng, S. X. et al. (2009). "Removal of Fluoride by Hydrous Manganese Oxide-Coated Alumina: Performance and Mechanism", en *Journal of Hazardous Materials*, 168, pp. 1004-1011.
- Thole, B. (2011). "Defluoridation Kinetics of 200 °C Calcined Bauxite, Gypsum, and Magnesite and Breakthrough Characteristics of

- their Composite Filter", en *Journal of Fluorine Chemistry*, 132, pp. 529-535.
- Thompson, L. J. (2012). "Fluoride", en *Veterinary Toxicology*, 2a ed., pp. 513-516.
- Tor, A. et al. (2009), "Removal of Fluoride from Water by Using Granular Red Mud: Batch and Column Studies", en *Journal of Hazardous Materials*, 164, pp. 271-278.
- Trikha, R. y B. K. Sharma (2014). "Studies on Factors Affecting Fluoride Removal from Water Using Passive System", en *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, pp. 172-176.
- Vijayaraghavan, K. et al. (2005). "Batch and Column Removal of Copper from Aqueous Solution Using a Brown Marine Alga *Turbinaria Ornate*", en *Chemical Engineering Journal*, 106 (2), pp. 177-184.
- Wang, Y. y E. J. Reardon (2001). "Activation and Regeneration of a Soil Sorbent for Defluoridation of Drinking Water", en *Applied Geochemistry*, 16, pp. 531-539.
- Xiong, X. et al. (2007). Dose-Effect Relationship Between Drinking Water Fluoride Levels and Damage to Liver and Kidney Functions in Children", en *Environmental Research*, 103, pp. 112-116.
- Zhao, Y. et al. (2008). "Fluoride Removal by Fe (III)-loaded Ligand Exchange Cotton Cellulose Adsorbent from Drinking Water", en *Carbohydrate Polymers*, 72, pp. 144-150.

Capítulo XVII

Tratamiento de un agua residual industrial en un reactor UASB (laboratorio) a baja temperatura

Adriana Jacobo López²
Mario Esparza Soto^{1*}
Mercedes Lucero Chávez¹

* Autor de correspondencia.

¹ Profesores-Investigadores del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correos electrónicos: mesparzas@uaemex.mx y mlucero@uaemex.mx

² Alumna del Doctorado en Ciencias del Agua del Centro Interamericano de Recursos del Agua de la Universidad Autónoma del Estado de México. Correo electrónico: adrianajacobo@hotmail.com

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo a la Universidad Autónoma del Estado de México y Conacyt (Proyecto de Investigación en Ciencia Básica 182696).

Introducción

En las últimas tres décadas, los reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) han sido ampliamente usados para tratar varios tipos de aguas residuales industriales. En ellos las bacterias anaerobias son inmovilizadas por un proceso de agregación espontánea, dando lugar a gránulos densos con alta actividad microbiana y buenas características de sedimentación. El gran éxito de los reactores UASB radica en su capacidad para mantener una alta concentración de lodo granular, lo que permite la operación de altas cargas orgánicas y un largo tiempo de retención para los sólidos biológicos (Chou, Huang y Hong, 2004: 798).

Es relevante la influencia de la temperatura en la operación de los reactores UASB debido a que influye en el crecimiento y la supervivencia de las bacterias anaerobias. Aunque el tratamiento anaerobio es posible en los tres rangos de temperatura: termofílico, mesofílico y psicrófilico, una baja temperatura por lo general conduce a una disminución en la tasa de crecimiento máximo (Rizvi *et al.*, 2014: 2).

Los procesos anaeróbicos trabajan mejor en condiciones mesofílicas (35°C), sin embargo, en ocasiones el agua residual a tratar se encuentra a temperaturas menores, por lo que se requiere incrementar su temperatura si se desea operar en el rango mesofílico. Mantener la temperatura de operación en los reactores anaerobios representa una inversión económica considerable, por lo que la digestión anaerobia a baja temperatura es

una excelente opción para el tratamiento del agua residual. Recientemente se ha comenzado a publicar artículos científicos acerca del tratamiento de aguas residuales municipales en reactores UASB a temperaturas templadas o bajas de manera eficaz; sin embargo, existe escasa información con respecto al tratamiento anaerobio en reactores UASB con aguas residuales industriales a bajas temperaturas.

Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue trabajar con agua residual industrial con una carga orgánica volumétrica aplicada (COV_{apl}) de 3.8 kg DQO_s/m³ d, similar a una agua residual municipal y una temperatura de operación baja (17.8°C), para calcular el tiempo de retención celular (TRC) y el rendimiento celular experimental (Y), bajo las condiciones antes mencionadas.

Antecedentes

Muchas aguas residuales de baja a moderada concentración (300 a 600 mg/L) de demanda química de oxígeno (DQO) son descargadas a baja temperatura, incluyendo aguas residuales domésticas y una gran variedad de aguas residuales industriales, tales como las provenientes de industrias envasadoras, de malta, cervecera o alimenticia. El tratamiento anaerobio psicrófilico es una opción atractiva, para las aguas residuales que se descargan a temperaturas de moderadas a bajas (Lettinga, Rebac y Zeeman, 2001: 363), debido a que se prescinde del calentamiento externo en los reactores, lo cual representa un costo considerable para la operación en condiciones mesófilicas. Sin embargo, un descenso de la temperatura se acompaña con un cambio de las propiedades físicas y químicas de las aguas residuales, lo que puede afectar considerablemente el diseño y operación del sistema de tratamiento.

Efecto de la temperatura sobre el tratamiento anaerobio

La influencia de la temperatura en la operación de los reactores es relevante debido a que influye en las bacterias presentes en las reacciones biológicas de dos formas:

- La velocidad de las reacciones catalizadas enzimáticamente
- La velocidad de difusión del sustrato a las células

La mayoría de los coeficientes de velocidad de reacción aumentan a medida que se incrementa la temperatura, pero luego, eventualmente, disminuyen a medida que el calor empieza a inactivar las enzimas en las células (Grady, Daigger y Lim, 1999: 109). La producción de metano en la digestión anaerobia aumenta al doble por cada 10°C de temperatura que se incrementan en rango mesofílico (Droste, 1997: 626). La reducción de la temperatura de operación da lugar a una disminución en la tasa máxima de crecimiento específico y en la tasa de utilización de sustrato, pero también podría conducir a un aumento del rendimiento celular en la biomasa (Lettinga, Rebac y Zeeman, 2001: 363). A temperaturas bajas se dificulta el transporte del sustrato hacia y dentro de las células (Grady, Daigger y Lim, 1999: 109-110). La temperatura no sólo influye en las actividades metabólicas de la población microbiana, sino también tiene un profundo efecto en los factores de tasa de transferencia de gas y las características de sedimentación de los sólidos biológicos (Metcalf & Eddy *et al.*, 2003: 1006).

Los procesos de tratamiento anaerobio incluyen el crecimiento suspendido de flujo ascendente y descendente, que pueden ser utilizados a bajas temperaturas.

Reactores anaerobios operados a bajas temperaturas

Diferentes reactores anaerobios de alta tasa se han desarrollado en las últimas tres décadas como proceso anaerobio de contacto (ACP, por sus siglas en inglés), filtros anaerobios (AF, por sus siglas en inglés), reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodo (UASB, por sus siglas en inglés), reactor de lecho fluido (FB, por sus siglas en inglés), reactores de manto de lodo granular expandido (EGSB, por sus siglas en inglés) y reactor anaerobio con deflectores (ABR, por sus siglas en inglés). El reactor UASB es el más utilizado de alta tasa (Henze, 2008: 433, 442), incluso probado con más de 500 reactores a gran escala (Metcalf & Eddy *et al.*, 2003: 1005) y con éxito para tratar varios tipos de aguas residuales. El éxito del reactor UASB se puede atribuir a la capacidad por retener altas concentraciones de lodo, esto permite la aplicación de altas cargas orgánicas de DQO, mientras se mantiene un largo tiempo de retención celular (TRC) y un tiempo de retención hidráulico (TRH) relativamente corto (Henze, 2008: 433, 442).

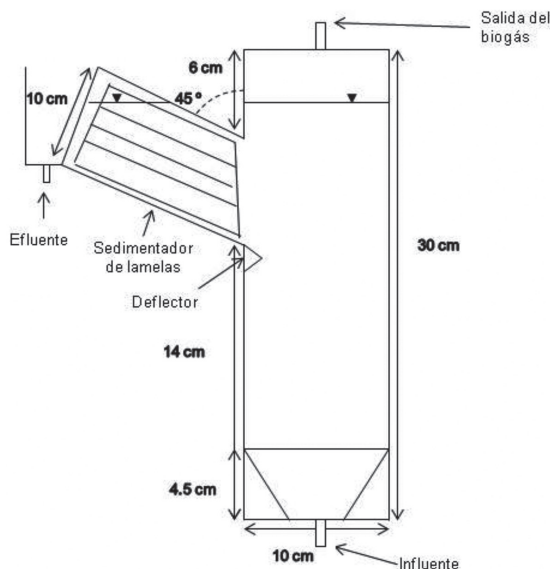
El reactor UASB se encuentra ampliamente aceptado para el tratamiento de aguas residuales municipales en temperaturas mesofílicas. Se ha reportado eficiencias de remoción de DQO por encima del 70% por varios autores (Farajzadehha *et al.*, 2012: 90; Yetilmezsoy y Sakar, 2008: 536; Singh y Viraraghavan, 2002: 248; Rizvi *et al.*, 2014: 5; Lew *et al.*, 2011: 4922). El tratamiento anaerobio con reactores UASB de aguas residuales industriales con concentraciones altas de DQO se ha hecho en la última década, pero el potencial de estos para el tratamiento de aguas residuales a baja concentración de DQO (<1000 mg/L) también se está estudiando (Turkdogan-Aydinol *et al.*, 2010: 2). La mayoría de los trabajos de investigación con reactores UASB a bajas temperaturas se han hecho con agua residual municipal (Turkdogan-Aydinol *et al.*, 2010: 5; Álvarez *et al.*, 2006: 1640; Farajzadehha *et al.*, 2012: 91; Mahmoud *et al.*, 2004: 2349; Singh y Viraraghavan, 2002: 243; Bodík, Herdová y Drtil, 2000: 385; Rizvi *et al.*, 2014: 4 y Lew *et al.*, 2011: 4922), y sólo algunos usaron agua residual industrial a baja temperatura como Kalyuzhnyi *et al.* (2001: 107) y Esparza-Soto *et al.* (2013: 1353, 2011: 1629). De ahí la importancia de estudiar el tratamiento del agua residual industrial con baja concentración de DQO a bajas temperaturas de operación.

Metodología

Reactor UASB escala laboratorio

Se utilizó un reactor UASB de forma rectangular, construido de acrílico transparente con un volumen total de 4.5 L. La parte inferior del reactor tiene una forma cónica para obtener una mejor mezcla entre el lodo anaerobio y el agua residual. El reactor tiene una salida de 45° en la parte superior, donde tiene adjuntado un sedimentador de lamelas y además un deflector debajo del sedimentador para evitar la salida del biogás en el efluente. Por la parte superior está la salida del biogás por medio de una manguera, que está sumergida 3.5 cm dentro de un recipiente de vidrio con agua potable (figura XVII.1). El sistema de tratamiento estuvo conformado por un recipiente de 40 L (Agua residual diluida), una bomba peristáltica reactor UASB y un depósito rectangular de vidrio para medir el volumen de agua desplazado en una probeta de 100 mL (biogás).

Figura XVII.1. Esquema del diseño del reactor UASB a escala de laboratorio



Inóculo

Se colocaron piedras con un diámetro de 0.5 cm en la parte inferior del reactor para obtener una buena mezcla entre el lodo anaerobio y agua residual. El reactor se inoculó con lodo anaerobio procedente de otro reactor UASB de 244 L ya estabilizado (Esparza-Soto *et al.*, 2013: 1353).

Agua residual industrial

Se alimentó el reactor UASB con agua residual de una industria chocolatera (tabla XVII.1). A partir del agua residual cruda se preparó el agua del influente con una carga orgánica volumétrica aplicada (COV_{apl}) de 1.8 ± 0.8 kg DQO_s/m³ d (etapa de adaptación), por medio de diluciones. Se agregó NaHCO₃ para obtener una solución buffer y NaOH 8.5 M para ajustar el pH cerca de la neutralidad. Después de la etapa de adaptación, se alimentó con 3.5 ± 0.9 kg DQO_s/m³ d durante 110 días. Se trabajó con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 5.9 h y una temperatura de operación de 17.8°C.

Tabla XVII.1. Caracterización del agua residual de una industria chocolatera

Parámetro	Valor
pH	4.6 ± 0.8
Temperatura (°C)	22 ± 0.1
DQO _T (mg/L)	6470 ± 537
DQO _s (mg/L)	4660 ± 367.7
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	785.6 ± 62.1
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	750.6 ± 53.8
Ácidos grasos volátiles (mg Ácido acético/L)	313.8 ± 13.6
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	679.8 ± 95.9

Análisis fisicoquímicos

Se determinó pH, temperatura, demanda química de oxígeno soluble (DQO_s), alcalinidad, ácidos grasos volátiles (AGV), sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) del efluente.

El pH, temperatura y flujo se midió seis días a la semana. La alcalinidad y AGV se determinó una vez por semana; DQO_s, SST y SSV del efluente dos veces por semana.

El pH y temperatura se determinó con un equipo multiparámetros de marca YSI, modelo 63. En el análisis de la DQO_s se utilizó un digestor y espectrofotómetro de marca HACH, modelo DR5000. La alcalinidad y AGV se efectuó por método de titulación. La determinación de los sólidos se realizó por métodos gravimétricos. Las técnicas utilizadas fueron de acuerdo a los métodos estándar (APHA, 2005: 2-39, 2-83, 2-86, 2-89, 5-83, 5.84).

Cabe hacer mención que los sólidos del reactor se cuantificaron al inicio y final de la etapa de experimentación. El análisis consistió en sacar todo el contenido del reactor y colocarlo en un vaso de precipitado. Después se agitó por 20 minutos para obtener una muestra homogénea. Se tomó 4 y 1 mL al inicio y final de la etapa de experimentación, respectivamente. Posteriormente, se filtró para obtener las muestras de sólidos sobre el papel filtro. Los resultados de sólidos y de DQO_s se utilizaron para realizar el cálculo del tiempo de retención celular y rendimiento celular.

Tiempo retención celular

Se determinó el tiempo de retención celular (TRC) al inicio y final de la etapa experimental con la siguiente fórmula (ecuación (1)) (Metcalf & Eddy *et al.*, 2003: 1015).

$$TRC = \frac{V_r \cdot X_r}{Q \cdot X_e} \quad \text{ecuación (1)}$$

Donde

V_r = Volumen del reactor (L)

X_r = Biomasa del reactor (mg SSV/L)

Q = Flujo (L/d)

X_e = Biomasa del efluente (mg SSV/L)

Rendimiento celular

Se calculó el rendimiento celular (Y) entre las dos cuantificaciones de lodo anaerobio del reactor, con la siguiente ecuación (2) (Esparza-Soto *et al.*, 2013: 1355).

$$Y = \frac{\Delta X_r + \Delta X_e}{\Delta DQO_{rem}} \quad \text{ecuación (2)}$$

Donde

ΔX_r = masa total del lodo acumulado en el interior del reactor durante el periodo de tiempo por dos cuantificaciones de biomasa del reactor (kg SSV).

ΔX_e = masa total del lodo perdido en el efluente (kg SSV).

ΔDQO_{rem} = masa total del demanda química de oxígeno soluble removida (kg DQO_s rem).

Producción de biogás

La producción de biogás se midió cinco veces a la semana por desplazamiento de líquido. La manguera del biogás estuvo sumergida en un recipiente de vidrio con agua potable. Se colocó una probeta graduada de

100 ml con agua invertida encima de la manguera de salida del biogás. Se midió el tiempo que tardaba en desplazar el biogás el agua de la probeta.

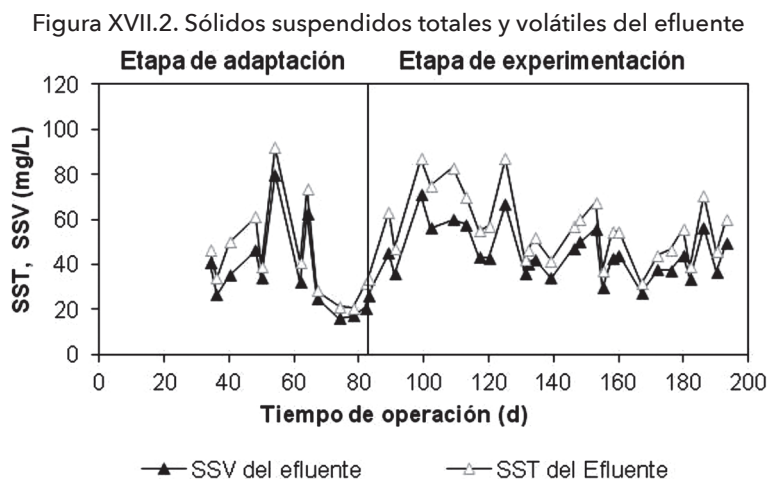
Resultados y discusiones

El pH del influente y efluente se mantuvo alrededor de 7 (tabla XVII.2). Esto indicó que el metabolismo de los organismos metanogénicos está activo (Somasiri *et al.*, 2008: 3695). Los microorganismos metanogénicos pueden ser inactivados por condiciones desfavorables, por ejemplo la disminución del pH (Isik y Sponza, 2005: 639) por debajo de 6.8 (Metcalf & Eddy *et al.*, 2003: 635) debido a la alcalinidad insuficiente y acumulación de AGV (Isik y Sponza, 2005: 639). El pH incluso se incrementó de 7.2 a 7.7, debido a que la desaminación de los aminoácidos deja libre NH_3 , posteriormente acepta protones e incrementa el pH (Henze *et al.*, 2008: 420). La alcalinidad estuvo por encima de 1400 mg CaCO_3/L para el influente y efluente. La alcalinidad fue la suficiente para contrarrestar los efectos del CO_2 y AGV producidos en el proceso anaerobio. En el efluente el valor promedio de los AGV fue 189.1 mg ácido acético/L. El valor crítico es de 250 mg ácido acético/L, cercano a este valor el reactor anaerobio presenta inestabilidad de acuerdo a lo mencionado por Crites y Tchobanoglous (2000: 450) y Somasiri *et al.* (2008: 3697).

Tabla XVII.2. Valores promedios, desviaciones estándar y número de muestras de la etapa experimental con una $\text{COV}_{\text{apl}} 3.5 \pm 0.9 \text{ kg DQOs/m}^3 \text{ d}$

Parámetro	Promedio	
	Influente	Efluente
pH	7.2 ± 0.2 (92)	7.7 ± 0.2 (92)
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	18.2 ± 2.0 (92)	17.8 ± 2.0 (92)
Flujo (L/d)	-	18.6 ± 2.6 (92)
TRH (h)	-	5.9 ± 0.8 (92)
AGV (mg Ácido acético/L)	-	189 ± 21 (6)
Alcalinidad (mg CaCO_3/L)	1450 ± 336 (11)	1603 ± 172 (11)
- No determinado		

Los valores promedio de los SST y SSV fueron 56.6 y 45.3 mg/L, respectivamente (figura XVII.2). Estas bajas concentraciones de los sólidos en el efluente se debieron a que el sedimentador de lamelas disminuye considerablemente la salida de los sólidos del reactor. Álvarez *et al.* (2006: 1642, 1645) reportan valores similares a este trabajo, 45 y 30 - 40 mg SST/L para el experimento B y C, respectivamente. Estos autores lo atribuyen en el experimento B porque tenía un TRH largo (10.9 h) y una velocidad ascensional baja, por lo tanto se arrastran menos sólidos del reactor hacia el efluente. En el experimento C, la puesta en marcha se llevó a cabo con un lodo estabilizado que evitó la pérdida significativa de sólidos en el efluente a pesar del bajo TRH. Las condiciones de operación de Álvarez *et al.* (2006: 1642) fueron 169 y 330 mg demanda química de oxígeno total (DQO_T)/L con agua residual doméstica y TRH de 10.9 y 5.15 h de la etapa B y C, respectivamente. Akila y Chandra (2007: 469) reportaron un valor bajo de SSV de 17 mg/L en comparación a este trabajo, esto debido a que tiene un TRH que fue de 7 a 1 d con una concentración de (COV_{apl} 7.5 kg DQO/ m^3 d) a 15 °C.

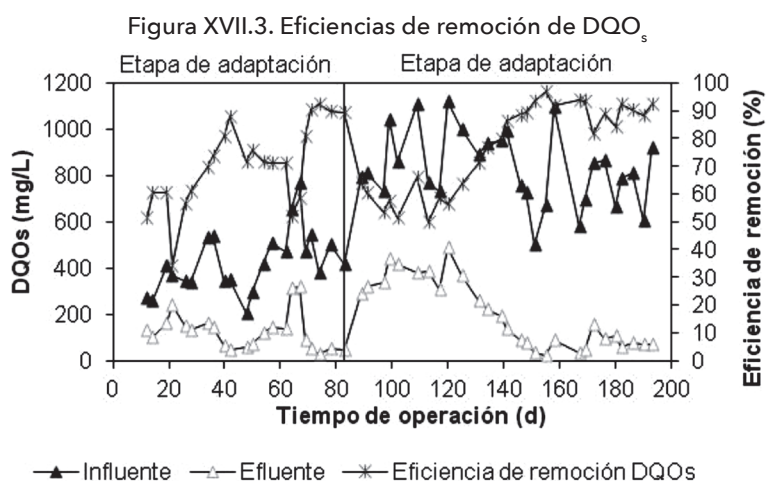


Se determinaron los sólidos dentro del reactor al inicio y final experimentación. Los SST fueron 16 175 y 33 175 mg/L y los SSV fueron 11 550 y 23 900 mg/L al inicio y final de la experimentación, respectivamente. Los sólidos se incrementaron al doble entre las dos mediciones de sólidos en 110 días.

El TRC de la etapa experimental fue 100.8 d. El valor obtenido en este trabajo es igual al valor requerido de TRC para lodo estabilizado por Henze *et al.* (2008: 450), que es de 100 d a 20°C para agua residual municipal. Se tuvo un buen TRC debido a que las bacterias tuvieron el tiempo necesario para realizar las reacciones de la digestión anaerobia (Metcalf & Eddy *et al.*, 2003: 1016), ya que el reactor alcanzó eficiencias de remoción del 90%.

Eficiencia de remoción de DQO_s

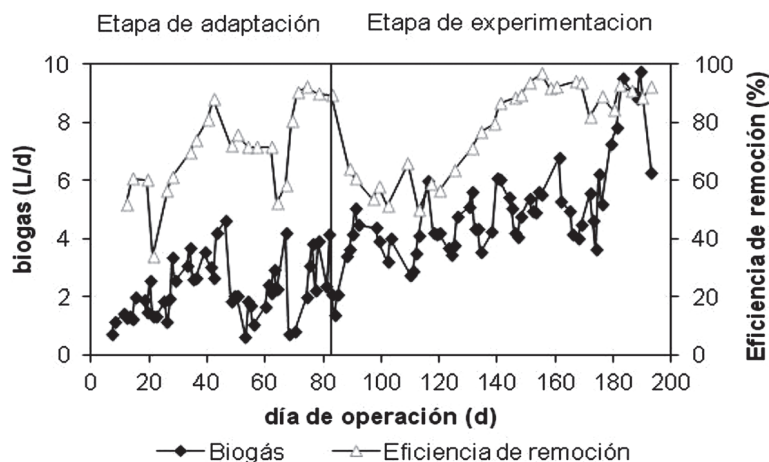
La concentración de DQO_s en el influente (Co) fue 830.6 mg DQO_s/L en promedio. A partir del día 151 de operación alcanzó eficiencia de remoción de DQO_s del 93.4% y logró el estado estacionario por más de 10 días. La eficiencia de remoción de DQO_s se mantuvo constante alrededor de 91% (figura XVII.3). Sevilla-Espinosa, Solórzano-Campo y Bello-Mendoza (2010: 738, 746) reportaron eficiencias de remoción de DQO más altas que este estudio (97%). El agua sintética que utilizaron fue con una Co de 900 mg DQO/L, un TRH más largo (24 h) y una temperatura más alta (28°C) que este estudio, a estos parámetros de operación se debe la alta eficiencia de remoción alcanzada. A diferencia de Atuanya y Chankrabarti (2004: 135) quienes obtuvieron eficiencias de remoción de DQO más bajas del 78%, con una Co de 984 mg DQO/L (agua sintética). Incluso trabajaron con un TRH más largo de 13.2 h y con una temperatura más alta (31°C) que este estudio. Tenían la presencia de 2,4 - diclorofenol en el influente, a eso se debió la baja eficiencia de remoción de la DQO.



Producción de biogás

La producción del biogás y la eficiencia de remoción de DQO_s de la etapa de adaptación y experimental se muestran en la figura XVII.4. En la etapa de experimentación se observa que cuando incrementó la eficiencia de remoción de la DQO , también lo hizo la producción de biogás, en algunos puntos de la gráfica es más claro este comportamiento. La producción de biogás estuvo en promedio 5 ± 1.8 L/d y el rendimiento de metano fue $314 \text{ L CH}_4/\text{kg } DQO_{\text{rem}}$. Akila y Chandra (2007: 467) reportaron un valor similar a este trabajo de $300 \text{ L CH}_4/\text{kg } DQO_{\text{rem}}$ en condiciones de operaciones parecidas como: concentración del influente (C_o) de 800 - 1000 mg DQO/L de un agua residual sintética a 15°C , pero con un TRH largo de 1 d.

Figura XVII.4. Producción del biogás y eficiencia de remoción de DQO_s



Rendimiento celular

El rendimiento celular fue $0.11 \text{ kg SSV/kg } DQO_{\text{rem}}$ a 17.8°C . Es un valor alto comparado con el del diseño de $0.08 \text{ kg SSV/kg } DQO$ (Metcalf & Eddy *et al.*, 2003: 1000). Singh y Viraraghavan (2002: 249) y Esparza-Soto *et al.* (2013: 1359) obtuvieron valores similares que este trabajo de investigación de $0.177 \text{ kg SSV/kg } DQO_{\text{rem}}$ a 20°C y $0.2 \pm 0.04 \text{ kg SSV/kg } DQO_{\text{rem}}$ a 18°C , respectivamente. Singh y Viraraghavan (2002: 244) trabajaron con agua residual municipal y Esparza-Soto *et al.* (2013: 1353) fueron

con condiciones similares a este trabajo (agua residual de una industria chocolatera y temperatura de operación). Sponza y Uluköy (2008: 122, 126) reportaron un valor más alto de rendimiento celular de 0.78 kg SSV/kg DQO_{rem} a 37°C con agua sintética.

Conclusiones

El reactor UASB trató satisfactoriamente el agua residual industrial con COV_{apl'} similar al de un agua residual municipal a bajas temperaturas de operación.

El TRC fue el indicado debido a que se obtuvieron eficiencias de remoción de DQO_s de 91%.

El rendimiento celular calculado fue alto (0.11 kg SSV/kg DQO_{rem}), comparado con el valor de diseño.

Bibliografía

- Akila, G. y T. S. Chandra (2007). "Performance of an UASB Reactor Treating Synthetic Wastewater at Low-Temperature Using Cold-Adapted Seed Slurry", en *Process Biochemistry*, 42, pp. 466-471.
- Álvarez, J. A. et al. (2006). "Start-Up Alternatives and Performance of an UASB Pilot Plant Treating Diluted Municipal Wastewater at Low Temperature", en *Bioresource Technology*, 97, pp. 1640-1649.
- APHA (American Public Health Association) (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Water Works Association, Water Environment Federation. Editor: Amer Water Works Assn. Washington, DC, pp. 2-39, 2-83, 2-86, 2-89, 5-83, 5-84.
- Atuanya, E. I. y T. Chakrabarti (2004). "Kinetics of Biotransformation of 2, 4-Dichlorophenol Using UASB-Reactor", en *Environmental Monitoring and Assessment*, 96, pp. 129-141.

- Bodík, I., B. Herdová y M. Drtil (2000). "Anaerobic Treatment of the Municipal Wastewater Under Psychrophilic Conditions", en *Bioprocess Engineering*, 22, pp. 385-390.
- Chou, H. H., J. S. Huang y W. F. Hong (2004). "Temperature Dependency of Granule Characteristics and Kinetic Behavior in UASB Reactors", en *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79 (8), pp. 797-808.
- Crites, R. y G. Tchobanoglous (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Mc Graw Hill. Santa Fe de Bogotá, Colombia, 450 pp.
- Droste, R. L. (1997). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. John Wiley / Sons Inc. Canada, 626 pp.
- Esparza-Soto, M., C. Solis-Morelos y J. J. Hernandez-Torres (2011). "Anaerobic Treatment of a Medium Strength Industrial Wastewater at Low Temperature and Short Hydraulic Retention Time: A Pilot-Scale Experience", en *Water Science & Technology*, 64 (8), pp. 1629-1635.
- Esparza-Soto, M. et al. (2013). "Treatment of a Chocolate Industry Wastewater in a Pilot-Scale Low-Temperature UASB Reactor Operated at Short Hydraulic and Sludge Retention Time", en *Water Science & Technology*, 67 (6), pp. 1353-1361.
- Farajzadehha, S. et al. (2012). "Lab Scale Study of HRT and OLR Optimization in UASB Reactor for Pretreating Fortified Wastewater in Various Operational Temperatures", en *Procedia APCBEE*, 1, pp. 90-95.
- Grady, Jr., G. T. Daigger y H. C. Lim (1999). *Biological Wastewater Treatment*, 2ª ed. Dekker. New York, pp. 109-110.
- Henze, M. et al. (2008). *Biological Wastewater Treatment; Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. Londres, Reino Unido, pp. 420, 433, 442 y 450.
- Isik, M. y D. T. Sponza (2005). "Effects of Alkalinity and Co-substrate on the Performance of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor Through Decolorization of Congo Red Azo Dye", en *Biore-source Technology*, 96, pp. 633-643.

- Kalyuzhnyi, S. V. et al. (2001). "One-and Two-Stage Upflow Anaerobic Sludge-Bed Reactor Pretreatment of Winery Wastewater at 4-10°C", en *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 90, pp. 107-124.
- Lettinga, G., S. Rebac y G. Zeeman (2001). "Challenge of Psychrophilic Anaerobic Wastewater Treatment", en *Trends in Biotechnology*, 19 (9), pp. 363-370.
- Lew, B. et al. (2011). "An Integrated UASB-Sludge Digester System for Raw Domestic Wastewater Treatment in Temperate Climates", en *Bioresource Technology*, 102, pp. 4921 -4924.
- Mahmoud, N. et al. (2004). "Anaerobic Sewage Treatment in a One-Stage UASB Reactor and a Combined UASB-Digester System", en *Water Research*, 38, pp. 2348-2358.
- Metcalf & Eddy et al. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Re-use*. 4^a ed. Mc Graw Hill. New York, pp. 630, 677, 693, 994-1006.
- Rizvi, H. et al. (2014). "Start-up of UASB Reactors Treating Municipal Wastewater and Effect of Temperature/Sludge Age and Hydraulic Retention Time (HRT) on its Performance", en *Arabian Journal of Chemistry*, pp. 1-7.
- Sevilla-Espinosa, S., M. Solórzano-Campo y R. Bello-Mendoza (2010). "Performance of Staged and Non-Staged Up-Flow Anaerobic Sludge Bed (USSB and UASB) Reactors Treating Low Strength Complex Wastewater", en *Biodegradation*, 21, pp. 737-751.
- Singh, K. S. y T. Viraraghavan (2002). "Effect of Temperature on Bio-Kinetic Coefficients in UASB Treatment of Municipal Wastewater", en *Water, Air, and Soil Pollution*, 136, pp. 243-254.
- Somasiri, W. et al. (2008). "Evaluation of the Efficacy of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor in Removal of Colour and Reduction of COD in Real Textile Wastewater", en *Bioresource Technology*, 99 (9), pp. 3692-3699.
- Sponza, D. T. y A. Uluköy (2008). "Kinetic of Carbonaceous Substrate in an Upflow Anaerobic Sludge Sludge Blanket (UASB) Reactor Treating 2, 4 Dichlorophenol (2, 4 DCP)", en *Journal of Environmental Management*, 86, pp. 121-131.

- Turkdogan-Aydinol, F. *et al.* (2010). "Performance Evaluation and Kinetic Modeling of the Start-Up of a UASB Reactor Treating Municipal Wastewater at Low Temperature. Bioprocess and Biosystems", en *Bioprocess Biosyst Engineering*, 34, 153-162.
- Yetilmezsoy, K. y S. Sakar (2008). "Development of Empirical Models for Performance Evaluation of UASB Reactors Treating Poultry Manure Wastewater Under Different Operational Conditions", en *Journal of Hazardous Materials*, 153, pp. 532-543.

CIENCIAS DEL A G U A: perspectiva desde la academia

coordinado por María del Carmen Jiménez Moleón, José Luis Expósito Castillo, Marivel Hernández Téllez y Miguel Ángel Gómez Albores, fue impreso en febrero de 2018 en los talleres de Editorial CIGOME, S. A. de C. V., Vialidad Alfredo del Mazo núm. 1524, ex. Hacienda La Magdalena C. P. 50010, Toluca, México. Su edición consta de 300 ejemplares. La edición estuvo a cargo de la Dirección de Difusión y Promoción de la Investigación y los Estudios Avanzados.

Coordinación editorial: Patricia Vega Villavicencio

Diseño de forros: Juan Manuel García Guerrero

Formación de interiores: Cristina Mireles Arriaga
y Juan Manuel García Guerrero

Corrección de estilo: María de los Ángeles García Moreno