



Brandenburg
University of Technology
Cottbus

**Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo & Dieter Lessmann
(eds.)**

**Proceedings of the Workshop
“Pollution Monitoring in the Upper Course
of the Lerma River
and Application of Clean Technologies
in Water Treatment”**

**17th and 18th February 2009
at the Instituto Nacional de Investigaciones
Nucleares (ININ), Mexico-City**

Mexico-City and Cottbus, 2010

Copyright 2010

ISBN 978-3-940471-14-7

Brandenburg University of Technology, Cottbus, Germany

IKMZ – University Library, Nordstr. 14, 03044 Cottbus, Germany

Editors

Dr. Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo

Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Ambientales, Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México, México; e-mail: zayre.gonzalez@inin.gob.mx

Dr. Dieter Lessmann

Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology, P.O. Box 101344, 03013 Cottbus, Germany; e-mail: lessmann@tu-cottbus.de

Contents / Índice

<i>Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo and Dieter Lessmann</i> POLLUTION MONITORING IN THE UPPER COURSE OF LERMA RIVER AND APPLICATION OF CLEAN TECHNOLOGIES IN WATER TREATMENT – INTRODUCTION	6
<i>Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo y Dieter Lessmann</i> MONITOREO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA Y APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS LIMPIAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA - INTRODUCCIÓN	10
<i>Pedro Ávila-Pérez, Samuel Tejeda-Vega y Graciela Zarazúa-Ortega</i> LA CONTAMINACION EN EL CURSO ALTO DEL RIO LERMA (THE CONTAMINATION AT THE UPPER COURSE OF LERMA RIVER)	14
<i>C. Díaz-Delgado, M.V. Esteller, A. Velasco-Chilpa, C.M. Arriaga-Jordán, J. Martínez-Vilchis, M. Colín-Mercado, J.I. Ojeda-Chihuahua y J.A. Ramírez-Zierold</i> DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE UN PROCESO DE PLANEACIÓN ESTRATÉGICA PARTICIPATIVA PARA LA GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS DE LA CUENCA LERMA-CHAPALA-SANTIAGO (DESIGN AND IMPLEMENTATION OF A STRATEGIC PROCESS FOR AN INTEGRATED MANAGEMENT OF THE HYDROLOGIC RESOURCES OF THE LERMA-CHAPALA-SANTIAGO WATERSHED)	24

M.V. Esteller, J.L. Expósito y C. Díaz-Delgado

EFFECTOS DE LA EXPLOTACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL
CURSO ALTO DEL RÍO LERMA

(EFFECTS OF GROUNDWATER EXPLOITATION IN THE UPPER COURSE OF
LERMA RIVER)

32

María Teresa Olguín Gutiérrez

ZEOLITAS NATURALES COMO INTERCAMBIADORES IÓNICOS DENTRO
DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DEL AGUA

(NATURAL ZEOLITES AS ION EXCHANGERS IN WATER TREATMENT
PROCESSES)

39

*Martha L. Ramírez-Ramírez, Irene Cano-Aguilera, Alberto F. Aguilera-Alvarado,
Guadalupe de la Rosa, Gustavo Cruz Jiménez y José Ramírez-Flores*

AUMENTO DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE CROMO(III) EN LA
BIOMASA DE *AGAVE TEQUILANA* WEBER AZUL MEDIANTE SU OXIDACIÓN
(INCREASE OF THE ADSORPTION CAPACITY OF CHROMIUM(III) BY THE
OXIDATION OF *AGAVE TEQUILANA* WEBER AZUL BIOMASS)

46

Miriam Jeniffer Jiménez-Cedillo, María Teresa Olguín-Gutiérrez y Cheikh Fall

REMOCIÓN DE ARSÉNICO(V) POR *PETROSELINUM CRISPUM* (PEREJIL):
ESTUDIO PRELIMINAR

(REMOVAL OF ARSENIC (V) BY *PETROSELINUM CRISPUM* (PARSLEY):
PRELIMINARY STUDY)

55

Celeste Meza-Alejandre y Michael Mutz

RESTAURACIÓN POR MEDIO DE LA IMPLEMENTACIÓN DE SEDIMENTO
Y MADERA EN UN RÍO CON LECHO ARENOSO – MAPEO DE LOS
MICROHÁBITATS BÉNTICOS Y LOS EFECTOS HIDROLÓGICOS
EN LA ZONA BÉNTICA E HIPORREICA
(RESTORATION BY COMBINED ADDITION OF WOOD AND SEDIMENT IN A SAND-
BED STREAM – MAPPING OF THE BENTHIC MICROHABITATS AND THE
HYDROLOGICAL EFFECTS ON THE BENTHIC AND THE HYPORHEIC ZONE)

63

Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo

ESTUDIOS DE BIORREMEDIACIÓN EN EL INSTITUTO NACIONAL
DE INVESTIGACIONES NUCLEARES
(BIORREMEDIATION STUDIES AT THE NATIONAL INSTITUTE
OF NUCLEAR RESEARCH)

75

Dieter Lessmann and Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo

POLLUTION MONITORING IN THE UPPER COURSE OF THE LERMA RIVER
AND APPLICATION OF CLEAN TECHNOLOGIES IN WATER TREATMENT -
SUMMARY AND CONCLUSIONS

81

Dieter Lessmann y Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo

MONITOREO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL CURSO ALTO DEL
RÍO LERMA Y APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS LIMPIAS EN EL
TRATAMIENTO DE AGUA - RESUMEN Y CONCLUSIONES

88

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop
“Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application
of Clean Technologies in Water Treatment”, 17th and 18th February 2009
at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

POLLUTION MONITORING IN THE UPPER COURSE OF LERMA RIVER AND APPLICATION OF CLEAN TECHNOLOGIES IN WATER TREATMENT - INTRODUCTION

Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo¹ and Dieter Lessmann²

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Ambientales,
Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México;
e-mail: zayre.gonzalez@inin.gob.mx

² Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology,
P.O. Box 101344, 03013 Cottbus/Germany; e-mail: lessmann@tu-cottbus.de

Rapidly developing countries are facing severe environmental problems at an extent that industrialized countries did not have to solve in comparable periods. Freshwaters belong to the ecosystems with the most severe impacts despite they are one of the most vital resources. They provide the population with drinking water, are used for irrigation and industrial production. Besides water abstraction, impacts are due to the use of water bodies as sink for wastewater of all kinds and to diffuse pollution and eutrophication by intensive agricultural practice. Freshwaters suffer also from land use changes and their negative effects as erosion and siltation⁽¹⁾.

The Lerma River is one example of a heavily degraded freshwater ecosystem in the rapidly developing country of Mexico. It origins in central Mexico in the Mesa Central about 25 km southeast of Toluca from lagoons near Almoloya del Rio. The river flows northwestwards and would usually end after 965 km in the Pacific Ocean. Its watershed comprises an area of 5,310 km². Since 1977 the river finds its end in Lake Chapala after about 560 km⁽²⁾. Water abstraction and evapotranspiration have led to a sharp decrease in its natural discharge.

The Lerma River can be divided into three parts: the upper, middle and lower course. The workshop was focused on the Upper Course of the Lerma River (UCLR). In the UCLR watershed area of 5,146 km² and a river length of 177 km about 2,500 industries and almost 30 municipalities dispose their wastewaters directly to the river⁽³⁾. The population within the UCLR watershed has been calculated to 2.3 million inhabitants. Among them, about 8 % are indigenous people, located in 757 communities⁽⁴⁾.

The water consumption from the UCLR is unsustainable. In the year 1974, the construction of an aqueduct to supply Mexico City with drinking water from the source of the river has caused an irreversible damage to 86 % of its former natural wetlands⁽⁵⁾. Moreover, a significant decrement in the water level of the aquifers occurred. In addition to this damage population growth, industrial development and agricultural activities have caused severe pollution of the UCLR. Another problem is the presence of fractures that connect the river with various aquifers (see Esteller-Alberich et al. "Effects of groundwater exploitation in the upper course of Lerma River").

A number of NGOs and organizations from the federal, state and municipal governments have made great efforts to restore and rehabilitate the UCLR during the last years. In this process the Lerma-net plays an important role - a network that binds the government with the society and scientific institutions (see Diaz-Delgado et al. "Design and implementation of a strategic process for an integrated management of the hydrologic resources of the Lerma-Chapala-Santiago watershed"). This network emphasizes an interaction between environmental, social, economical and cultural sectors. An important prerequisite and an objective of the network is that the population requires accurate environmental education and awareness. Finally, the scientific component is a key strategy to develop accurate technologies to improve the water quality to enable the river ecosystem to recover itself.

The aim of the workshop was to bring scientists and engineers from different institutions together, which deal with the problems of the UCLR, to discuss the actual degradation of the UCLR and to argue about solutions for its sustainable restoration. This also included the presentation and discussion about new

technologies that are yet in an experimental state, but have the potential to solve different river pollution problems in the near future.

The impacts on the Lerma River and the resulting water quality are described and analyzed in the article by Avila-Perez et al. "The contamination at the upper course of Lerma River". The effects caused by excessive ground water exploitation in the watershed of the UCLR are the subject of the article by Esteller-Alberich et al. "Effects of groundwater exploitation in the upper course of Lerma River"; Meza-Alejandre and Mutz show in their paper "Restoration by combined addition of wood and sediment in a sand-bed stream – mapping of the benthic microhabitats and the hydrological effects on the benthic and hyporheic zone" by a study from a small German river the effects of a natural restoration method on important living conditions for the aquatic biocoenosis. Water treatment technologies with a high potential in the near future are described in the contributions of Olguin-Gutierrez "Natural zeolites as ion exchangers in water treatment processes", Ramirez-Ramirez et al. ("Increase of the adsorption capacity of chromium (III) by the oxidation of *Agave tequilana* Weber *azul* biomass"), and Jimenez-Cedillo et al. ("Removal of arsenic(V) by *Petroselinum crispum* (Parsley): preliminary study"). Finally, Gonzalez-Acevedo provides an overview about the bioremediation research at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ) that is related to the problems that have to be solved in the UCLR (see her article "Bioremediation studies at the National Institute of Nuclear Research").

We appreciate very much the contributions of all participants and the support by ININ that enabled the success of this workshop.

References

- (1) Ávila-Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Tejeda S., Díaz-Delgado C., Barcelo-Quintal I., 2007: Evaluation of heavy metal and elemental composition of particles in suspended matter of the Upper Course of the Lerma River. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273 (3), 625-633.
- (2) Mestre-Rodriguez, J.E., 1997: Case study VIII: Lerma-Chapala basin, Mexico. - In: Helmer R. & Hespanhol I. (eds.), *Water pollution control - a guide to the use of water quality management principles*. United Nations Environment Programme, The Water Supply & Sanitation Collaborative Council and the World Health Organization, 15 p.

- (3) GEM, Gobierno del Estado de México, Comisión coordinadora para la recuperación ecológica de la cuenca del río Lerma, 1993: Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del río Lerma. Tomo V: Industrial.
- (4) GEM, Gobierno del Estado de México, Comisión coordinadora para la recuperación ecológica de la cuenca del río Lerma, 1993: Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del río Lerma. Tomo I: Cartografía.
- (5) CONAGUA, Comisión Nacional del Agua, 1993: Presas de México. Gerencia de información y participación ciudadana. Grupo Impergraf S. A. de C. V.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

MONITOREO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA Y APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS LIMPIAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA - INTRODUCCIÓN

Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo¹ y Dieter Lessmann²

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Ambientales, Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México; e-mail: zayre.gonzalez@inin.gob.mx

² Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology, P.O. Box 101344, 03013 Cottbus/Germany; e-mail: lessmann@tu-cottbus.de

Países en vías de un desarrollo acelerado, se enfrentan a problemas ambientales severos, que los países industrializados, hasta cierto punto, no tienen que resolver en periodos de tiempo comparables. El agua dulce, pertenece a los ecosistemas que presentan los impactos más severos a pesar de ser uno de los recursos más vitales. Ellos proveen a la población de agua potable, se usan para el riego y la producción industrial. A parte de la preocupación del agua, los impactos se deben al uso de cuerpos de agua como captadores de aguas residuales de todo tipo y para esparcir la contaminación y la eutrofización por la práctica agrícola intensa. Las aguas dulces sufren también los cambios de uso de suelo y sus efectos negativos como la erosión y el encenagamiento⁽¹⁾.

El Río Lerma es un ejemplo de un ecosistema de agua dulce altamente degradado en un país en vías de desarrollo rápido como lo es México. Se origina en la parte central de México en la parte central cerca de 25 km al sureste de la ciudad de Toluca, a partir de las lagunas cercanas al municipio de Almoloya del Río. Fluye de norte a oeste y después de 925 km, desemboca en el océano pacífico. Esta cuenca de captación comprende un área de 5310 km². Desde 1977, el río finaliza en el Lago de Chapala, después de cerca 560 km⁽²⁾. La

extracción del agua y la evapotranspiración han dirigido a un agudo decremento en la descarga natural.

El Río Lerma está dividido en tres partes: curso alto, medio y bajo. El taller estuvo enfocado en el Curso Alto del Río Lerma (CARL). En el CARL, la cuenca de captación tiene un área de 5146 km² y una longitud del río de 177 km, donde cerca de 2500 industrias y casi 30 municipios descargan sus aguas residuales directamente al río⁽³⁾. La gente que tiene contacto con ésta cuenca de captación, se ha calculado en 2,3 millones de habitantes. De ellos, cerca del 8 % son gente indígena, localizados en 757 comunidades⁽⁴⁾.

El consumo de agua del CARL es insostenible. En el año 1974, la construcción de un acueducto, para suministrar de agua potable a la Ciudad de México desde el origen del río, ha causado un daño irreversible del 86 % de la zona de humedales naturales que existía hasta hace algunos años⁽⁵⁾.

Además de causar un decremento significativo en el nivel de agua de los acuíferos de la zona. Además de los daños mencionados, el crecimiento de la población, el desarrollo industrial y las actividades agrícolas han causado una contaminación severa en el CARL. Otro problema es la presencia de fracturas que conectan el río con varios acuíferos (ver Esteller-Alberich et al. "Efectos de la explotación del agua subterránea en el Curso Alto de Río Lerma").

Un gran número de OGNs y organizaciones de los gobiernos federales, estatales y municipales han hecho grandes esfuerzos para restaurar y rehabilitar el CARL durante los últimos años. Un rol importante en este proceso lo juega la Red-Lerma, una red que une al gobierno con la sociedad y las instituciones científicas (ver Díaz-Delgado et al. "Diseño e implementación de un proceso de planeación estratégica participativa para la gestión integrada de recursos hídricos de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago"). Ésta red enfatiza una interacción entre los sectores ambientales, sociales, económicos y culturales. Un prerrequisito importante y uno de los objetivos de la red es que la población requiere de una educación y conciencia precisas. Finalmente, el componente científico es la estrategia clave para el desarrollo exacto de tecnologías que mejoren la calidad del agua para permitir que el ecosistema del río se recupere a sí mismo.

El objetivo del taller fue de traer científicos e ingenieros de diferentes instituciones juntas, los cuales tratan con problemas del CARL, para discutir la degradación actual del CARL y argumentar acerca de las soluciones para una restauración sustentable. Esto también incluye la presentación y discusión de nuevas tecnologías que están actualmente en su etapa experimental, pero que tienen el potencial de resolver diferentes problemas de contaminación en el río, en un futuro cercano.

Los impactos en el río Lerma y el resultado de la calidad del agua, son descritos y analizados en el artículo de Ávila-Pérez et al. “La contaminación en el Curso Alto del Río Lerma”. Los efectos causados por la excesiva explotación del agua subterránea en la cuenca de captación del CARL son el tema del artículo de Esteller-Alberich et al. “Efectos de la explotación de agua subterránea en el Curso Alto del Río Lerma”. Meza-Alejandre y Mutz muestran en su artículo “Restauración por medio de la implementación de sedimento y madera en el río con lecho arenoso – mapeo de los microhábitats bénticos y los efectos hidrológicos en la zona béntica e hiporréica” un caso de estudio en un pequeño río alemán y los efectos de un método natural de restauración en condiciones importantes para la vida de la biocenosis acuática. Las tecnologías para el tratamiento de aguas con alto potencial para un futuro cercano se describen en contribuciones como la de Olguin-Gutierrez “Zeolitas naturales como intercambiadores iónicos dentro de procesos de tratamiento del agua”, Ramirez-Ramirez et al. (“Aumento de la capacidad de adsorción de cromo (III) en la biomasa de *Agave tequilana* Weber azul mediante su oxidación”), y Jiménez-Cedillo et al. (“Remoción de arsénico(V) por *Petroselinum crispum* (Perejil): estudio preliminar”). Finalmente, González-Acevedo provee una visión general acerca de la investigación en el área de biorremediación en el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ) que está relacionada con los problemas que se tiene que resolver en el CARL (ver su artículo “Estudios de biorremediación en el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares”).

Los editores aprecian mucho las contribuciones de todos los participantes y el apoyo del ININ para permitir el éxito de este taller.

Referencias

- (1) Ávila-Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Tejeda S., Díaz-Delgado C., Barcelo-Quintal I., 2007: Evaluation of heavy metal and elemental composition of particles in suspended matter of the Upper Course of the Lerma River. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273 (3), 625-633.
- (2) Mestre-Rodriguez, J.E., 1997: Case study VIII: Lerma-Chapala basin, Mexico. - In: Helmer R. & Hespanhol I. (eds.), *Water pollution control - a guide to the use of water quality management principles*. United Nations Environment Programme, The Water Supply & Sanitation Collaborative Council and the World Health Organization, 15 p.
- (3) GEM, Gobierno del Estado de México, Comisión coordinadora para la recuperación ecológica de la cuenca del río Lerma, 1993: Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del río Lerma. Tomo V: Industrial.
- (4) GEM, Gobierno del Estado de México, Comisión coordinadora para la recuperación ecológica de la cuenca del río Lerma, 1993: Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del río Lerma. Tomo I: Cartografía.
- (5) CONAGUA, Comisión Nacional del Agua, 1993: *Presas de México*. Gerencia de información y participación ciudadana. Grupo Impergraf S. A. de C. V.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

LA CONTAMINACION EN EL CURSO ALTO DEL RIO LERMA

THE CONTAMINATION AT THE UPPER COURSE OF LERMA RIVER

Pedro Ávila-Pérez¹, Samuel Tejeda-Vega y Graciela Zarazúa-Ortega

Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Ambientales,
Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México;
¹ e-mail: pedro.avila@inin.gob.mx

Abstract

In this paper a summary of the obtained results from studies at the Upper Course of The Lerma River (UCLR) in Mexico State is presented. Physico-chemical parameters were determined and heavy metal concentrations in water and sediments were measured by X-ray fluorescence, Neutron Activation Analysis and Scanning Electronic Microscopy. The aim of this work was to identify the main heavy metal accumulation zones, as well as the main natural and anthropogenic contributions of contaminants to the river and their impact on the water quality. The results show that the water quality is very poor, mostly due to the discharge of industrial and urban wastewater, which are not treated and are released directly to the river. The residual organic particulate matter was identified as a major problem that leads to a severe eutrophication of the system. The heavy metal concentrations played a minor role. However, it is recommended to implement a monitoring system for some metals, as well as to dispose adequately the sludge taken from the river.

Resumen

En este trabajo se resumen los principales resultados obtenidos en el estudio del Curso Alto del Río Lerma en el Estado de México. Se determinó los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua y se estudió la concentración de metales pesados en el agua y sedimento a través de las técnicas de Fluorescencia de Rayos X, Análisis por Activación Neutrónica y Microscopía Electrónica de Barrido con el objeto de establecer las principales zonas de acumulación de metales pesados, así como las principales contribuciones naturales y antropogénicas de dichos contaminantes al río y su impacto en la calidad del agua. Los resultados muestran que la calidad del agua de este importante río es muy baja debido principalmente a las descargas residuales industriales y urbanas no tratadas que son descargadas en este importante río. El principal

problemas es debido a la presencia en grandes cantidades de materia orgánica residual la cual provoca una eutrofización del sistema. Los metales pesados no son un grave problema, sin embargo es necesario implementar medidas para el control de algunos metales así como para la disposición adecuada de los lodos dragados de dicho río.

Introducción

El Curso Alto del Río Lerma (CARL) que forma parte de la Cuenca Alta del Río Lerma (la segunda cuenca más importante de México) se localiza en el Estado de México y comprende aproximadamente 50 kilómetros desde las lagunas de Almoloya hasta 9 km aguas abajo de la presa José Antonio Alzate⁽¹⁾. Es una región industrial altamente activa con importantes niveles de producción agrícola y un acelerado crecimiento industrial y agrícola, lo cual ha resultado en una sobreexplotación del agua subterránea y la contaminación de sus cuerpos de agua superficiales por aguas residuales y efluentes agrícolas⁽²⁾.



Figura 1. Vista de la zona de la carretera México-Toluca durante la época de estiaje.
Figure 1. View at the Lerma River at the road Mexico-Toluca during the dry season.

Esta área es un importante centro para actividades industriales y agrícolas con una alta densidad de población y una enorme demanda de agua, la cual es atendida casi exclusivamente a través del agua subterránea. Este problema es agravado por la enorme cantidad de agua subterránea (14 m³/s) que es enviada a la ciudad de México. La sobreexplotación del acuífero en el Curso Alto del Río Lerma ha causado la desaparición de humedales, manantiales y otros cuerpos de agua superficiales, la disminución de los niveles del agua subterránea y de los flujos del río⁽³⁾. Adicionalmente, la calidad del agua del río Lerma se ha deteriorado a niveles alarmantes en las últimas décadas resultado del ingreso de aguas residuales industriales y urbanas no tratadas lo cual ha producido la desaparición de especies y la alteración de los ecosistemas acuáticos de la zona⁽⁴⁾.



Figura 2. Vista de un afluente al CARL en la zona de San Mateo Atenco.

Figure 2. View at an effluent to the Lerma River at San Mateo Atenco.

En el contexto anterior, se centra los estudios realizados en el ININ desde el año 2001 a la fecha en donde se ha podido establecer las principales zonas de acumulación de metales pesados, así como las principales contribuciones naturales y antropogénicas de dichos contaminantes al río y su impacto en la calidad del agua⁽⁵⁻¹⁸⁾.

Materiales y Métodos

El plan de muestreo de agua y sedimento consideró la localización de los 18 principales tributarios que conducen aguas residuales de las zonas industriales de Almoloya del Río, Santiago Tianguistenco, Capulhuac, Tenango, Ocoyoacac, Lerma, San Mateo Atenco y Toluca, así como las aguas municipales, en su mayoría no tratadas, de los 22 municipios. Se consideraron los aportes de los escurrimientos de los ríos Santa Catarina, San Lorenzo, Xonacatlan, Tejalpa, Verdiguél y Temoaya. Además, se conformarán 13 sitios de muestreo sobre el cauce del río Lerma. Se trabajó en dos campañas de muestreo, el muestreo 1 en el mes de marzo que corresponde a la temporada de bajas temperaturas y escasa precipitación pluvial y el muestreo 2 en el mes de octubre con alta precipitación pluvial, clima cálido, altas velocidades de flujo y los máximos caudales del año.



Figura 3. Vista del CARL en la zona cercana a la toma del Sistema Cutzamala.

Figure 3. View at the Lerma River at the outlet to the Cutzamala's system.

El agua se tomó con muestreadores tipo “Grab” y Botella Van Dorn dependiendo de las condiciones del río. Se tomó una muestra compuesta en cada punto de muestreo. Una parte se usó para determinar los parámetros fisicoquímicos, bacteriológicos y compuestos orgánicos. Del volumen restante, se separó 1 litro el cual se colocó en un frasco de polietileno acondicionado especialmente para muestreo de aguas de acuerdo con el procedimiento descrito por Ávila (1995)⁽¹⁹⁾ con el fin de evitar contaminación por metales y se fijó con ácido

nítrico concentrado grado ultrapuro en una proporción de 2 ml/L de muestra para la determinación de metales totales, otro litro se depositó en un frasco, bajo las mismas condiciones y se guardó para ser procesado en el laboratorio para la determinación de metales solubles y metales presentes en la fase suspendida. Todas las muestras se guardaron en refrigeración hasta su procesamiento y análisis^(20, 21).

La obtención de sedimentos se realizó con una pala de acero inoxidable y una draga manual de tipo Ponar, la primera se usó para obtener muestras en la orilla del río, mientras que la segunda se utilizó para extraerlas del centro del río donde la profundidad permitió la inclusión con lancha, o de manera alternada dependiendo de las características del sitio de muestreo.

En el laboratorio se midió la temperatura, pH, alcalinidad, conductividad eléctrica, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), oxígeno disuelto (O. D.), dureza total, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), turbiedad, color, sustancias activas al azul de metileno (SAAM), grasa y aceites, coliformes fecales, N-amoniaco, N-nitratos, fosfatos, sulfatos y los metales K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn y Pb. Las muestras de agua se procesaron conforme a lo establecido a las Normas Oficiales Mexicanas y otras siguiendo algunos métodos normalizados que sugiere la American Public Health Association, American Water Works Association y la Water Pollution Control Federation⁽²²⁾. Los sedimentos se usaron para obtener la morfología de las partículas y los elementos que la componen mediante el microanálisis del microscopio electrónico de barrido de alto vacío.

Con el propósito de determinar la concentración de metales en las muestras de agua se usó un espectrómetro de Fluorescencia de Rayos X marca "*Ital-Structures*" modelo *TX 2000* en la modalidad de Reflexión Total. Cada muestra se analizó por triplicado empleando un tubo de molibdeno con un tiempo de conteo de 500 segundos. El sedimento suspendido (materia suspendida) y depositado se realizó en la modalidad en energía dispersiva analizándose cada muestra por triplicado usando un tubo de molibdeno con un tiempo de conteo de 1000 segundos⁽²⁰⁾.

Resultados y Discusión

En términos de calidad del agua, los resultados de los parámetros fisicoquímicos demuestran que el agua del Curso Alto del Río Lerma no cumple con las características mínimas necesarias para su uso como agua de riego ni mucho menos para la protección de la vida acuática lo cual explica en parte la carencia de prácticamente la vida acuática en esta zona del río. Los parámetros fisicoquímicos que mayor impacto tienen sobre la calidad del agua son la demanda química de oxígeno (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO) y el oxígeno disuelto, los cuales reflejan la enorme carga orgánica que lleva este importante río producto de las descargas no tratadas de aguas residuales municipales e industriales.



Figura 4. Vista de ganado que abreva a las orillas del CARL.

Figure 4. View at cattle that drink directly from the Lerma River.

Con relación a la distribución y comportamiento de metales pesados, se ha podido establecer que el K, Mn y Fe tienen principalmente un origen natural en el CARL, donde la principal contribución probablemente viene de la erosión de los suelos y sedimentos durante la época de lluvias. El S, V, Cu y Pb tienen principalmente un origen antropogénico en el CARL, mientras que las principales contribuciones provienen de las aguas residuales industriales y domésticas. El Ca, Ti y Zn tienen un origen tanto natural como antropogénico en el CARL.

Los metales pesados que constituyen un riesgo para las poblaciones aledañas a los ecosistemas de la zona por sus niveles de concentración en el agua y

sedimento y por su biodisponibilidad son el cromo, el cobre y el zinc. En el caso del hierro, manganeso y plomo no representan un riesgo importante en esta zona del río.

ÍNDICE DE LA CALIDAD DEL AGUA: INDUSTRIAL Y AGRÍCOLA

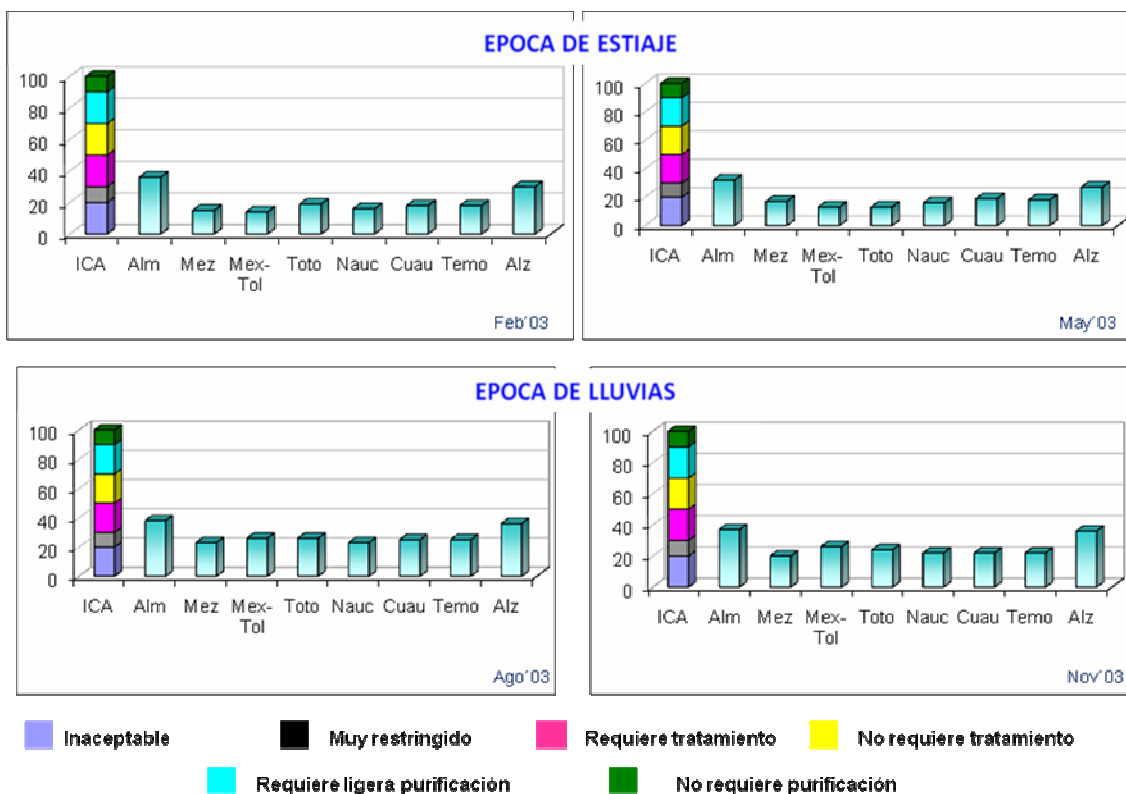


Figura 5. Índices de Calidad del Agua durante las épocas de estiaje y lluvias del CARL.
Figure 5. Indices of water quality during dry and wet season at the UCLR.

Respecto a los principales afluentes al CARL, se ha podido establecer que las descargas que presentan las mayores concentraciones elementales en la materia suspendida hacia el Curso Alto del Río Lerma son: Totoltepec, San Mateo Atenco, El Llanito, Barrio de Guadalupe y Tenango en la época de estiaje, mientras el río Santa Catarina, descarga Toluca-Norte, río Tenango, río San Lorenzo y río Tejalpa en la época de lluvias. El río Tenango transporta materia suspendida hacia el río Lerma con contribuciones de origen natural y antropogénica, mientras que Mezapa, Barrio de Guadalupe, río Ocoyoacac, San Mateo Atenco, Mexico-Toluca, El Llanito, Totoltepec y río Verdiguél transportan materia suspendida hacia el río Lerma con un origen principalmen-

te antropogénico. Las descargas de Reciclagua y Toluca Norte transportan materia suspendida hacia el río Lerma con un origen antropogénico industrial y urbano respectivamente. Finalmente, río Atarasquillo, río Xonacatlán, río Santa Catarina, río San Lorenzo, río Tejalpa y río Temoaya contribuyen con materia suspendida al CARL con un origen principalmente natural.

Las zonas con mayor riesgo derivadas de los estudios realizados en estos trabajos en el CARL y que requieren acciones urgentes para el control de la contaminación y de saneamiento de este río son canal Totoltepec, arroyo Mezapa y carretera México-Toluca. Las zonas con un menor riesgo y que requieren acciones de control y saneamiento posteriores a las mencionadas anteriormente son carretera Toluca-Naucalpan, Villa Cuauhtémoc, laguna de Almoloya y presa José Antonio Alzate.

Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos es posible establecer que la calidad del agua de este importante río es muy baja debido principalmente a las descargas residuales industriales y urbanas no tratadas que son descargadas en este importante río. El principal problema es debido a la presencia en grandes cantidades de materia orgánica residual la cual provoca una eutrofización del sistema. Los metales pesados no son un grave problema, sin embargo es necesario implementar medidas para el control de metales como el Cr, Cu y Zn así como para la disposición adecuada de los lodos dragados de dicho río. Es necesario implementar ya acciones urgentes tendientes a controlar y reducir los enormes impactos que se generan en este río. Como primeras acciones es necesario controlar las principales fuentes de contaminación, en este caso construir, habilitar o en su caso mejorar la operación de plantas de tratamiento que garanticen que toda el agua que se descargue a este río haya sido previamente tratada. Otras acciones entre muchas de gran importancia se puede mencionar el revertir el grave proceso de deforestación y pérdida de suelos de las partes alta de la cuenca que están provocando el ingreso de materia suspendida y sedimentos que azolva año con año este curso del río. Modificar leyes y reglamentos así como establecer normas oficiales federales,

estatales o municipales que obliguen al reuso y reciclaje de los materiales plásticos desechables tal como el PET (polietilentereftalato) que provocan que en época de lluvias el río se desborde en algunos puntos debido al taponamiento de los afluentes, etc.

Referencias

- (1) GEM, Gobierno del Estado de México, 2000: Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del río Lerma. Tomo V: Industrial. Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma. Gobierno del Estado de México, Toluca, 353 pp.
- (2) Hunt J., Proctor G., García-Aragón J., Díaz-Delgado C., Jiménez-Moleón C., Garrido S., Reyes R., Morales-Reyes P., Avila-Pérez P., Tavera L., Quintero E., Tejeda S., López A. y Zarazúa G., 2000: Un ejemplo de contaminación de aguas superficiales: el curso alto del río Lerma, México. In: Antón D. y Díaz C. (eds.), Sequía en un mundo de agua. Piriguazú y C.I.R.A.- U.A.E.M, México, 185 pp.
- (3) Esteller M.V. y Díaz-Delgado C., 2002: Environmental effects of aquifer overexploitation: A case study in the highlands of Mexico. *Environmental Management* 29 (2), 266-278.
- (4) Avila-Pérez P., Balcázar M., Zarazúa-Ortega G., Barceló-Quintal I. and Díaz-Delgado C., 1999: Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *The Science of the Total Environment* 234 (1-3), 185-196.
- (5) Díaz-Delgado C., Esteller M.V., García J.A., Bâ K.M. and Avila P.P., 2001: Water resources in the Upper Course of the Lerma River, contamination and overexploitation: contributions to the sustainable use of water. In: TWNSO, WMO, PHI-UNESCO (eds.), Promoting best practices for conservation and sustainable use of water resources in the South. Trieste/Italy, 71-85.
- (6) Avila-Pérez P., García-Aragón J.A., Díaz-Delgado C., Tejeda-Vega S. and Reyes-Gutiérrez R., 2002: Heavy metal distribution in bottom sediments of a Mexican reservoir. *Aquatic Ecosystem Health and Management Journal* 5, 91-102.
- (7) García-Aragón J.A., Avila-Pérez P., Díaz-Delgado C., Tejeda-Vega S. y Morales-Reyes P., 2003: Concentración de metales pesados y su relación con los periodos de deposición en la presa J.A. Alzate, Estado de México. *Ingeniería Hidráulica de México XVIII* (4).
- (8) Avila-Pérez P., Garcia-Aragón J.A., Díaz-Delgado C., Reyes R. y Tejeda-Vega S., 2005: Caracterización de sedimentos del embalse J.A. Alzate en el Estado de Mexico. In: Rivera-Trejo F., Gutiérrez-López A., Val-Segura R., Mejía-Zermeño R., Sánchez-Ruiz P., Aparicio-Mijarez J., Díaz-Flores L. (eds.), La medición de sedimentos en México, Capítulo 17. Ediciones IMTA-UJAT, Jiutepec, Morelos/Villahermosa Tabasco, México. pp. 280-297.
- (9) García-Aragón J.A., Díaz-Delgado C., Quintín E., Avila-Pérez P., Tejeda S. y Zarazúa G., 2005: Problemática hidro-sedimentológica del embalse José Antonio Alzate en el Estado de México. In: Rivera-Trejo F., Gutiérrez-López A., Val-Segura R., Mejía-Zermeño R., Sánchez Ruiz P., Aparicio-Mijarez J., Díaz-Flores L. (eds.), La medición de sedimentos en México, Capítulo 16. Ediciones IMTA-UJAT, Jiutepec, Morelos/Villahermosa Tabasco, México. pp. 258-277.

- (10) Tejeda S., Avila-Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Díaz-Delgado C. y Lugo J., 2005: Distribución de metales pesados en sedimentos: estudio del Curso Alto del Río Lerma. In: Rivera-Trejo F., Gutiérrez-López A., Val-Segura R., Mejía-Zermeño R., Sánchez Ruíz P., Aparicio-Mijarez J., Díaz-Flores L. (eds.), La medición de sedimentos en México, Capítulo 18. Ediciones IMTA-UJAT, Jiutepec, Morelos/Villahermosa Tabasco, México. pp. 298-318.
- (11) Avila-Pérez P., Zarazúa-Ortega G., Barceló-Quintal I., Bussy A.L. and Díaz-Delgado C., 2006: Distribution of mercury in the water and bottom sediment of the J.A. Alzate Dam, Mexico. *International Journal of Environment and Pollution* 26 (1/2/3), 174-186.
- (12) Tejeda S., Zarazúa G., Avila-Pérez P., García-Mejía A., Carapia-Morales L. and Diaz-Delgado C., 2006: Major and trace elements in sediments of the upper course of Lerma. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 270 (1), 9-14.
- (13) Zarazua G., Avila-Pérez P., Tejeda S., Barcelo-Quintal I. and Martínez T., 2006: Analysis of total and dissolved heavy metals in surface water of a Mexican polluted river by TXRF. *Spectrochimica Acta Part B* 61, 1180-1184.
- (14) Avila-Pérez P., Zarazua G., Carapia L., Tejeda S., Díaz-Delgado C. and Barceló-Quintal I., 2007. Evaluation of heavy metals and elemental composition of particles in suspended matter of the Upper Course of the Lerma River. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 273 (3), 625-633.
- (15) Avila-Pérez P., Zarazúa G., Tejeda S., Barceló-Quintal I., Díaz-Delgado C. and Carreño-León C., 2007: Evaluation of distribution and bioavailability of Cr, Mn, Fe, Cu, Zn and Pb in water of the Upper Course of the Lerma River. *X-Ray Spectrometry* 36: 361-368.
- (16) García-Aragón J. A., Díaz-Delgado C., Quentin E., Avila-Pérez P., Tejeda S. y Zarazúa O.G., 2007: Efectos de la acumulación y contaminación de sedimentos en la operación de un embalse en el Estado de México. *Hidrobiología* 17(2), 127-138.
- (17) Fall Ch., Quentin E., Díaz-Delgado C., Hinojosa A., Gómez M. A., Jiménez-Moleón M.C., Mamadou K., García-Aragón J.A., Avila-Pérez P., Tejeda S. y Zarazúa G., 2008: Rediseño de la red de monitoreo del curso alto del río Lerma, México. *Ingeniería Hidráulica en México XXIII* (2), 167-174.
- (18) Zarazúa G., Ávila-Pérez P., Tejeda S., Carapia-Morales L. y Díaz-Delgado C., 2008: Metales pesados en agua y sedimento del río Lerma, México. In: Gallardo J.F. (ed.), *La contaminación en Iberoamérica: xenobióticos y metales pesados*. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, España, 313-330.
- (19) Avila-Pérez P., 1995: Evaluación del metales pesados Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb y Hg en agua, sedimento y lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de la presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría, Facultad de Química, UAEM.
- (20) Zarazúa G., 2000: Bioacumulación y toxicidad de los metales pesados Cr, Cu, Zn Cd y Hg en *Daphnia pulex* de la Presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. UAEM. 126 pp.
- (21) Avila P., 2001: Dinámica de metales pesados no esenciales en la interacción agua-sedimento-biota de la Presa José Antonio Alzate. Tesis de Doctorado. Centro Interamericano de Recursos del Agua. Facultad de Ingeniería. UAEM.
- (22) APHA-AWWA-WPCF, 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos. Madrid, España.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City ISBN 978-3-940471-14-7

**DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE UN PROCESO
DE PLANEACIÓN ESTRATÉGICA PARTICIPATIVA
PARA LA GESTIÓN INTEGRADA
DE RECURSOS HÍDRICOS DE LA CUENCA
LERMA-CHAPALA-SANTIAGO**

DESIGN AND IMPLEMENTATION OF A STRATEGIC PROCESS FOR
AN INTEGRATED MANAGEMENT OF THE HYDROLOGIC RESOURCES
OF THE LERMA-CHAPALA-SANTIAGO WATERSHED

*C. Díaz-Delgado^{1,2}, M.V. Esteller^{1,2}, A. Velasco-Chilpa², C.M. Arriaga-Jordán³,
J. Martínez-Vilchis⁴, M. Colín-Mercado², J.I. Ojeda-Chihuahua² y
J.A. Ramírez-Zierold²*

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México, Carretera Toluca-Atzacmulco km 14.5, Unidad San Cayetano, C.P. 50200, Toluca, Edo. México

² Coordinación General de la Red-Lerma, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, Cerro de Coatepec, Ciudad Universitaria, Toluca, Edo. México, C.P. 50110; e-mail: cdiazd@uaemex.mx

³ Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados, Universidad Autónoma del Estado de México, Cerro de Coatepec, Ciudad Universitaria, Toluca, Edo. México, C.P. 50110

⁴ Rectoría de la Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto Literario 100, Centro, 50000 Toluca, Edo. México

Abstract

The Lerma-Net's objective is to facilitate the development of all regional capabilities in order to improve the environmental conditions as well as people's quality of life in the Lerma-Chapala-Santiago Basin. For this, the Lerma-Net has created a methodological guide focused on Integrated Water Resources Management (IWRM) through a Strategic and Participative Planning process, using Pressure-State-Impact-Response (PSIR) indicators under a Net working frame. The Guide constitutes a base document for all decision-makers to converge in multidisciplinary and inter-institutional spaces of a local Network, the Interdisciplinary Working Unit (IWU). In the states of Mexico, Nayarit, Guanajuato and Michoacan the IWU's formation process has already been

started. In the State of Mexico the Lerma-Net participates as a strategic partner of the Government's Master Plan for the recovery of the Upper Lerma River Basin, as well as in the development of the workshop for Environmental Education and Social Participation, both promoted by the Autonomous University and the Government of the State of Mexico.

Resumen

La Red-Lerma tiene por objetivo facilitar y contribuir al fortalecimiento de las capacidades de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago, a través de la generación conjunta de conocimientos, la formación de especialistas y la elaboración de alternativas a los problemas que los recursos hídricos enfrentan en la zona, permitiendo mejorar la calidad de vida de sus habitantes y su ambiente. En este contexto, la Red Lerma desarrolló una guía estructurada en torno a la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), con base en un proceso de planeación estratégica participativa, usando los indicadores Presión-Estado-Impacto-Respuesta y bajo un esquema de Trabajo en Red, útil para los tomadores de decisiones de gobierno (Federal, Estatal y Municipal), organizaciones e instituciones, que convergen en un espacio inter-institucional e interdisciplinario de una red local (Unidad Interdisciplinaria de Trabajo-UIT). En el ámbito regional, se han iniciado los procesos de integración de las UIT's en los estados de México, Nayarit, Guanajuato y Michoacán. Se participa además en el desarrollo y seguimiento del Plan Estratégico para la recuperación de la Cuenca Alta del Río Lerma (CARL), así como en los trabajos de la Mesa Técnica de Educación Ambiental y Participación Social, ambos impulsados por la Universidad Autónoma del Estado de México y el Gobierno del Estado de México (GEM).

Introducción

Uno de los objetivos centrales de la gestión integrada de cuencas es lograr esquemas de desarrollo basados en sistemas productivos sustentables⁽¹⁾. Al reconocer al agua como una variable crítica, integradora y fundamental para el desarrollo sostenible de la cuenca, se genera la necesidad de buscar alternativas convergentes y sistemáticas para hacer frente común al progresivo deterioro social, económico y ambiental de la región (Figura 1).

De esta manera, al modelar la problemática de la cuenca de forma integrada, la Red Lerma impulsa, propicia y promueve que los esfuerzos de investigación ofrezcan propuestas planeadas, incluyendo el desarrollo de políticas públicas adecuadas, proyectos de infraestructura y de gestión, fungiendo no sólo como catalizador, sino también como un ente articulador activo, propositivo e

involucrado con la comunidad. Para ello, la Red Lerma generó una guía metodológica que plantea una propuesta innovadora, con enfoque de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), desde una perspectiva de planeación estratégica participativa y empleando el sistema de indicadores Presión-Estado-Impacto-Respuesta (Indicadores PEIR). La GIRH⁽²⁾, es un proceso que permite coordinar y organizar actividades para resolver los problemas relacionados con el agua, promoviendo una mejor toma de decisiones en respuesta a necesidades y situaciones cambiantes.

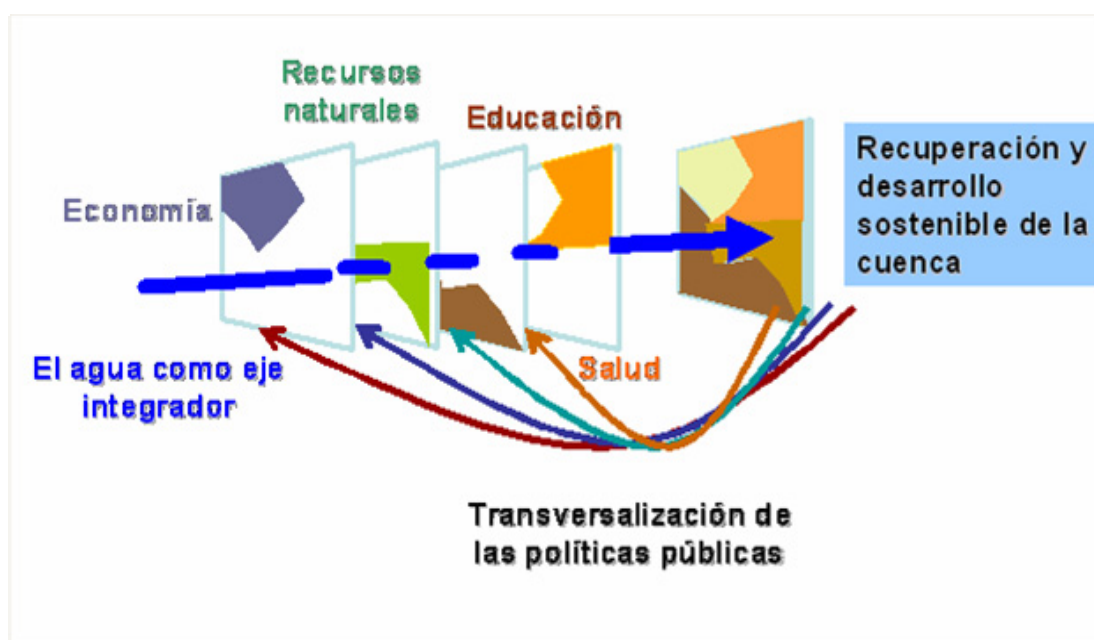


Figura 1. El agua como eje integrador de esfuerzos y acciones encaminadas a la recuperación de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago.

Figure 1. Water as an integrating axis of all human activities oriented to the recovery of the Lerma-Chapala-Santiago Basin.

Área de estudio

La cuenca Lerma-Chapala-Santiago (L-CH-S) abarca 9 entidades federativas, con una extensión superficial de 132,724 km² (7% del territorio nacional), es la segunda cuenca más importante desde el punto de vista económico, social y ambiental⁽³⁾, e incluye las cuencas cerradas de Pátzcuaro, Cuitzeo y Sayula - San Marcos (Figura 2).

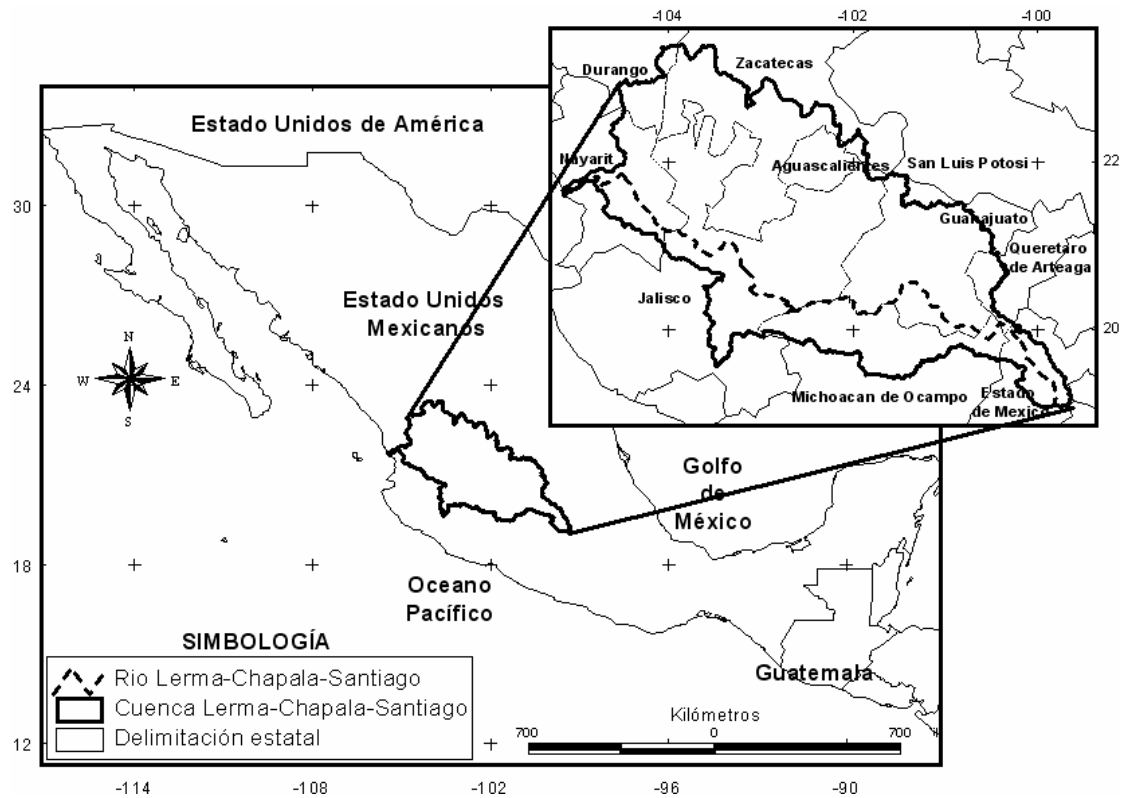


Figura 2. Cuenca Lerma-Chapala-Santiago. En el recuadro se muestran los Estados que comprenden la cuenca y el curso de los ríos Lerma y Santiago.

Figure 2. Lerma-Chapala-Santiago Basin. The dotted line represents the course of the Lerma and Santiago rivers.

Los problemas de los recursos hídricos de L-Ch-S se pueden expresar en términos de:

- (i) Un crecimiento constante de la población,
- (ii) Una disminución progresiva en la disponibilidad de agua,
- (iii) Un deterioro del medio ambiente,
- (iv) Una vulnerabilidad creciente ante fenómenos hidro-meteorológicos,
- (v) Una falta de gobernanza y adecuada gestión inter-institucional, así como
- (vi) Una falta de información, conocimiento y entendimiento de la problemática.

El objetivo principal de este trabajo fue diseñar una herramienta práctica y de consulta, como apoyo metodológico para el desarrollo de un proceso de Planeación Estratégica Participativa con enfoque de GIRH, en el marco de una red regional vinculada al interior de la cuenca con redes locales para la recuperación y el desarrollo sostenible de la cuenca L-Ch-S.

Metodología

La Guía de Planeación Estratégica Participativa de la Red Lerma⁽⁴⁾ propone un enfoque GIRH que está diseñado, articulado y conducido por un proceso adaptativo de gestión a través del proceso de planeación estratégica participativa^(5, 6, 7) que establece concordancia entre sus 3 etapas (pensamiento estratégico, planeación de largo plazo y planeación táctica) con las fases del proceso GIRH (Figura 3), permite combinar la experiencia y el conocimiento para obtener una visión común, estableciendo objetivos globales y específicos.

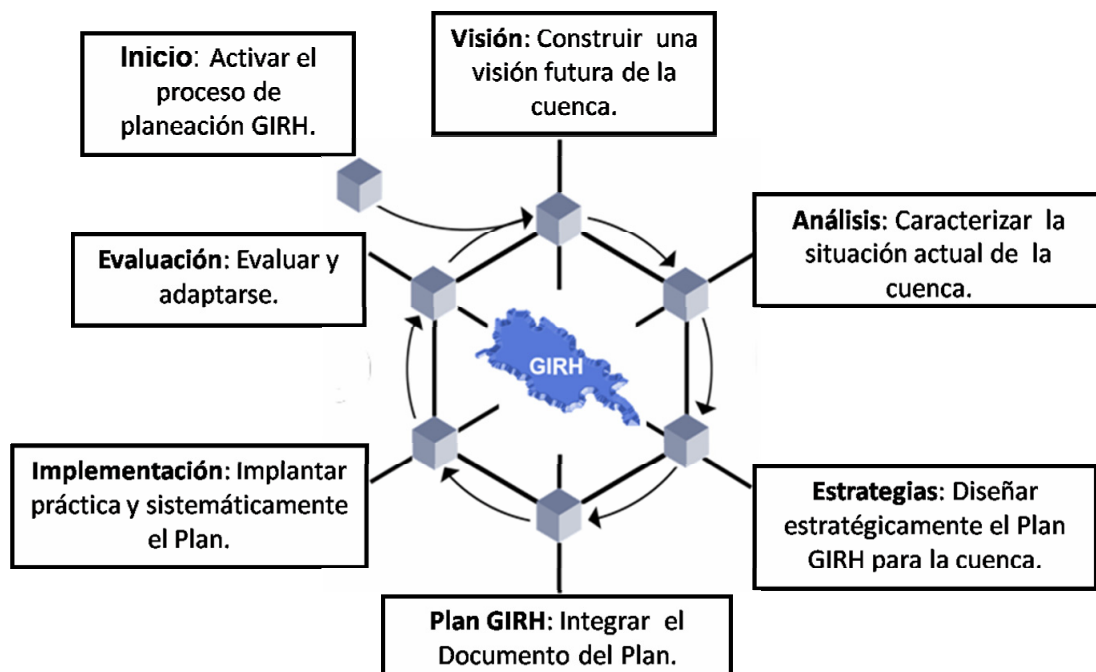


Figura 3. Estructura general del ciclo de Gestión Integrada de Recursos Hídricos.

Figure 3. General structure of the integrated water resources management cycle.

Esto facilita la construcción de consensos entre gobiernos e instituciones involucrados y permite acercarse al cumplimiento de las metas. Lo anterior se realiza bajo un análisis causa-efecto de la situación actual, identificando, seleccionando y alineando objetivos estratégicos, para ello se tienen como herramientas: (1) Los Indicadores PEIR⁽⁸⁾, que expresan los vínculos existentes entre los diferentes factores que intervienen en la solución de un problema, (2) El Trabajo en RED y (3) Las 4 Áreas Estratégicas de Planeación y Articulación (AEPA's) que promueven y consolidan el trabajo en Red, pues permiten comprender de forma integrada la problemática de una cuenca: Ecosistemas y Biodiversidad (ECOBIO), Hidrología y usos del agua (HIDRO), Información y Generación de Conocimiento (IGC) y Desarrollo Social e Institucional (DSI) (Figura 4).

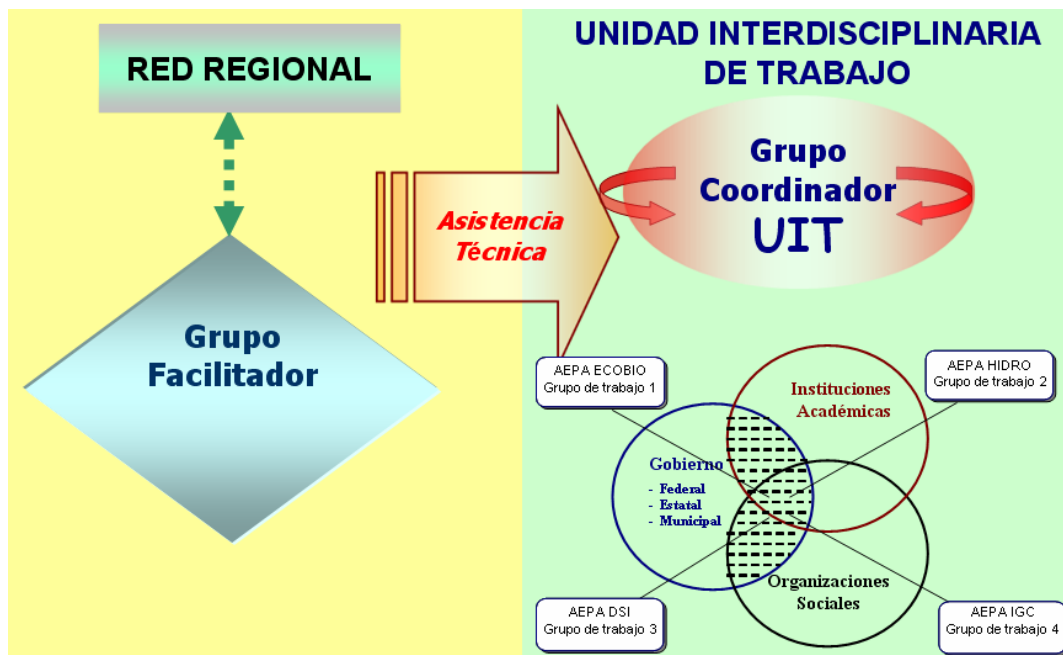


Figura 4. Trabajo en Red. Forma colectiva de trabajo que busca usar eficientemente los recursos y permite que el conocimiento local se aproveche en otras regiones.

Figure 4. NET-working. Collective form of work that seeks to efficiently use the available resources, allowing the local knowledge to serve in other regions.

Discusión

Con base en los trabajos desarrollados se está asesorando a la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Estado de México en la formulación de los Términos de Referencia y en el proceso de licitación del Plan Maestro para la cuenca del curso Alto del Río Lerma (CARL).

Igualmente, con el proceso de planeación propuesto en la Guía y a partir de los proyectos identificados previamente, se participó en la definición de proyectos tácticos a desarrollarse durante 2008-2009 en la CARL, que tiene previsto realizar el Gobierno del Estado de México.

Mediante el uso de las herramientas de planeación propuestas en la Guía, se ha construido en forma conjunta con la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Estado de México la conformación de una Mesa Técnica sobre Educación Ambiental y Participación Social. A nivel regional se plantea el reto de consolidar los procesos de integración de las unidades interdisciplinarias de trabajo (UIT's) que ya fueron iniciados en los estados de México, Nayarit, Guanajuato y Michoacán.

Conclusiones

Esta Guía de Planeación constituye una herramienta indispensable para el diseño, la implementación y el seguimiento de acciones concretas encaminadas a la recuperación y desarrollo sustentable de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago. Finalmente, el esfuerzo invertido en la elaboración de la Guía, ha sido reconocido en los ámbitos nacional e internacional, considerándose como base para la generación de una Guía genérica, con aplicabilidad en cuencas latinoamericanas y de países emergentes, por organizaciones como la Latin American Water Education Training Network (LA-WetNet).

Bibliografía

- (1) Maass M.J., 2004: La investigación de procesos ecológicos y el manejo integrado de cuencas hidrográficas: Un análisis del problema de escala. INE. <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/452/maass.html>
- (2) Global Water Partnership (GWP), 2000: Integrated Water Resources Management. Technical Advisory Committee (TAC). Background papers 4: 71 pp. www.gwpforum.org/gwp/library/TACNO4.PDF
- (3) Bohem D.L.B.Y y Sandoval M.M., 1999: La Sed Saciada de la Ciudad de México: La nueva cuenca Lerma-Chapala-Santiago. Un ensayo metodológico de lectura cartográfica. Relaciones 80 (XX): 17-18.
- (4) Díaz-Delgado, C., Esteller, M.V., Velasco-Chilpa, A., Martínez-Vilchis, J., Arriaga-Jordán, C.M., Vilchis-Francés, A.Y., Manzano-Solís, L.R., Colín-Mercado, M., Miranda-Juárez, S., Uribe-Caballero, M.L.W. y Peña-Hinojosa, A., 2009: Guía de planeación estratégica participativa para la gestión integrada de los recursos hídricos de la cuenca del río Lerma-Chapala-Santiago, Capítulo Estado de México. Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería de la UAEMex y Red Lerma. 245 pp.
- (5) Morrisey G.J., 1996: Pensamiento Estratégico. Construya los cimientos de su planeación. Ed. Prentice-Hall Hispanoamericana, S. A. México. 120 pp.
- (6) Morrisey G.J., 1996: Planeación a largo plazo. Creando su propia estrategia. Ed. Prentice-Hall Hispanoamericana, S. A. México. 110 pp.
- (7) Morrisey G.J., 1996: Planeación táctica. Produciendo resultados en corto plazo. Ed. Prentice-Hall Hispanoamericana, S. A. México. 134 pp.
- (8) Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), 1993: Core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the Group on the State of the Environment. Environment monographs 83. OECD/GD(93)179, 39 pp.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

EFFECTOS DE LA EXPLOTACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA

EFFECTS OF GROUNDWATER EXPLOITATION IN THE UPPER COURSE OF LERMA RIVER

M.V. Esteller¹, J.L. Expósito y C. Díaz-Delgado

Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Facultad de Ingeniería,
Universidad Autónoma del Estado de México; Carretera Toluca-Atzacolmulco km 14.5,
Unidad San Cayetano, C.P. 50200, Toluca, Estado de México;

¹e-mail: mvestellera@uaemex.mx

Abstract

The aquifer of the Toluca Valley, located in the Mexican Highlands, is subject to intense exploitation to cover essentially the drinking water needs of municipalities in the area, as well as of Mexico-City. This has generated a range of social, economic and environmental effects. The environmental impacts include the drying out of lakes and springs and the decrease of the discharge in rivers. Both processes are associated with the decline of the piezometric level. Moreover, the Toluca Valley has a high population density. The large industrial areas produce high volumes of wastewater. The valley is also an agricultural area, which involves the use of fertilizers and pesticides. Faced with these problems, it is assumed that the aquifer may have some degree of contamination. Hydrogeochemical studies were conducted to test this hypothesis. The groundwater belongs to the sodium-magnesium bicarbonate type. High concentrations of Fe and Mn were detected, indicating an industrial pollution, but low concentrations of other metals suggest that they are of natural origin because the volcanic rocks of the valley show high contents in both ions. In some areas high levels of nitrate were measured what can be associated with the use of fertilizers and / or with the discharge of wastewater.

Resumen

El acuífero del Valle de Toluca, localizado en el Altiplano Mexicano, está sometido a una intensa explotación para cubrir, esencialmente, las necesidades de agua potable de los municipios de la zona, así como de la Ciudad de México. Esta sobreexplotación ha generado una serie de efectos tanto sociales, económicos como ambientales. En el caso de los efectos

ambientales cabe destacar la desecación de lagunas y manantiales y la disminución de caudales en ríos, ambos procesos ligados al descenso del nivel piezométrico del acuífero. Por otro lado, en este valle existe una alta densidad de población propiciada por el asentamiento de grandes zonas industriales, lo cual a su vez ha provocado la generación de grandes volúmenes de residuos. Además, se trata de un área agrícola, lo cual implica el uso de fertilizantes y plaguicidas. Ante esta problemática cabe suponer que el acuífero pueda tener cierto grado de contaminación. El estudio hidrogeoquímico realizado para comprobar esta hipótesis permitió establecer que el agua subterránea presenta una facies hidroquímica bicarbonata sódica-magnésica. Así mismo, se detectó la presencia de altos contenidos de Fe y Mn, que sugiere una posible contaminación industrial pero las bajas concentraciones del resto de los metales permiten deducir que el origen de estos dos metales es natural ya que los minerales que conforman las rocas volcánicas tienen altos contenidos en ambos iones. Se detectaron en algunos puntos altos contenidos de nitratos relacionados con el uso de fertilizantes en y/o por vertido de aguas residuales.

Introducción

Los impactos adversos que provoca la sobreexplotación de acuíferos se han podido observar en numerosas partes del mundo. Ejemplos de estos impactos son la desecación de zonas húmedas, la subsidencia, la desaparición de manantiales, el descenso de los caudales base de los ríos y el deterioro de la calidad del agua subterránea, comprobándose también como estos impactos provocan graves problemas medioambientales, así como sociales y económicos^(1, 2).

En el caso concreto del deterioro de la calidad del agua, la sobreexplotación sería el origen de diversos procesos que producen cambios en las características del agua subterránea, como son la intrusión marina, la mezcla de aguas superficiales y subterráneas, migración de aguas subterráneas contaminadas y/o altamente mineralizadas desde acuíferos subyacente o suprayacentes al acuífero explotado o el movimiento lateral de plumas de contaminación⁽³⁾.

En este trabajo se expone un ejemplo de algunos de estos impactos producidos por la explotación del acuífero del Valle de Toluca.

Zona de Estudio

El Valle de Toluca (Figura 1) está localizado en el Altiplano Mexicano, enmarcado en provincia fisiográfica denominada Eje Neovolcánico Transmexicano, región constituida por una franja de naturaleza volcánica de tipo calcoalcalino, cuya edad corresponde al Cenozoico. En el valle, se identifican sedimentos lacustres y aluviales que se encuentran intercalados con materiales clásticos de origen volcánico (piroclastos, tobas y brechas); el espesor de esta formación varía desde unos pocos metros en los límites con las sierras hasta valores superiores a los 500 metros en las partes más profundas. A estos depósitos se les asigna una edad Plioceno Tardío – Cuaternario⁽⁴⁾.

Sobre la base de las características de los materiales detríticos que conforman el acuífero, se puede señalar que este sistema está formado por varios niveles acuíferos superpuestos que constituyen un acuífero multicapa, pero la existencia de cierta continuidad hidráulica permite considerar un sistema de flujo único. No obstante, existen diferencias significativas de carga hidráulica⁽⁵⁾.

Resultados y Discusión

Hidrodinámica

El balance hidráulico establecido para el acuífero define unas entradas de 336.7 Mm³/año mientras que las salidas se valoran en 383.2 Mm³/año, estas salidas se producen fundamentalmente por bombeo, el cual se cuantificó en 329.6 Mm³/año, destinándose este volumen en un 88 a uso público-urbano, un 7 a la industria y un 4 a actividades agropecuarias. El balance global indica un desequilibrio entre entradas y salidas, ya que las salidas son superiores a las entradas en 46 Mm³/año⁽⁶⁾.

El proceso de explotación de las aguas subterráneas queda reflejado en el mapa de isodescensos para el periodo 1971-2006 (Figura 1).

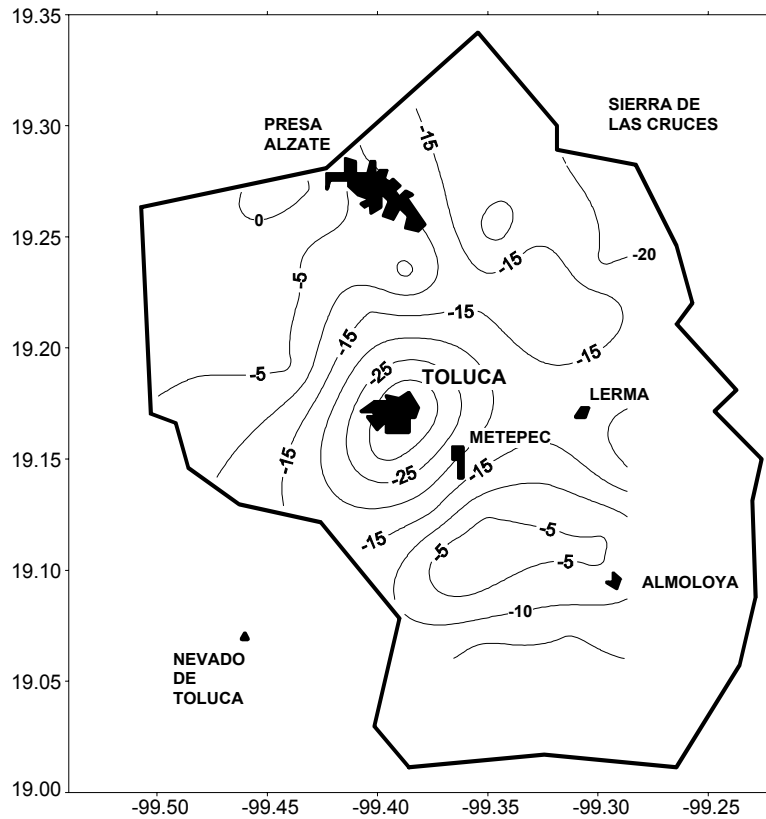


Figura 1. Mapa de isodescensos en el acuífero del Valle de Toluca en el periodo 1971-2006 (en metros).

Figure 1. Map showing the decrease of the water level of the Valle de Toluca aquifer from 1971 to 2006 (in meters)

En este mapa se aprecia un cono de depresión piezométrica en el área de la Ciudad de Toluca, con un descenso que alcanza los 35 metros, con una tasa promedio de abatimiento de 1.4 m/año. En relación con este importante descenso piezométrico se ha podido constatar, en diferentes zonas de la Ciudad de Toluca, la aparición de grietas o fallas en el terreno, lo cual ha provocado daños en viviendas e infraestructura vial⁽⁷⁾.

Otros efectos de la intensa explotación del acuífero ha sido la parcial desecación de las lagunas de Almoloya del Río, las cuales representaban, en un principio, el nacimiento del río Lerma. En el caso de la laguna principal, paso de tener una extensión de 24.3 km² en 1970 a 7.8 km² en 1989, aunque en la década de los 90 se produjo cierta recuperación⁽⁷⁾.

Hidroquímica

Como rasgo hidrogeoquímico básico de este acuífero se puede señalar su bajos valores de conductividad eléctrica (valor medio 342 $\mu\text{S}/\text{cm}$), el predominio de los iones bicarbonato, sodio y magnesio. La mineralización coincide con la que teóricamente debe de tener un agua subterránea en ambiente volcánico; los feldspatos contribuyen con sodio, calcio y potasio, y los piroxenos y biotitas con calcio, magnesio, hierro y manganeso. La presencia de sulfatos y cloruros es baja, debido a que las rocas volcánicas los contienen en poca cantidad⁽⁸⁾.

Como ejemplo de las principales características físico-químicas, así como la concentración de elementos tales como Fe y Mn se presentan los datos de la Tabla 1.

Estudios a mayor detalle han permitido comprobar que la intensa explotación del acuífero ha provocado cambios en el quimismo de las aguas subterráneas⁽⁹⁾. Inicialmente, en el acuífero se explotaba agua ligada a un flujo local, cuyo origen estaría relacionado con la recarga del acuífero por infiltración de agua de lluvia y por alimentación lateral desde los acuíferos fracturados de borde, los cuales están constituidos por basaltos y andesitas. Esta agua se caracteriza por ser de tipo bicarbonatado magnésico.

Con el paso del tiempo y debido al descenso del nivel piezométrico, se ha incorporado al acuífero un flujo regional, el cual está ligado a materiales de tipo riolítico que se encuentran a gran profundidad. Este flujo regional se caracteriza por aguas de tipo bicarbonatado sódico, así como por altos contenidos de potasio, mayor salinidad y altas temperaturas.

A la par que este cambio en la salinidad del agua subterránea, se ha producido un incremento en el contenido de nitratos, los cuales tienen su origen en el uso de fertilizantes en las áreas agrícolas. También se han podido detectar altos contenidos de sulfato en los sondeos de menor profundidad, en relación con el uso de sulfato de amonio como fertilizante.

La presencia de Fe y Mn parece estar relacionada con la mineralogía de las rocas volcánicas por lo que no es necesario invocar un proceso de contaminación antrópica.

Tabla 1. Características físico-químicas del agua subterránea del Valle de Toluca

Table 1. Physico-chemical characteristics of groundwater in the Valley of Toluca

Parámetros	Agua potable	Valores en mg/L			
		Limite	Min	Max	Media
pH	6.5-8.5	6.3	7.8	6.7	0.3
Conductividad eléctrica (µS/cm)		168	978	342	178
HCO ₃ ⁻		53	223	98	37
SO ₄ ²⁻	400	2	252	19	44
Cl ⁻	250	1	71	7	11
NO ₃ ⁻	43	0.4	68	9	12
Mg ²⁺		4	44	11	8
Ca ²⁺		7	46	13	8
Na ⁺	200	9	45	20	8
K ⁺		2	11	4	2
Fe	0.30	0.01	2.51	0.15	0.39
Mn	0.15	0.01	0.22	0.03	0.04

Conclusiones

El agua subterránea del acuífero profundo del Valle de Toluca presenta una baja mineralización. El anión más abundante es el bicarbonato y entre los cationes, el magnesio y el sodio. Este quimismo es el resultado de la mezcla de dos aguas, la que procede de los acuíferos volcánicos fracturados que bordean el valle y la del agua de lluvia y riego que se infiltra aunque con el tiempo se ha incorporado un flujo regional con mayor salinidad, mayores temperaturas y altos contenidos en potasio.

Los análisis químicos indican un bajo grado de contaminación; únicamente se encuentran concentraciones superiores a la norma vigente para agua potable en México en el caso del Fe, Mn y nitratos.

Finalmente, se puede señalar que, a pesar del alto grado de contaminación que presenta la cuenca, el agua subterránea del acuífero profundo presenta un mínimo grado de contaminación por efecto de la protección que ejercen los materiales suprayacentes, algunos de los cuales conforman acuitardos.

Referencias bibliográficas

- (1) Simmers I., Villarroya F., Rebollo L.F., 1992: Selected papers on aquifer overexploitation. Verlag Heinz Heisa, Hannover/Germany.
- (2) Llamas R., Custodio E., 2003: Intensive use of groundwater - Challenges and opportunities. A.A. Balkema Publishers, Lisse.
- (3) Vrba J., 2003: The impact of aquifer intensive use on groundwater quality. In: Llamas R., Custodio E. (eds.), Intensive use of groundwater - Challenges and opportunities. A.A. Balkema Publishers, Lisse. pp. 113-132.
- (4) Herrera M.E., Sánchez J.L., 1994: Estratificación y recursos minerales del Estado de México - Memoria y mapas. Gobierno del Estado de México. Secretaria de Desarrollo Económico.
- (5) UNITECNIA, S.A. de C.V., 1996: Estudio para el diseño de redes de monitoreo de los acuíferos de los Valles de Toluca y Atlacomulco-Ixtlahuaca, en el Edo. de México. Comisión Nacional del Agua. 66 pp., planos y anexos.
- (6) CNA, 2002: Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle de Toluca, Estado de México. Comisión Nacional del Agua. México.
- (7) Esteller M.V., Díaz-Delgado C., 2002. Environmental effects of aquifer overexploitation: a case study in the highlands of Mexico. Environ. Management 29 (2), 266-278.
- (8) Appelo C.A..J., Postman D., 1993: Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield. 536 pp.
- (9) Esteller M.V., Andreu J.M., 2005: Anthropogenic effects on hydrochemical characteristics of the Valle de Toluca aquifer (Central Mexico). Hydrogeol. J. 13, 378-390.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

ZEOLITAS NATURALES COMO INTERCAMBIADORES IÓNICOS DENTRO DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DEL AGUA

NATURAL ZEOLITES AS ION EXCHANGERS IN WATER TREATMENT PROCESSES

María Teresa Olguín Gutiérrez

Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Básicas,
Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México;
e-mail: teresa.olguin@inin.gob.mx

Abstract

Actually, the water as a vital resource faces serious pollution problems produced by natural and anthropogenic activities. The contaminants in the water are different in nature. Therefore, it is necessary to have various water treatment processes available in order to satisfy the quality criteria set by health organizations or environmental protection agencies. It is important to look for new alternatives for water treatment among the adsorbents or ion exchangers, which offer a high selectivity and a good ion exchange capacity. Zeolites are an option for that purpose. In this study, the characteristics and ion exchange properties of natural zeolites are presented, emphasizing the ion exchange property with regard to the importance in wastewater treatment. Further investigations in this field are also mentioned.

Resumen

El agua siendo un recurso vital, actualmente presenta un serio problema de contaminación, generado tanto por fuentes naturales como antropogénicas. Los contaminantes que en ella están contenidos son de muy diversas naturalezas y es por eso que se requieren procesos variados de tratamiento del agua, a fin de satisfacer los criterios de calidad establecidos por las Organizaciones de Salud o Agencias de Protección al Ambiente. Por lo tanto, es que se hace necesaria la búsqueda de nuevas alternativas para llevar a cabo el tratamiento del agua, entre ellas el empleo de adsorbentes o intercambiadores iónicos que presenten una alta selectividad y una buena capacidad de intercambio iónico, pudiendo ser las zeolitas naturales una opción para ello. En este trabajo se presentan las características y propiedades de las zeolitas naturales, haciendo

énfasis en su propiedad de intercambio iónico, por la importancia que puede tener dentro de los procesos de tratamiento del agua. Así mismo, se mencionan investigaciones que se han realizado sobre esta temática.

Zeolitas, ocurrencia e importancia

Las zeolitas forman una gran familia llamada tectosilicatos, debido a su estructura. Actualmente se conocen más de 140 especies, de las cuales alrededor de 48 son naturales^(1, 2).

En 1972 Mumpton realizó el primer descubrimiento en México de un depósito de zeolitas sedimentarias (clinoptilolita y mordenita) en el Valle del río Atoyac, a 15 km del noroeste de la ciudad de Oaxaca, 3 km al norte del poblado de Etlá⁽²⁾. Posteriormente a este descubrimiento, se conoce que existen diferentes depósitos de zeolitas en una gran parte del país, siendo los estados de Sonora, San Luis Potosí, Michoacán y Guerrero una muestra de ello⁽³⁾.

Las zeolitas cobran cada vez más importancia en la remoción de sustancias contaminantes, debido a que son materiales que se encuentran abundantemente en la naturaleza, tienen bajo costo y presentan características tales como una elevada selectividad y una gran capacidad de intercambio iónico.

Las zeolitas en México, generalmente se utilizan en la eliminación de la dureza de las aguas industriales y domésticas; como soporte de fertilizantes; como materiales de construcción; en la industria de los fármacos y los cosméticos; alimento para aves⁴, sin embargo su campo de aplicación puede ser más amplio, ya que se pueden aprovechar sus propiedades de intercambio iónico y selectividad para implementar su uso dentro de procesos de tratamiento de aguas contaminadas.

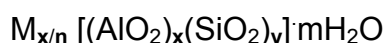
Zeolitas – Características químicas generales

El mineralogista sueco Cronstedt en 1757 descubrió el mineral stilbita. Este perdió agua cuando se calentó, un proceso ahora conocido como "entumescencia". Él llamó a este mineral "zeolita", del griego "zeo", hervir y "lithos" piedra, ya que muchas zeolitas parecen hervir cuando se calientan².

Las zeolitas son un grupo de aluminosilicatos cristalinos, con elementos de los grupos I y II como cationes. Consisten en un armazón de tetraedros de $[\text{SiO}_4]^{4-}$ y $[\text{AlO}_4]^{5-}$ conectados el uno al otro en las esquinas por medio de átomos de oxígeno.

La estructura presenta canales y cavidades de dimensiones moleculares en las cuales se encuentran los cationes de compensación, moléculas de agua u otros adsorbatos y sales. Este tipo de estructura microscópica hace que las zeolitas presenten una superficie interna extremadamente grande, entre 500 y 1000 m^2/g , con relación a su superficie externa. Sin embargo esta superficie es poco accesible para los contaminantes de tipo macromolecular. La microporosidad de estos sólidos es abierta y la estructura permite la transferencia de materia entre el espacio intercrystalino y el medio que lo rodea. Esta transferencia está limitada por el diámetro de los poros de la zeolita, ya que sólo podrán ingresar o salir del espacio intercrystalino aquellas moléculas cuyas dimensiones sean inferiores a un cierto valor, el cual varía de una zeolita a otra.

Los tetraedros $[\text{AlO}_4]^{5-}$ inducen cargas negativas en la estructura, las cuales se neutralizan por cationes de compensación intercambiables. Estos cationes junto con las moléculas de agua, se encuentran ocupando el espacio intercrystalino de estos aluminosilicatos. La fórmula química por celda unitaria puede escribirse⁽⁵⁾



Donde M es un catión de valencia n [(Na, K, Li) y/o (Ca, Mg, Ba, Sr)], m es el número de moléculas de agua y la suma de x e y indica el número de tetraedros de aluminio y silicio por celda unitaria.

Como ejemplo de una estructura zeolítica se encuentra la clinoptilolita que es un aluminosilicato de sodio, potasio y calcio hidratado que tiene la fórmula molecular $(\text{Na}, \text{K}, \text{Mg}_{0.5}, \text{Ca}_{0.5}, \text{Sr}_{0.5}, \text{Ba}_{0.5})_6(\text{Al}_6\text{Si}_{30}\text{O}_{72})20\text{H}_2\text{O}$. Es una zeolita que pertenece a la familia de la heulandita, junto con la laumontita y la mordeinita, entre otras⁽⁶⁾.

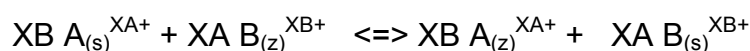
Propiedades de las zeolitas

El intercambio iónico es una de las propiedades más importantes de las zeolitas debido a que por un lado se pueden llevar a cabo modificaciones, para cambiar sus propiedades superficiales (afinidad por compuestos orgánicos) y por otro lado, esta propiedad de intercambio iónico es útil en más de un proceso industrial, en la agricultura, en la acuicultura y en usos ambientales.

El comportamiento del intercambio iónico en una zeolita depende de:

- a) La topología de la red
- b) El tamaño del ion y su carga
- c) La densidad de carga de la zeolita
- d) La concentración del electrolito en solución

Para un intercambio iónico binario en el que se involucran los iones A^{XA+} y B^{XB+} , la reacción química se puede expresar de la siguiente forma:



en donde $XA+$ y $XB+$ son las cargas de los cationes de intercambio A y B, z y s corresponden a los cationes en el material sólido (zeolita) y en solución, respectivamente.

Los aniones también están presentes en la solución acuosa y mantienen la electroneutralidad en dicha fase.

El comportamiento del intercambio iónico en las zeolitas depende de varios factores que determinan la selectividad⁽⁷⁾, siendo algunos:

- a) Naturaleza de los cationes: tamaño, carga iónica, forma
- b) Temperatura
- c) Concentración de los cationes en solución
- d) Aniones asociados con los cationes en solución
- e) Estructura de la zeolita-topología de la red, densidad de carga de la red

Zeolitas naturales dentro de procesos de tratamiento del agua

En los últimos años se ha tenido un evidente incremento de la contaminación ambiental y de estos contaminantes un gran número son metales (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, etc.).

Las cantidades de algunos metales, presentes en el agua dependen de la combinación de muchos factores, por ejemplo, la localización geográfica de plantas de tratamiento de aguas de desecho e industrial, el tipo de sistemas de alcantarillado utilizado y la presencia o ausencia de descargas domésticas o industriales. Entre los factores que modifican la aparición de cualquier metal en el agua se encuentran las propiedades químicas, la abundancia y la disponibilidad de los minerales, entre otras. Sin embargo, estas pueden modificarse por las condiciones ambientales existentes como temperatura, pH, salinidad, entre otros⁽⁸⁾.

Dentro de los tratamientos para remover y estabilizar metales pesados de aguas de desecho se encuentran: la neutralización, adsorción por carbón activado, ósmosis inversa, técnicas de flotación de espuma, evaporación, sedimentación, intercambio iónico, recuperación electrolítica de metales, entre otros. De todas estas técnicas la precipitación y el intercambio iónico son las más utilizadas por su bajo costo, pero hay que considerar el uso que se le dará al agua tratada y si se quiere realizar la recuperación de los metales. El mercurio puede ser removido de las aguas residuales por precipitación⁽⁹⁾, intercambio iónico⁽¹⁰⁾ y adsorción⁽¹¹⁾. En muchos de los casos el mercurio puede ser recuperado por destilación. Por precipitación, muchos componentes de mercurio son oxidados a ion mercurio. Los iones de mercurio pueden ser reducidos estando en contacto con otros metales tales como cobre, zinc o aluminio por lo que de ello dependerá también, el proceso de tratamiento que se siga para su eliminación del agua.

Bosso y Enzweiler⁽¹²⁾ evaluaron la remoción del Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} y Cd^{2+} de soluciones acuosas por la esolecita proveniente de América del sur. Los resultados que obtuvieron mostraron la gran afinidad de la esolecita por el Cu^{2+} . En cuanto al mercurio, Moreno-Gutiérrez y Olgún⁽¹³⁾, encontraron que tanto la especiación química como la constante dieléctrica del solvente, juegan

un papel importante sobre la sorción de este ion metálico por la erionita natural Mexicana, en medios acuo-orgánicos.

Cuando las zeolitas se acondicionan previamente con soluciones de NaCl o HCl, se podrían modificar sus capacidades de intercambio iónico. Para una clinoptilolita Turca se encontró, que dependiendo del tratamiento ácido la capacidad de sorción del material zeolítico por los iones Zn^{2+} varía⁽¹⁴⁾, aunque no de manera importante.

Una zeolita procedente de Italia mostró que su capacidad máxima de adsorción variaba de acuerdo con la especie metálica en solución, encontrándose el siguiente orden: $Zn > Pb > Cd$. El análisis de los patrones de difracción de rayos-X empleando el método Rietveld, mostró que la principal fase mineral involucrada en el proceso de adsorción fue la clinoptilolita. Se encontró además que hubo cambios pequeños estructurales del material zeolítico, no así los parámetros de red⁽¹⁵⁾.

Conclusiones

Las propiedades de intercambio iónico y selectividad, así como el bajo costo y abundancia de las zeolitas naturales, son aspectos que representan ventajas dentro de procesos de tratamiento de aguas contaminadas, de ahí la importancia de seguir haciendo investigación sobre esta área.

Agradecimientos

La autora agradece el apoyo del CONACyT.

Referencias

- (1) St. Cloud Mining Inc., Marzo 2009: <http://www.stcloudmining.com/what-is-zeolite.html>
- (2) Bosch P. y Schifter I., 1997: La zeolita una piedra que hierve. La Ciencia para todos 55, Fondo de Cultura Económica, México.
- (3) Ortiz Hernández L.E., 2001: Criterios y especificaciones concernientes a la explotación y valoración de minerales zeolíticos en la República Mexicana. Consejo de Recursos Minerales, año VII, No. 42, mayo-junio 2001.

- (4) Barahona C., García-Hernández G., López-García A. y Mancilla-Rodríguez A.L., 1999: Uso de las zeolitas naturales para mejorar la calidad del huevo en gallinas ponedoras. 1er Congreso Mexicano de Zeolitas Naturales, 15-18 de Noviembre 1999, Oaxaca-Oax..
- (5) Sand L.S. and Mumpton F.A. (eds.), 1978: Natural zeolites: occurrence, properties and uses. Pergamon, Oxford, pp. 451-462.
- (6) Coombs S.D., Alberti A., Armbruster T., Artioli G., Colella C., Galli E., Grice J.D., Liebau F., Mandarino J.A., Minato H., Nickel E.H., Passaglia E., Peacor D.R., Quariteri S., Rinaldi R., Ross M., Sheppard R.A., Tillmanns E. and Venzalini G., 1997: Recommended nomenclature for zeolites of the international mineralogical association. Commission on new minerals and mineral names. The Canadian Mineralogist 35, 1571-1606.
- (7) Breck D.W., 1973: Zeolite Molecular Sieves. John Wiley & Sons, New York.
- (8) Fan Q., He J., Xue H., Lu C., Sun Y., Shen L., Liang Y., Bai S., 2008: Heavy metal pollution in the Baotou section of the Yellow River, China. Chemical speciation and bioavailability 20 (2), 65-76.
- (9) Prochácková T., Góra R., Kandrác J. and Hutta M., 1998: Distribution of mercury in soil organic matter fractions obtained by dissolution/precipitation method. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 229 (1-2), 61-65.
- (10) Kenawy I.M.M., El-Defrawy M.M., Khalil M.S. and El-Said K.S., 1992: Preconcentration and separation of total mercury in environmental samples using cellulose-hyphan (ion exchanger) and its determination by cold vapour atomic-absorption spectrometry. Analisis 20 (9), 561-565.
- (11) Tiwari D.P., Singh D.K. and Saksena D.N., 1995: Hg(II) adsorption from aqueous solutions using rice-husk ash. Journal of Environmental Engineering-ASCE 121 (6), 479-481.
- (12) Bosso S.T. and Enzweiler J., 2002: Evaluation of heavy metal removal from aqueous solution onto scolecite. Water Research 36 (19), 4795-4800.
- (13) Moreno-Gutiérrez B.Y. y Olguín Gutiérrez M.T., 2000: Separación del Hg (en presencia de Ag, Zn y Cu) del agua por la clinoptilolita–heulandita del estado de Guerrero, Informe Técnico ININ CB005/00.
- (14) Çoruh S., 2008: The removal of zinc ions by natural and conditioned clinoptilolites. Desalination 225 (1-3), 41–57.
- (15) Hayrettin Y., Kara M., Sabah E., Sabri M. and Elik C., 2008: Contribution of cobalt ion precipitation to adsorption in ion exchange dominant systems. Journal of Hazardous Materials 151, 33–37.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop
“Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application
of Clean Technologies in Water Treatment”, 17th and 18th February 2009
at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

AUMENTO DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE CROMO(III) EN LA BIOMASA DE AGAVE TEQUILANA WEBER AZUL MEDIANTE SU OXIDACIÓN

INCREASE OF THE ADSORPTION CAPACITY OF CHROMIUM(III)
BY THE OXIDATION OF AGAVE TEQUILANA WEBER AZUL BIOMASS

*Martha L. Ramírez-Ramírez, Irene Cano-Aguilera¹,
Alberto F. Aguilera-Alvarado, Guadalupe de la Rosa,
Gustavo Cruz Jiménez y José Ramírez-Flores*

Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Química, Universidad de Guanajuato,
Col. Noria Alta S/N, C.P. 36050, Guanajuato, Gto. Mexico; ¹ e-mail: irene@quijote.ugto.mx

Abstract

In this study the chromium(III) adsorption capacity from aqueous solution by both, the non-modified and the modified biomass of *Agave tequilana* Weber azul was determined. In Mexico, this low-cost biomaterial is highly abundant as it is a waste of the tequila liquor manufacturing process. The non-modified biomass was able to remove approximately 14 mg of chromium(III) per gram, at pH 4 and 30 min of contact time. This capacity was increased approximately three times through the thermo-controlled oxidation of the biomass with citric acid. The adsorbed chromium(III) in both, non-modified and modified agave biomass fitted well with a Freundlich Adsorption Model. Approximately 75% of the adsorbed chromium in both biomasses was desorbed by a HCl 0.1 eq L⁻¹ solution treatment.

Resumen

En este estudio se determinó la capacidad de adsorción de cromo(III) en soluciones acuosas por la biomasa intacta y modificada de *Agave tequilana* Weber azul, material de gran disponibilidad y bajo precio en México, ya que es un desecho de la industria de la producción de tequila. La biomasa intacta fue capaz de remover aproximadamente 14 mg de cromo(III) por gramo, a pH 4 y 30 min de tiempo de contacto. Esta capacidad se incrementó aproximadamente tres veces mediante la oxidación de la biomasa con ácido cítrico, térmicamente controlada. El proceso de adsorción en las dos biomosas mostró un mejor

ajuste al Modelo de Adsorción de Freundlich. Aproximada el 75% del cromo adsorbido logró desorberse de ambas biomásas, mediante un tratamiento con HCl 0,1 eq L⁻¹.

Introducción

El tratamiento de los efluentes líquidos de la industria curtidora de pieles de animales representa un serio problema por su alto contenido de cromo, entre otros contaminantes, ya que dependiendo de su especie y concentración es tóxico para los seres vivos, además de causar deterioro de los ecosistemas; por lo que es importante removerlo de sistemas acuosos y reciclarlo⁽¹⁾.

Existen diversos métodos de remoción de cromo de soluciones acuosas, entre los que sobresalen el intercambio iónico, precipitación alcalina, separación con membranas, separaciones electroquímicas y adsorción con diferentes adsorbentes. La precipitación alcalina es el método más común para remover cromo de efluentes industriales⁽²⁾, pero se generan grandes cantidades de lodos contaminados⁽³⁾. La adsorción es un método efectivo y versátil para remover cromo, particularmente cuando se combina con la etapa apropiada de regeneración. Esto resuelve el problema de la disposición de los lodos y convierte el sistema en una opción económicamente viable, especialmente cuando se usan materiales adsorbentes de bajo costo⁽⁴⁾, como los subproductos agroindustriales⁽⁵⁾.

Existen diversos reportes de la aplicación de varios subproductos agroindustriales, de bajo costo y abundantes, para la recuperación de metales en soluciones acuosas. Para remover cromo se han empleado diferentes biomásas incluyendo mazorcas de maíz, aserrín, corteza de pino, bagazo de la caña de azúcar, cáscara de nuez, hojas de cactus, pata de sorgo, polvo de corcho y se ha logrado adsorber hasta 100 mg de Cr por gramo de biomasa⁽⁶⁾. El uso de biomateriales se basa en la fuerte afinidad natural de sus componentes celulares por los iones metálicos⁽⁷⁾. La bioadsorción es una tecnología emergente que ofrece diversas ventajas, como bajos costos de operación, reducción del gasto de reactivos químicos y de la generación de lodos, alta eficiencia de remoción, además permite la recuperación de los metales y la reutilización de la biomasa y el agua. También se ha reportado que

modificando los biomateriales se puede incrementar su capacidad de intercambio iónico y en consecuencia, su capacidad de adsorción^(8, 9). Por lo tanto, en este trabajo se determinó la capacidad de la biomasa intacta y modificada de las pencas de desecho de *Agave tequilana* Weber azul para adsorber cromo(III) de soluciones acuosas en, así como estudiar la reversibilidad del proceso de adsorción.

Material y Métodos

Reactivos y soluciones

Todos los reactivos utilizados fueron grado reactivo analítico: Acido clorhídrico concentrado, HCl, (J.T. Baker), Hidróxido de sodio, NaOH (J.T. Baker), Nitrato de cromo(III) nonahidratado, $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ (J.T. Baker), Solución estándar de cromo(III) de 1000 mg L^{-1} (ALDRICH 207055), ácido cítrico (KARAL), y formaldehído (Productos Químicos Monterrey, S.A.). Todas las soluciones se prepararon con agua deionizada.

Preparación de la biomasa de Agave tequilana Weber azul

La biomasa se obtuvo de las pencas del *Agave tequilana* Weber azul, previamente lavada varias veces con agua destilada, para eliminar impurezas. Después se secó en estufa a $80 \text{ }^\circ\text{C}$ por 72 h, se molió y tamizó a través de una criba de malla No. 60, para obtener material de 0.25 mm de diámetro. La biomasa tamizada se lavó varias veces con solución de HCl $0,01 \text{ eq L}^{-1}$ hasta obtener un sobrenadante claro. La separación del sobrenadante se realizó por centrifugación a 5000 rpm durante 5 min. La biomasa tamizada y lavada se secó en estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 48 h. La biomasa se suspendió en agua deionizada (5 mg mL^{-1}) y posteriormente se ajustó al pH requerido para los diferentes experimentos.

Modificación de la biomasa

Para la modificación de la biomasa se pesaron 10 g de biomasa de agave azul y se le adicionaron 50 mL de solución de ácido cítrico 0.6 M. La suspensión formada se calentó durante 2 h a una temperatura de 60 °C con agitación constante. Después de enfriar, se secó en estufa a 50 °C durante 24 h y enseguida se incrementó la temperatura hasta 120 °C durante 2 h y se dejó enfriar a temperatura ambiente. Esta se lavó con agua desionizada hasta que el pH del agua de lavado no cambió y se secó. Para la modificación con formaldehído se pesaron 4 g de biomasa de agave y se le adicionaron 27 mL de formaldehído y 53 mL de HCl 0.1 N. La suspensión formada se agitó suavemente a temperatura ambiente durante 1 h. Después se filtró y se lavó, primero con agua destilada, enseguida con solución de carbonato de sodio 0.2 M y con agua destilada y se secó.

Determinación de cromo

Para determinar la concentración de cromo en las soluciones se utilizó un Espectrofotómetro de Absorción Atómica de Flama (AAF), Perkin Elmer Analyst 100. Las mediciones de concentración fueron determinadas de una curva de calibración con estándares de concentración conocida y con una correlación de ajuste (R^2) mayor de 0,95. Las condiciones del equipo fueron: longitud de onda de 357,9 nm; slit, 0,7; rango lineal: 0,1-10 mg L⁻¹; e intensidad de la lámpara, 15 mA.

Adsorción de cromo(III) en función del pH y tiempo

El pH de la suspensión de biomasa de agave azul se ajustó a 2, usando soluciones de HCl y/o NaOH de diferentes concentraciones para utilizar el menor volumen, según fue requerido. Se transfirieron 2 mL de la suspensión a tres tubos de ensaye, se centrifugaron para separar el sobrenadante de la pastilla. Después se agregaron a cada uno de los tubos 2 mL de solución de cromo de 6,3 mg L⁻¹ previamente ajustada al mismo pH. Se prepararon tubos control que contenían únicamente solución de cromo al pH respectivo. Los tubos se taparon y se agitaron durante 30 min, después se centrifugaron y el

contenido de cromo fue determinado por AAF. Esta operación se repitió para pH de 3, 4, 5 y 6. Para el experimento en función del tiempo, una suspensión de biomasa de agave azul ajustada al pH de mejor adsorción, se puso en contacto con la solución de cromo por 15, 30, 45 y 60 min. La diferencia del metal determinado del respectivo control se asumió quedó unido a la biomasa.

Isoterma de adsorción

La isoterma de adsorción se realizó a una temperatura ambiente de 23 °C. De una suspensión de biomasa de agave azul ajustada a pH 4, se transfirieron 2 mL a tres tubos de ensaye, se centrifugaron para separar el sobrenadante de la pastilla. Después se agregaron a cada uno de los tubos 2 mL de solución de cromo de 5 mg L⁻¹ previamente ajustada al mismo pH. Se preparó un tubo control que contenía únicamente solución de cromo al pH respectivo. Los tubos se taparon y se agitaron durante 30 min, hasta alcanzar el equilibrio. Después se centrifugaron y el sobrenadante se separó de la pastilla y la cantidad de cromo que quedó en solución fue determinada por AAF, fracción considerada como la concentración remanente en el equilibrio. Esta operación se repitió con soluciones de cromo de 10, 20, 40, 60, 80, 100 y 120 mg L⁻¹. También se realizó un ajuste a modelos propuestos. La desorción del cromo se llevó a cabo con HCl 0,1 eq L⁻¹. La cantidad de cromo desorbido se calculó sumando la cantidad del mismo detectada en cada fracción y relacionándola con la cantidad de cromo total previamente adsorbida.

Resultados y Discusión

Adsorción de cromo(III) en función del pH

En la Figura 1 se muestra el porcentaje de cromo(III) adsorbido en la biomasa de agave con respecto a diferentes valores de pH. Se observa que la adsorción del cromo es fuertemente afectada por el pH y que el rango de pH para la adsorción máxima está entre 3 y 4.

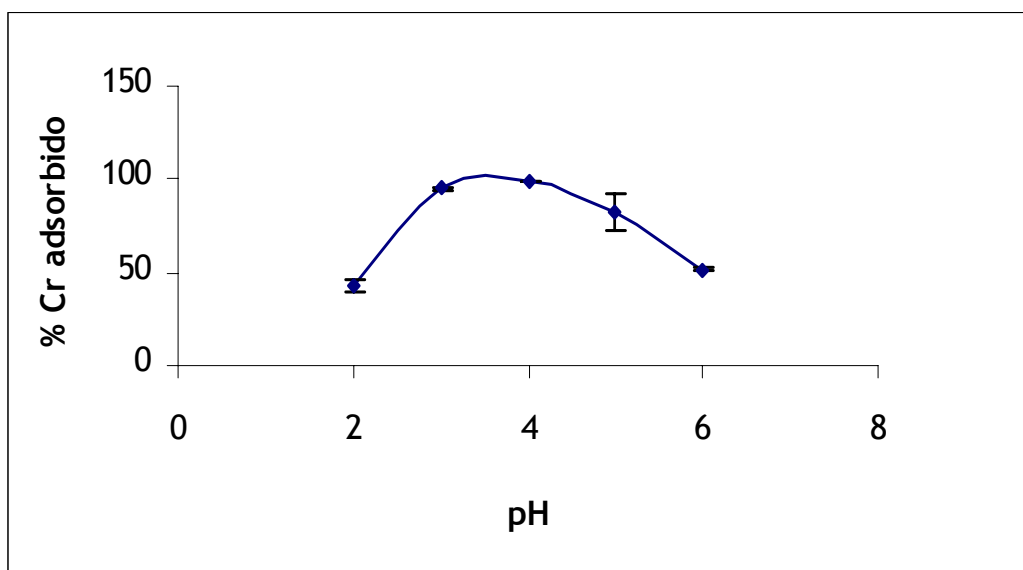


Figura 1. Adsorción de cromo(III) en biomasa de *Agave tequilana* Weber azul en función del pH. La concentración de la solución de cromo(III) utilizada fue de $6,3 \text{ mg L}^{-1}$, a pH 4, 30 min y $23 \text{ }^\circ\text{C}$. La concentración de la biomasa fue de 5 mg mL^{-1} . Los intervalos de confianza fueron calculados al 95%.

Figure 1. Adsorption of chromium(III) by the biomass of *Agave tequilana* Weber azul depending on pH. Concentration of the chromium(III) solution was 6.3 mg L^{-1} at pH 4, reaction time of 30 min at 23°C . Biomass concentration 5 mg mL^{-1} . Confidence intervals of 95% are shown.

En los controles respectivos no se registró precipitación alguna. A este valor de pH, en soluciones acuosas el cromo se encuentra predominantemente en la forma de hidroxocomplejo⁽¹⁰⁾, $[\text{Cr}(\text{OH})]^{2+}$. El valor del pH que se consideró para realizar los experimentos posteriores fue de 4 y 30 min de tiempo de contacto, ya que no se presentaron diferencias en función del tiempo (datos no mostrados).

Isotermas de adsorción de cromo(III) con la biomasa intacta y modificada

Las isotermas de adsorción de cromo(III) sobre la biomasa de agave azul normal y modificada con ácido cítrico y formaldehído se presentan en la Figura 2.

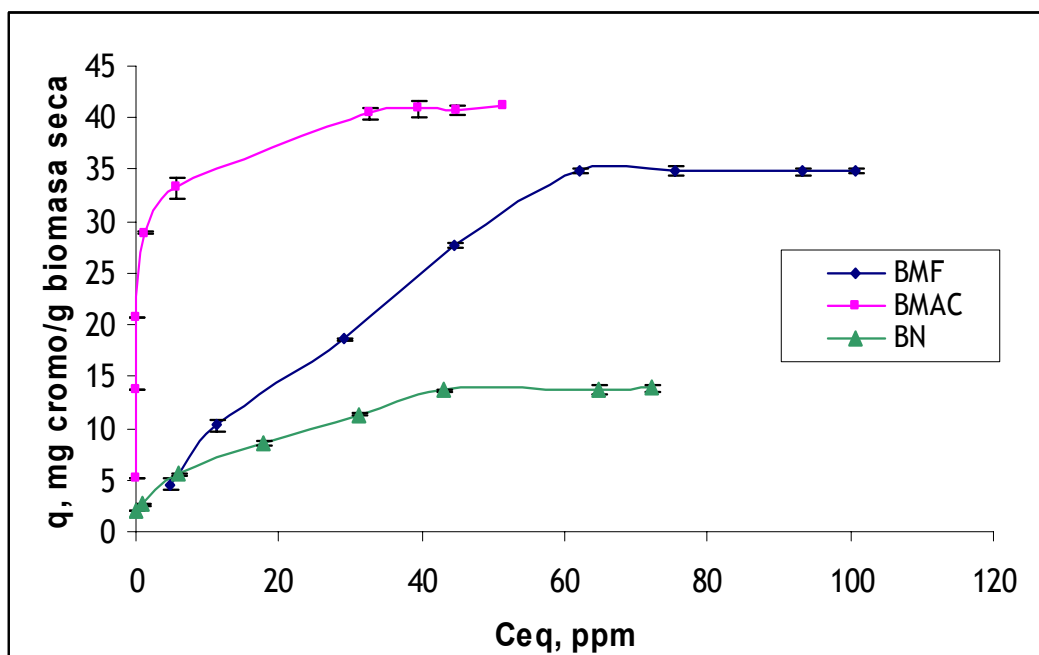


Figura 2. Isothermas de adsorción de cromo(III) sobre la biomasa de agave azul normal (BN), modificada con ácido cítrico (BMAC) y modificada con formaldehído (BMF). A pH 4, 30 min y 23 °C. La concentración de la biomasa fue de 5 mg mL⁻¹. Los intervalos de confianza fueron calculados al 95%.

Figure 2. Adsorption isotherms of chromium(III) by the biomass of Agave without treatment (BN), treated with citric acid (BMAC) and treated with formaldehyde (BMF). pH 4, 30 min of reaction time at 23°C. Biomass concentration 5 mg mL⁻¹. Confidence intervals of 95% are shown.

La capacidad de adsorción se aumentó con las modificaciones realizadas y la biomasa oxidada con ácido cítrico presentó la mayor capacidad de adsorción ($q = 40.78 \text{ mg g}^{-1}$), que la modificada con formaldehído ($q = 34.86 \text{ mg g}^{-1}$) y que la biomasa intacta ($q = 13 \text{ mg g}^{-1}$). Este aumento puede deberse al incremento de sitios básicos debidos a la oxidación. La biomasa de *Agave tequilana* Weber azul intacta y modificada adsorbe el cromo(III) ajustándose preferentemente (98%) al modelo de Freundlich, que describe el equilibrio en un proceso de adsorción con la siguiente expresión:

$$q = KC_f^{1/n}$$

donde q representa la capacidad de adsorción (mg/g), K y $1/n$ son constantes características que determinan la capacidad e intensidad de la interacción, respectivamente.

Los procesos de adsorción de metales por biomateriales han demostrado ser reversibles, ya que dependen del pH. Por lo tanto, se espera que a pH bajo se presente una competencia de iones H^+ por los iones de cromo previamente adsorbidos. En este experimento se comprobó que la biomasa, después de saturarse con cromo, fue capaz de desorber los iones cromo cuando se puso en contacto con soluciones ácidas, ya que durante la primer adición de ácido se logró recuperar aproximadamente el 75% del cromo adsorbido (datos no mostrados).

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que la biomasa de *Agave tequilana* Weber azul pueden ser usada para remover eficientemente cromo de soluciones acuosas. La mayor cantidad de cromo (13 mg g^{-1}) fue removida a pH 4, y la capacidad (40 mg g^{-1}) de adsorción se incrementa mediante la oxidación de la biomasa con ácido cítrico. El sistema de adsorción cromo-agave azul se ajusta mejor al modelo de Freundlich. El 75% del cromo adsorbido se removió con un tratamiento ácido.

Referencias

- (1) Alvarez-Bernal D., Contreras-Ramos S.M., Trujillo-Tapia N., Olalde-Portugal V., Frías-Hernández J.T, Dendooven L., 2006: Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics. *Applied Soil Ecology* 33, 269-277.
- (2) Stoeppler M., 1992: Hazardous metals in the environment. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- (3) Machado R., Carvalho J.R., Neiva Correia M.J., 1992: Removal of trivalent chromium(III) from solution by biosorption in cork powder. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 77, 1340-1348.
- (4) Dakiky M., Khamis M., Manassra A., Mer'eb M., 2002: Selective adsorption of chromium (VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents, *Advances in Environmental Research* 6, 533-540.
- (5) Elangovan R., Ligy P., Chandraraj K., 2008 : Biosorption of hexavalent and trivalent chromium by palm flower (*Borassus aethiopum*). *Chemical Engineering Journal* 141, 99-111.
- (6) Kratochvil D., Pimentel P, Volesky B., 1998: Removal of trivalent and hexavalent chromium by seaweed biosorbent. *Environ. Sci. Technol.* 32, 2693-2698.
- (7) Cano-Rodríguez I., Pérez García J.A, Gutiérrez Valtierra M., Gardea Torresdey J.L., 2002: Remoción y recuperación de cromo(III) de soluciones acuosas por biomasa de sorgo. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 1, 97-103.

- (8) Sessa D.J., Wing R.E., 1998: Thermochemical derivatization of soybean and corn protein with citric acid to enhance metal binding properties. In: Sessa D.J. y Willett J. (eds.), *Paradigm for successful utilization of renewable resources*. AOCS Press, Champaign, IL, 232-246.
- (9) Volesky B., 2003: Sorption and biosorption. BV Sorbex Inc., Montreal, Canada.
- (10) Machado R., Carvalho J.R., Neiva Correia M.J., 1992: Removal of trivalent chromium(III) from solution by biosorption in cork powder. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 77, 1340-1348.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

REMOCIÓN DE ARSÉNICO(V) POR *PETROSELINUM CRISPUM* (PEREJIL): ESTUDIO PRELIMINAR

REMOVAL OF ARSENIC (V) BY *PETROSELINUM CRISPUM* (PARSLEY):
PRELIMINARY STUDY

Miriam Jeniffer Jiménez-Cedillo^{1,2}, *María Teresa Olguín-Gutiérrez*^{1,2} y
*Cheikh Fall*³

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Departamento de Química, Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México; e-mail: teresa.olguin@inin.gob.mx

² Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Química, Paseo Colón y Paseo Tollocan s/n, Toluca, Estado de México

³ Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), km 14.5 de la Carretera Toluca - Ixtlahuaca, Unidad San Cayetano, Estado de México

Abstract

Arsenic is a chemical element present in atmosphere, soil, rocks, and natural waters. If occurring in drinking water, this metalloid has a great impact on the general population and on human health. Two forms of As are common in natural waters: arsenite (AsO_3^{3-}) and arsenate (AsO_4^{3-}), referred to as As(III) and As(V). Pentavalent chemical species of arsenic are the most common and they are stable in oxygen-rich environments. Arsenites are found in moderately reducing environments such as groundwater. Drinking water with arsenic which concentrations are equal or greater than 50 ppb increases the risks of lung and bladder cancer and skin lesions. Many countries around the world, for example: Argentina, Bolivia, Chile, China, Hungary, India, Mexico, Romania, Taiwan, Thailand, USA, and Vietnam have been affected by arsenic contamination. In Mexico, the presence of arsenic in water from the north and central areas was reported. Conventional treatments to remove arsenic from drinking water, domestic and industrial wastewater have been employed - among them physical, chemical (coagulation/ precipitation which produce excessive sludge), and biological processes (which are cheap and produce minimal sludge but could only be applied to treat organically polluted wastewater). Therefore, it is necessary to develop innovative but low cost processes, which remove metal ions economically. Biosorption has been demonstrated to be a useful alternative to conventional treatment systems for the removal of toxic metals from dilute aqueous solution. The aim of this preliminary study was to evaluate the

usefulness of *Petroselinum crispum* (parsley) which was modified with iron or organic compounds for the removal by adsorption of arsenates from water.

Resumen

El arsénico es un elemento químico que se encuentra presente en la atmósfera, suelo, rocas y agua. Este metaloide contenido en el agua para beber tiene un gran impacto en la población y en la salud humana. Las formas que se encuentran comúnmente en aguas naturales son: arsenito (AsO_3^{3-}) y arsenato (AsO_4^{3-}), referidos como As(III) y As(V). Las especies químicas pentavalentes de arsénico predominan y son estables en ambientes ricos en oxígeno, mientras que las especies trivalentes predominan en ambientes moderadamente reducidos, como las aguas subterráneas. Las personas que toman agua contaminada con arsénico en concentraciones iguales o más grandes que 50 ppb son propensas a incrementar los riesgos de cáncer de pulmón y vejiga y de lesiones de piel. En varios países y ciudades del mundo como: Argentina, Bolivia, Chile, China, Hungría, India, México, Rumania, Taiwán, Tailandia, USA y Vietnam, se ven afectadas por la contaminación de arsénico. En México se ha reportado la presencia de arsénico en áreas centrales y del norte del país. Los tratamientos convencionales para remover arsénico del agua para consumo humano, uso doméstico y aguas residuales emplean procesos físicos, químicos (como coagulación/precipitación) y biológicos, algunos de los cuales son muy costosos y generan grandes cantidades de lodo. Por lo tanto, es urgente desarrollar novedosos procesos de bajo costo, en donde los metaloides sean removidos económicamente. Se ha demostrado que el proceso de biosorción es una alternativa útil en sistemas de tratamiento convencionales para la remoción de metales tóxicos de soluciones acuosas, por esta razón, el propósito de este trabajo fue el de usar un biosorbente *Petroselinum crispum* (perejil) modificado con hierro y compuestos orgánicos, para adsorber arsenatos del agua.

Introducción

La contaminación de las fuentes de agua potable con arsénico generalmente ocurre cuando estas fuentes naturales, a través de la erosión que generan, remueven el arsénico de las formaciones rocosas donde está contenido. Este elemento puede encontrarse en el agua tanto en sus formas orgánicas como inorgánicas, aunque el arsénico inorgánico es el predominante en aguas naturales, por ello es que los organismos reguladores lo controlan más directamente⁽¹⁾.

En aguas naturales, el arsénico inorgánico se encuentra principalmente en dos

estados de oxidación, trivalente (arsenito) y pentavalente (arsenato). La especie de As(V), H_3AsO_4 se encuentra a valores de pka de 2.19, 6.94 y 11.55, los cuales, son semejantes a H_3PO_4 , con valores de pka de 2.2, 7.2 y 12.4. Para As(III) solo se encuentra la especie neutra H_3AsO_3 , con un pka de 9.1. Conociendo la especiación del arsénico, se puede conocer la distribución de las especies en función del pH, lo cual es fundamental para entender los procesos de sorción. En el intervalo de pH del agua potable, los iones arsenatos se encuentran como $H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$ y el arsenito como la especie neutra antes mencionada⁽²⁾.

Toxicidad del arsénico

Padecimientos como alteraciones cardíacas, vasculares y neurológicas, lesiones hepáticas y renales, repercusiones en el aparato respiratorio y lesiones cutáneas que avanzan progresivamente hasta las neoplasias; son efectos que se producen a quien consume agua con contenido de arsénico, durante un tiempo prolongado. El arsénico presente en las aguas subterráneas que se utilizan para consumo humano o animal, es uno de los problemas sanitarios más importantes a nivel mundial, dado que se trata de un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza y resulta altamente tóxico, cuando supera ciertos valores límites de concentración.

El límite máximo permitido, considerado por diferentes organizaciones mundiales como son la OMS, EPA, U.E., para el caso del arsénico en agua potable, corresponde a 0.01 mg/L. Por otra parte, la modificación a la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994 publicada en el 2000, recomienda un decremento gradual en el límite máximo permitido para arsénico, hasta alcanzar 0.025 mg/L, en el 2005⁽³⁾.

En muchas regiones de la República Mexicana, se ha detectado la presencia de arsénico en aguas subterráneas que se utilizan para el abastecimiento de la población, como son la Comarca Lagunera, Hidalgo, Guanajuato, entre otros⁽⁴⁾. En la Comarca Lagunera, en el estado de Coahuila, se ha reportado en los últimos años una prevalencia significativamente elevada de lesiones en la piel y

hasta cáncer en la gente que ha estado expuesta al arsénico. También, se ha observado que en todos los casos, la prevalencia de los padecimientos aumentó de acuerdo con la edad de los individuos, lo que sugiere que el tiempo de exposición puede ser determinante.

Métodos de Tratamiento

Se han propuesto numerosos métodos para reducir el arsénico del agua, tanto de origen natural como de origen antropogénico. No obstante, la inmensa mayoría suponen un alto costo y un complicado uso y mantenimiento. Estos métodos son: coagulación/filtración, alúmina activada, ósmosis inversa, intercambio iónico, nanofiltración, ablandamiento con cal, sorción, entre otros.

Actualmente las investigaciones se están enfocando a encontrar alternativas de tratamiento del agua, que resulten de bajo costo, eficientes y no contaminantes. Por lo que el tipo de sorbentes a utilizar deben mostrar alta selectividad hacia el contaminante⁽⁵⁾, durable, regenerable y reusable^(6,7). Uno de los procesos recientemente desarrollados en biotecnología ambiental, es el uso de biosorbentes para remover metales tóxicos de efluentes industriales. La biosorción es un método biológico de control ambiental, que esta siendo desarrollado en varias instituciones a escala mundial. A continuación se presentan algunos trabajos sobre remoción de arsénico con diferentes biosorbentes.

Materiales carbonosos producidos por la activación química y física de pulpa de aceituna y del hueso de aceituna, resultaron adsorbentes eficientes para la remoción de arsénico. La adsorción de arsénico sigue una isoterma de Langmuir. Los mejores resultados obtenidos fueron con el material carbonoso extraído de la pulpa de la aceituna. La máxima remoción fue de 18.60 $\mu\text{mol/g}$ y la capacidad de adsorción para los adsorbentes fue de 11.42 $\mu\text{mol/g}$ para el material carbonoso de la pulpa de aceituna y 9.85 $\mu\text{mol/g}$ para el material carbonoso del hueso de aceituna⁽⁸⁾.

Se modificó químicamente a un hongo (*Penicillium chrysogenum*), que resultó un biosorbente favorable para la remoción de As(V) y As(III) en agua. El modelo de pseudo-segundo orden describe mejor la cinética del proceso, mientras que

la ecuación de Langmuir fue el mejor modelo para describir la isoterma de sorción⁽⁹⁾.

También se ha utilizado un adsorbente de bajo costo (cáscara de huevo) para la remoción de arsénico de soluciones acuosas en un sistema en batch, con concentraciones iniciales de 0.5 a 1.5 mg/L, pH de 3.2 a 11.5 y un tamaño de partícula de las cáscara de huevo entre 63 a 150 μm , encontrando que con el tamaño de 63 μm remueve alrededor de 99.6 %, partiendo de una concentración de 1.5 mg/L, entre las primeras 6 horas. Sin embargo, la remoción del metaloide decrece a 98.4 % y 97.4%, cuando el tamaño de partícula incrementa a 75 y 150 μm , respectivamente. El pH óptimo para la remoción de arsénico fue de 7.2⁽¹⁰⁾.

Se han realizado también investigaciones con quitosan natural recubierto con alúmina cerámica, para la remoción de As(III) y As(V), a pH de 4. Se utilizaron los modelos de adsorción de Langmuir, Freundlich y Redlich-Peterson para calcular la máxima capacidad de sorción de los materiales. La capacidad de adsorción del quitosan obtenida de la isoterma de Langmuir, fue de 56.5 y 96.46 mg/g para As(III) y As(V), respectivamente⁽¹¹⁾.

En la presente investigación se utilizó *Petroselinum crispum* (perejil), que tienen un gran valor alimenticio, por su riqueza en vitaminas (especialmente A, C, el complejo B, E y K), minerales (en especial el calcio y el hierro) y fibra, el cual se modificó con Fe y formaldehído, para adsorber arsénico de soluciones acuosas.

Metodología

El *Petroselinum crispum* se puso a secar a temperatura ambiente y posteriormente en una estufa. Una vez seco, se trituró y tamizó seleccionando únicamente un tamaño de partícula.

Se acondicionó el biosorbente con una solución de formaldehído, por un tiempo determinado. Terminado el tiempo, se lavó con agua destilada, se secó y se le denominó PCFor. El otro acondicionamiento consistió en poner en contacto al biosorbente con una solución férrica, por un determinado tiempo, al término del cual, se decantaron las fases y se repitió el procedimiento anterior. Cuando se

finalizó el acondicionamiento, el biosorbente se lavó. Finalmente se secó, a este material se le denominó PCFe.

El material se caracterizó por microscopía electrónica de barrido y microanálisis elemental (MEB-EDS) y área específica.

Se realizaron pruebas sobre la adsorción de arsenatos [As(V)] por el *Petroselinum crispum* (en muestras naturales y las formas acondicionadas), como una función del tiempo, para obtener el punto en donde se alcanza el equilibrio del proceso.

Para llevar a cabo la desorción de arsenatos [As(V)], el material se saturó con una solución de As₅, después del tiempo transcurrido se separaron las fases, la fase sólida se secó. Por otra parte se prepararon soluciones de H₃PO₄, estas soluciones se pusieron en contacto con el material saturado. Posteriormente se separaron las fases por centrifugación y en las fases líquidas se determinaron las concentraciones de arsénico por absorción atómica y en las fases sólidas saturadas mediante análisis por activación neutrónica (AAN).

Resultados del estudio preliminar

La morfología del PC y PCFor es similar y su composición elemental es a base de C, O, Mg, P, S, Ca, sin embargo el biosorbente en forma natural (PC) contiene además Na y K. Cuando el biosorbente se modifica con una solución orgánica, su composición elemental varía, encontrándose elementos como Al, Si, Ti, Mn y Fe. En el caso PCFe, el Fe se encuentra en un mayor porcentaje que en PC y PCFor.

En cuanto al área específica en el *Petroselinum crispum* se observa que el acondicionamiento con formaldehído aumenta su área específica, con respecto al biosorbente en su forma natural PC y al acondicionado con hierro PCFe.

En el experimento preliminar de remoción de As(V) por PC, PCFor y PCFe, se observa que, el biosorbente acondicionado con PCFe, es el que remueve en un mayor porcentaje al As(V) en solución.

El biosorbente PCFe se encontró que desorbe alrededor de un 12% de As(V) a partir de una determinada concentración de ácido fosfórico.

Conclusiones

Ambos materiales PC y PCFor presentan morfologías similares, pero una composición elemental diferente, en cuanto a PCFe, su morfología y composición es diferente de los dos materiales antes mencionados. La modificación que se le realiza al biosorbente es un factor determinante en la remoción de As(V), de soluciones acuosas. El arsenato se encuentra adsorbido fuertemente a los materiales bajo estudio.

Agradecimientos

A la Dra. María Teresa Olguín Gutiérrez y al Dr. Cheihk Fall, por el apoyo brindado y la acertada dirección de este trabajo.

Al apoyo otorgado por el proyecto CONACyT: "Comportamiento de zeolitas naturales frente especies químicas o microbiológicas consideradas como contaminantes", clave 46219 y al proyecto CB-904 del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares.

Referencias

- (1) Herante T.M.F., 2007: Secuencia de tratamiento para la remoción de arsénico de acuíferos. Universidad Diego Portales, Facultad de Ingeniería, Santiago de Chile.
- (2) Dambies L., 2005: Existing and prospective sorption technologies for the removal of arsenic in water. *Sep. Sci. Technol.* 39 (3), 603-627.
- (3) Leal A.M.T., Gelover S.S.L., 2002: Evaluación de la calidad del agua subterránea de fuentes de abastecimiento en acuíferos prioritarios de la región Cuencas Centrales del Norte. *IMTA*, 77-83.
- (4) Rodríguez R., Ramos J.A., Armienta A., 2004: Groundwater arsenic variations: the role of local geology and rainfall. *Appl. Geochem.* 19, 245-250.
- (5) Elizalde-González M.P., Mattusch J., Einicke W.D., Wennrich R., 2001: Sorption on natural solids for arsenic removal. *Chem. Engineering J.* 81, 187-195.
- (6) De Marco M.J., SenGupta A.K., Greenleaf J.E., 2003: Arsenic removal using a polymeric/inorganic hybrid sorbent. *Water Res.* 37, 164-176.
- (7) Esparza M.L., Wong M.M., 1998: Abatimiento de arsénico en aguas subterráneas para zonas rurales. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- (8) Budinova T., Petrov N., Razvigorova M., Parra J., Galiatsatou P., 2006: Removal of arsenic(III) from aqueous solution by activated carbons prepared from solvent extracted olive pulp and olive stones. *Ind. Eng. Chem. Res.* 45 (6), 1896-1901.

- (9) Deng S., Ting Y.P., 2007: Removal of As(V) and As(III) from water with a PEI-modified fungal biomass. *Water Sci. Technol.* 55 (1–2), 177–185.
- (10) Oke L.A., Olarinoye N.O., Adewusi S.R.A., 2008: Adsorption kinetics for arsenic removal from aqueous solutions by untreated powdered eggshell. *Adsorption* 14 (1), 73-83.
- (11) Boddu V.M., Abburi K., Talbott J.L., Smith E.D., Haasch R., 2008: Removal of arsenic(III) and arsenic(V) from aqueous medium using chitosan-coated biosorbents. *Water Res.* 42, 633-642.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

**RESTAURACIÓN POR MEDIO DE LA IMPLEMENTACIÓN DE
SEDIMENTO Y MADERA EN UN RÍO CON LECHO ARENOSO –
MAPEO DE LOS MICROHÁBITATS BÉNTICOS Y LOS EFECTOS
HIDROLÓGICOS EN LA ZONA BÉNTICA E HIPORREICA**

RESTORATION BY COMBINED ADDITION OF WOOD AND SEDIMENT
IN A SAND-BED STREAM – MAPPING OF THE BENTHIC MICROHABITATS
AND THE HYDROLOGICAL EFFECTS ON THE BENTHIC
AND THE HYPORHEIC ZONE

Celeste Meza-Alejandre¹ y Michael Mutz²

Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology,
P.O. Box 101344, 03013 Cottbus, Germany;
¹ e-mail: celula77@hotmail.com, ² e-mail: m.mutz@tu-cottbus.de

Abstract

In 2007, a restoration in 565 m of the Ruhlander Schwarzwasser stream, a tributary stream of the Schwarze Elster River, in Brandenburg, Germany was performed. The restoration implied the addition of wood and sediment. As a part of the project, a monitoring of morphological, hydrological and ecological changes was planned. This research was conducted to evaluate the hydrological and physic effects on the benthic microhabitats and the hyporheic zone by the restoration performed. The investigation implied the analysis of coverage, distribution, and heterogeneity of the benthic microhabitats, as well as the evaluation of vertical hydraulic conductivity (K_v), vertical hydraulic gradient (VHG), and the oxygenated depth of the hyporheic zone. Increase in coverage of benthic substrates suitable for macrozoobenthos, like organic and gravel substrates were documented. The microhabitat heterogeneity of the stream bed was improved, while enhancements in vertical hydraulic conductivity, vertical hydraulic gradient, and in the oxygenated depth of the hyporheic zone were not proved.

Resumen

En el 2007 se llevó a cabo la restauración de 565 m del río Ruhlander Schwarzwasser, afluente del río Schwarze Elster, ubicado en Brandenburgo, Alemania.

La restauración consistió en la implementación de madera y grava en el tramo seleccionado. Como parte del proyecto se planeó el seguimiento de cambios morfológicos, hidrológicos y ecológicos. Esta investigación evaluó los efectos hidrológicos y físicos en los microhábitats bénticos y la zona hiporreica, como consecuencia de la restauración realizada. La investigación conllevó el análisis de cobertura, distribución y heterogeneidad de los microhábitats bénticos; así como la evaluación de la conductividad hidráulica vertical (Kv), el gradiente hidráulico vertical (VHG), y la profundidad de oxigenación en la zona hiporreica. Los resultados registrados fueron una mayor cobertura de sustratos bénticos favorables para macrozoobentos como son el sustrato orgánico y la grava. La heterogeneidad de los microhábitats incrementó en el lecho del río, pero mejoras en conductividad hidráulica vertical, en el gradiente vertical hidráulico, y en la oxigenación de la zona hiporreica no pudieron ser comprobadas.

1. Introducción

Varios ríos alrededor del mundo han sufrido modificaciones para controlar inundaciones, utilizar sus aguas, o para utilizar las tierras aledañas. Dentro de estas modificaciones se pueden numerar cambios morfológicos, regulación de descargas, alteración de la cama de los ríos, así como de sus bancos y declive por medio de construcción de diques^(1,2). Los cambios anteriormente citados no siempre han ayudado al mejor control de los ríos, sino que muchas veces han causado una severa degradación ambiental local, así como río abajo⁽³⁾.

En las últimas décadas se han desarrollado varias técnicas para remediar las consecuencias negativas de las actividades mencionadas en el párrafo anterior. La adición de madera (Large Wood Debris management - LWD), así como de grava y/o sedimento, forman parte de las técnicas orientadas a mejorar la morfología y conexión hidrológica de los ríos.

Algunos de los beneficios registrados con LWD han sido en cambios morfológicos como el incremento en la secuencia pozas y rápidos, mayor profundidad en pozas, y un cambio sustancial en la complejidad de la distribución de los materiales en el lecho de los ríos⁽⁴⁾, aunado a los beneficios ecológicos que reporta Brooks y otros investigadores⁽⁵⁾. Por otro lado, proyectos que han utilizado la adición de grava, han documentado la creación de barras, islas y canales alternos, siendo estos hábitats de gran calidad⁽⁶⁾ para los organismos.

Aún cuando se han documentado algunos resultados de las técnicas de restauración, todavía es escasa esta información⁽⁴⁾. De la misma manera, la zona hiporreica rara vez ha sido vinculada a planes de restauración⁽⁷⁾, por lo que el tema ha sido poco analizado y documentado. El objetivo principal de este estudio radicó en la investigación y verificación de cambios hidrológicos en la zona béntica e hiporreica y los cambios en microhábitats bénticos del río Ruhlander Schwarzwasser, donde se realizó una renaturalización con LWD y la implementación de grava/sedimento.

2. Área de Estudio

2.1 Localización y Características del Área de Estudio

La investigación fue realizada en 565 m del río Ruhlander Schwarzwasser, ubicado en el estado de Brandenburgo, Alemania. La cuenca tiene un área de 269 km², con un promedio de descarga de 0.59 m³/s (tabla 2.1). El tramo a restaurar tenía un promedio de 0.88 m de profundidad y 5.50 m de ancho, y un lecho predominantemente con arena. En la figura 2.1 se encuentra información física e hidrológica, así como la ubicación geográfica del área en estudio.

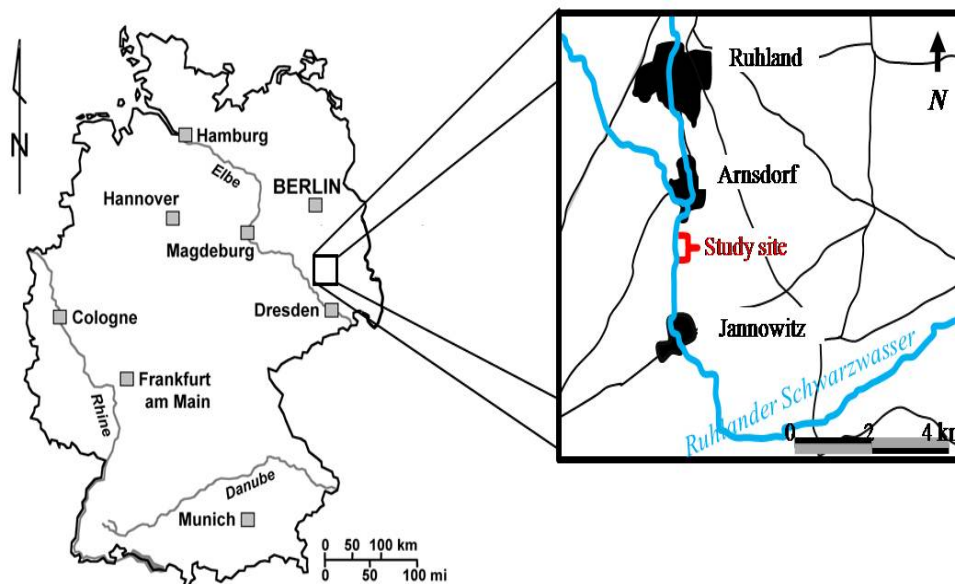


Figura 2.1: Datos hidrológicos y físicos del río Ruhlander Schwarzwasser y la ubicación geográfica del área en estudio

Figure 2.1: Hydrological and physical data of Ruhlander Schwarzwasser Stream and the study site location

from Räßple 2008⁽⁸⁾

Tabla 2.1: Datos hidrológicos y físicos del río Ruhlander Schwarzwasser

Área de la cuenca	269 km ²
Nivel mín. de la corriente entre 1989 - 2006	0.05 m ³ /s
Descarga promedio	0.59 m ³ /s
Nivel máx. de la corriente entre 1989 - 2006	7.99 m ³ /s
Velocidad promedio	0.16 m/ s
Nivel máximo de inundación	7.99 m ³ /s
Profundidad promedio del área restaurada	0.88 m
Ancho promedio del área restaurada	5.50 m

La cuenca del Ruhlander Schwarzwasser se ha visto modificada por molinos y represas desde el siglo XV; y con el objetivo de drenar rápidamente elevados niveles de agua, se cree que desde la segunda mitad del siglo XIX se ha regulado su flujo. Además se presenta una degradación morfológica, un decrecimiento en el nivel del lecho y profundización en el nivel freático en el área bajo estudio, debido principalmente a la obstrucción de sedimento río abajo por la represa de Jannowitz, y a la descarga de agua en el río por actividades mineras de Heide, ocurridas hasta finales de los 80's. Aunado a este contexto histórico, el río hoy en día tiene la presión de estanques acuícolas, agricultura en la zona, molinos y desarrollo urbano⁽⁸⁾.

2.2 Diseño de la Restauración

El diseño e implementación de la restauración se realizó de acuerdo al estudio hecho por Seidel⁽²⁾. Los 565 m se dividieron en tres secciones para llevar a cabo variantes en la colocación de las estructuras de madera y el uso de grava.

Cada sección fue tratada con nueve estructuras, de las cuales tres tenían la función de elevar el nivel del lecho, tres ensanchar el tramo en restauración, y tres incrementar la variabilidad estructural del río. En la primera sección de 220 m de largo, vista en dirección de cabecera a desembocadura, los troncos y

coronas de árboles utilizados como estructuras se fijaron firmemente a la ribera o con postes de madera. En la segunda sección, de 180 m de longitud, la restauración consistió en tocones y troncos firmemente sujetos, además de la inclusión de 150 t de sedimento - grava -. En la última sección con 165 m de largo, las estructuras fueron principalmente coronas y ramas de árbol sin un alto grado de fijación, es decir, las estructuras se colocaron en el río simulando una caída natural de las mismas; además esta sección recibió sedimento de forma natural de un banco erosionado que se encuentra dentro de la zona.

3. Metodología

Los parámetros y métodos seleccionados para verificar los cambios hidrológicos y los cambios de distribución de microhábitats fueron los mismos que se utilizaron para la determinación del estado inicial del tramo a restaurar; estudio realizado por Seidel⁽²⁾. Utilizando los mismos procedimientos y parámetros se asegura que los datos tengan las mismas características para un análisis comparativo. Los indicadores y métodos seleccionados fueron los siguientes:

3.1. Mapeo de microhábitats bénticos, empleando el método de Orendt y Schlieff⁽⁹⁾

El método consiste en crear un mapa de los sustratos bénticos mediante la exploración física de la zona, clasificando y bosquejando los diferentes tipos de sustratos en un mapa a escala - grava, arena, material orgánico, macrófitas, raíces, troncos, ramas -. La información generada permite el análisis de frecuencia de clases de los sustratos, para posteriormente calcular la cobertura promedio de cada uno, mediante tablas proporcionadas por el método (ver Orendt y Schlieff⁽⁹⁾).

3.2. Conductividad hidráulica vertical, analizada con el método propuesto por Chen⁽¹¹⁾

La medición en el campo se realizó con tubos verticales de 5 cm de diámetro. El tubo se insertó 10 cm en el lecho del río y fue llenado con agua a unos 20 – 25 cm sobre el nivel del agua del río. El agua dentro del tubo empieza a fluir a la columna del sedimento y el agua dentro del tubo disminuye. Se registran dos o tres niveles de agua dentro del tubo (h_1, h_2, h_n), junto con el tiempo correspondiente a la lectura (t_1, t_2, t_n), para poder determinar la conductividad hidráulica con la fórmula propuesta por Chen:

$$K_v = \frac{L}{2 \cdot t_1} \ln \frac{h_1}{h_2}$$

Donde K_v es la conductividad hidráulica vertical del lecho del río, dado en cm/seg; L la profundidad a la que fue insertado el tubo - 10 cm -; h_1 la carga hidráulica en el tubo registrada en el tiempo t_1 ; h_2 la carga hidráulica en el tubo al tiempo t_2 . El procedimiento se llevó a cabo en cada uno de los sustratos identificados por el método de mapeo de microhábitats bénticos.

3.3. Gradiente hidráulico vertical, evaluado con el método de Dahm et al.⁽¹⁰⁾

Cada 5 m del área restaurada, se colocaron tubos verticales de 5 cm de diámetro en la zona más profunda del perfil - Thalweg -, sumergiéndolos 10 cm en el sedimento del río. Se verificó que el nivel del agua dentro del tubo fuera la misma a la del nivel del agua del río. Se espero al menos 5 hrs para que el nivel del agua en el tubo se ajustara a la presión. Se tomó lectura del nivel del agua dentro del tubo para dividirlo posteriormente entre 10 cm, distancia del tubo dentro del sedimento. Si el valor obtenido era positivo - upwelling -, una descarga de agua subterránea al río sucedía en esa zona, mientras que un valor negativo - downwelling - representa una recarga del río a aguas subterráneas⁽¹⁰⁾.

3.4. Profundidad óxica en zona hiporreica, por el procedimiento de Marmonier et al.⁽¹²⁾

El objetivo de este método es diagnosticar la extensión óxica de la zona hiporreica, midiendo los cambios de color en palos de madera sumergidos en el lecho del río. Tonos grisáceos a negro denotan un ambiente anóxico, mientras que en ambientes óxicos, la madera no tiene cambios de color. En esta investigación se utilizaron palos de madera de 0.3 - 0.5 cm de diámetro que permanecieron sumergidos 30 cm durante cinco semanas en los diferentes tipos de sustratos documentados.

4. Resultados

Los datos registrados como estado inicial o datos del año 2007, se compararon con los obtenidos después de haberse llevado a cabo la restauración - datos del año 2008 - y la diferencia entre estos, se le atribuye a la restauración efectuada. En este escrito solo se exponen algunos resultados de los parámetros analizados. El estudio completo puede ser consultado en Meza, 2009⁽¹³⁾.

4.1. Cobertura de los microhábitats bénticos

En el área restaurada se documentaron los siguientes grupos de sustratos bénticos: sustrato orgánico, grava, arena y arena ondulante. La cobertura promedio de cada grupo se calculó y graficó, como se muestra en la fig. 4.1; donde datos del 2007 reflejan que el lecho del río, del tramo restaurado, estaba dominado por arena con una cobertura promedio del 51 %. Después de la restauración, datos del 2008 - sugieren que el porcentaje promedio de los sustratos arena con ondulaciones, orgánico, y grava incrementaron y que el sustrato arena, disminuyó de un 51 % a un 24 %.

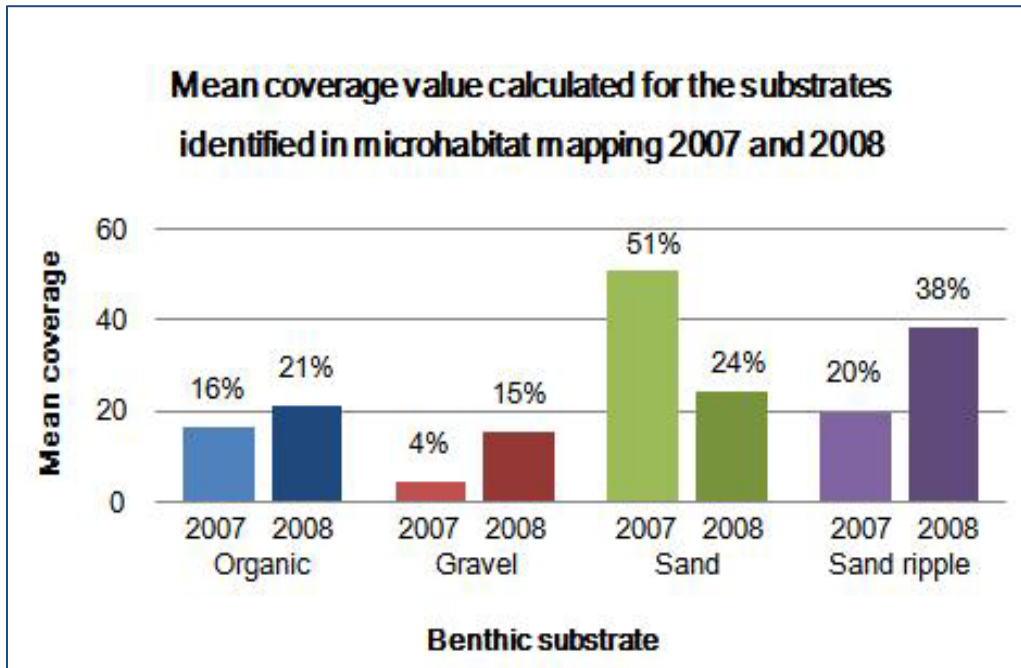


Figura 4.1: Cobertura promedio de los grupos de sustratos identificados antes y después de la restauración, expuestos en una gráfica comparativa

Figure 4.1: Mean coverage of the substrate groups identified before and after the restoration, depicted on a comparative graphic

4.2. Heterogeneidad en el Lecho del Río

El número promedio de microhábitats bénticos en secciones de aproximadamente 45.5 m², de acuerdo con los datos extraídos con el mapeo de microhábitats bénticos, fue de 4 microhábitats por sección antes de que se realizara la restauración - datos 2007 –; y de 6 microhábitats por sección en el 2008. El diagrama de cajas de la figura 4.2 muestra como los valores del primer y tercer cuartil, así como la mediana, valor máximo y mínimo en el 2008 son mayores que los documentados en el 2007.

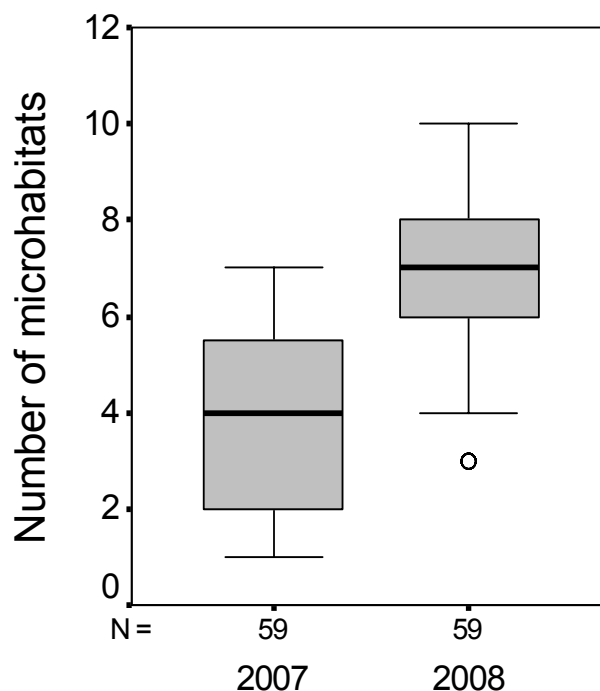


Figura 4.2: Comparación del número promedio de microhábitats bénticos entre el año 2007 - antes de la restauración -, y después de la misma - año 2008 -; en secciones de aproximadamente 45.5 m². El círculo debajo de la caja de datos del 2008 representa un dato atípico.

Figure 4.2: Comparison of the average number of benthic microhabitats between 2007 - before restoration -, and after it - data 2008 -, in sections of approximately 45.5 m². The circle below the boxplot of 2008 represents an outlier data.

Además se comprobó que la sección que no recibió grava como método de restauración, tuvo un número promedio menor de microhábitats por sección, comparada con las secciones tratadas con sedimento (Wilcoxon, $\alpha = 0.05$).

4.3. Gradiente Hidráulico Vertical (VHG)

De las doce pruebas realizadas en el 2007, dos registraron un gradiente hidráulico vertical positivo; mientras que en el 2008, de las noventa y cinco pruebas documentadas, en treinta y cinco pruebas se registró un gradiente hidráulico vertical ascendente ó descendente - upwelling ó downwelling -. Por otro lado no hubo evidencia que sugiriera que el valor promedio del VHG en el 2007 fuera menor al valor promedio del 2008 (Wilcoxon, $\alpha = 0.05$).

5. Discusión y Conclusiones

5.1. Cobertura y Heterogeneidad de Microhábitats Bénticos

El incremento promedio registrado después de la restauración en sustratos como grava y orgánico (troncos, ramas, materia orgánica gruesa o partículas orgánicas), reflejan una mejora en el lecho del río, dado que la presencia de madera y sustratos porosos como la grava, incrementan la densidad, diversidad, y biomasa de invertebrados^(14,15,4). Aún más, la disminución de arena mejora las condiciones del lecho, ya que este sustrato no es favorable para el desarrollo de los organismos⁽¹⁴⁾, como lo ha demostrado el estudio de Gurtz y Wallace donde se registró una menor densidad de especies en este sustrato en comparación con otros⁽¹⁶⁾.

El incremento en la cobertura promedio de los diferentes sustratos, a excepción de la arena, después de la restauración, sugiere que las técnicas utilizadas promueven a corto plazo la existencia de diferentes sustratos bénticos.

Por otro lado, un mayor número de microhábitats por sección en el 2008 en comparación al 2007, muestra que las técnicas utilizadas incrementaron la heterogeneidad en la zona restaurada. Debido a que la heterogeneidad es uno de los factores que controla la diversificación de invertebrados y la disponibilidad de alimento en ríos⁽¹⁷⁾; se espera que con el incremento de sustratos por sección, incremente la diversidad de organismos, como una respuesta a la restauración realizada.

Además, las secciones que recibieron sedimento como parte de la restauración, tuvieron un mayor número de microhábitats por sección que el tramo que no recibió. Esto sugiere que el uso de sedimento está relacionado con el incremento en la heterogeneidad.

5.2. Gradiente Hidráulico Vertical (VHG)

El análisis de este parámetro con datos promedio, muestra que después de la restauración no se tiene un cambio significativo en el gradiente hidráulico vertical (VHG); es decir, según el análisis de promedios no hubo cambios hidrológicos a corto plazo. Sin embargo, si los datos son analizados indivi-

dualmente, se reconoce que después de la restauración hay un mayor número de pruebas con valores diferentes a cero - upwellings ó downwellings -, comparado con los datos anteriores a la restauración. Por tal motivo es recomendable analizar el VHG con otros cálculos estadísticos para afirmar si la restauración mejoró o no las condiciones hidrológicas.

Por otro lado se debe considerar que el VHG es altamente variable en la zona hiporreica, y que factores como la estación del año, pueden influenciar en los valores de VHG⁽¹⁸⁾. En esta investigación, los datos de estado inicial del área en estudio, fueron recabados en invierno del 2007, mientras que los posteriores a la restauración se efectuaron en el verano del 2008, lo que podría haber influido en los datos registrados.

Aún cuando el VHG es altamente variable, es recomendable el monitoreo del mismo, ya que está fuertemente relacionado con la distribución de los organismos en la zona hiporreica⁽¹⁹⁾.

Referencias

- (1) Bechtol V., Laurian L., 2005: Restoring straightened rivers for sustainable flood mitigation. *Disaster Prevention and Management* 14 (1), 6-19.
- (2) Seidel M., 2008: Entwicklungsmaßnahmen von Tieflandbächen mit Holz: Vergleich von Einbauvarianten im Ruhlander Schwarzwasser. Trabajo de tesis, BTU Cottbus, Alemania.
- (3) Burby et al., 1988: citado por Bechtol V., Laurian L., 2005.
- (4) Kail J., 2005: Geomorphic effects of large wood in streams and rivers and its use in stream restoration: a Central European perspective. Disertación University of Duisburg/Essen, Germany.
- (5) Brooks A., Gehrke P., Jansen J., Abbe T., 2004: Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: geomorphic and ecological responses. *River Research and Applications* 20 (5), 513-536.
- (6) Fraser River Gravel Reach Studies, 2000: University of British Columbia, Department of Geography. Disponible en línea en: <http://www.geog.ubc.ca/fraserriver/projelements.html>. Último acceso: 23 de abril, 2009.
- (7) Boulton A., 2007: Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52, 632-650.
- (8) Räßle B., 2008: Utilising wood and sediment inputs in stream restoration: investigated short-term effects on sand-bed stream morphology. Trabajo de tesis, BTU Cottbus, Alemania.
- (9) Orendt C., Schließ J., 1999: Makroinvertebraten-Mikrohabitate in Bächen: Kartierung und Auswertung. En: Kapfer M., Nixdorf B. (eds.), *Gewässerreport* 5. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 1/99, 27-41.

- (10) Dahm C., Valett H., Baxter C., Woessner W., 2006: Hyporheic zones. In: Hauer F., Lamberti G. (eds.), *Methods in stream ecology*. Chapter 6, 119-144.
- (11) Chen X., 2000: Measurement of streambed hydraulic conductivity and its anisotropy. *Environmental geology* 39 (12), 1317-1324.
- (12) Marmonier P., Delettre S., Lefebvre S., Guyon J., Boulton A.J., 2004: A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the beds of rivers. *Archiv Hydrobiol.* 160 (1), 133-143.
- (13) Meza C., 2009: Restoration by combined addition of wood and sediment in a sand-bed stream – effects on benthic substrates and the hyporheic zone. Trabajo de tesis, BTU Cottbus, Alemania.
- (14) Allan J., 1995: *Stream Ecology. Structure and function of running waters*, pp. 65–67.
- (15) Gilbert J., Stanford J., Dole-Olivier M., Ward J., 1994: Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. *Groundwater Ecology*. Capítulo 1, pp. 8–33.
- (16) Gurtz M.E., Wallace J.B., 1984: Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology* 65 (5), 1556–1569.
- (17) Sarriquet P.E., Bordenave P., Marmonier P., 2007: Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthic macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. *River Research and Applications* 23, 815–828.
- (18) Brunke M., Gonser T., 1997: The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Special review. *Freshwater Biology* 37, 1–33.
- (19) Olsen D.A., Townsend C.R., 2003: Hyporheic community composition in a gravel-bed stream: influence of vertical hydrological exchange, sediment structure and physicochemistry. *Freshwater Biology* 48, 1363–1378.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

**ESTUDIOS DE BIORREMEDIACIÓN EN EL INSTITUTO
NACIONAL DE INVESTIGACIONES NUCLEARES**
BIORREMEDIATION STUDIES AT THE NATIONAL INSTITUTE
OF NUCLEAR RESEARCH

Zayre Ivonne Gonzalez-Acevedo

Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Ambientales,
Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México;
e-mail: zayre.gonzalez@inin.gob.mx

Abstract

Water contamination is a consequence normally of soil and/or atmospheric pollution or, in the case of superficial water bodies, of the direct disposal of contaminated water. In Mexico, the great industries as mining and petroleum have caused negative effects on the water bodies' quality, as well as agricultural soil and atmosphere, reaching the groundwater, which is one of the main sources for drinking water in the country. Despite the existence of numerous wastewater treatment methods for industrial and/or domestic wastewaters, these methods generally employ chemical products, generating toxic residues. For this cause, our interest is focused on the development and research of new technologies that are efficient and effective, as well have low maintenance and operation cost and as the most important point, that they do not cause a significant environmental impact. Examples of these technologies are the use of bio-sorbents to treat effluents diluted with heavy metals, the research and development of constructed wetlands and the research on hydroponic systems to evaluate the bioaccumulation capacity of native aquatic and terrestrial plants. These technologies have the potential for a large number of applications; the most important ones for Mexico are the treatment of wastewater from mining, petroleum and nuclear industries.

Resumen

La contaminación del agua, normalmente se deriva de contaminaciones ya sea del suelo o de la atmósfera. En el caso de los cuerpos de agua superficial, los vertidos directos de agua contaminada juegan un papel muy importante y son la causa más frecuente de contaminación severa. En México, las grandes industrias como la minera y la del petróleo han causado efectos negativos tanto

en los cuerpos de agua como en el suelo y la atmósfera, llegando a contaminar el agua subterránea, la cual es uno de los recursos más explotados para la distribución de agua potable a la población. Si bien es cierto, que existen numerosos métodos para el tratamiento de las aguas residuales de origen industrial y/o doméstico, regularmente se emplean productos químicos que generan algún residuo. Es por eso que nuestro interés está centrado en el desarrollo de nuevas tecnologías que sirvan para el tratamiento de sitios contaminados, principalmente cuerpos de agua, y que además de eficientes y efectivos, no representen un gran costo de mantenimiento y operación y lo más importante, no causen un impacto ambiental negativo. Ejemplo de estas tecnologías son el uso de bio-sorbentes, la aplicación y el desarrollo de humedales artificiales y el desarrollo de sistemas hidropónicos para evaluar la capacidad de bio-acumulación de plantas acuáticas y terrestres de la región. Estas tecnologías representan un sin número de aplicaciones, entre las más importantes destaca, el tratamiento de efluentes de la industria minera, petrolera y la industria nuclear.

Introducción

A continuación se da una breve introducción de las bio-tecnologías que se evalúan en el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, como aportación a propuestas de biorremediación de sitios contaminados, principalmente cuerpos de agua.

Biosorbentes para remoción de contaminantes disueltos

El uso de materiales biológicos para la remoción y recuperación de contaminantes disueltos, ha sido propuesto como un proceso alternativo, debido a su bajo costo, la minimización de problemas secundarios como los causados por lodos residuales. Además de su alta eficiencia en el tratamiento de efluentes diluidos⁽¹⁾.

En la actualidad, aún se siguen haciendo esfuerzos para desarrollar tecnologías de tratamiento de aguas de bajo costo y que sean efectivas en la eliminación de contaminantes disueltos en el agua. Por ejemplo, la evaluación de materiales de desecho o materiales que son una plaga; como es el caso de las malezas acuáticas y que poseen la capacidad natural de sorber y desorber determinados contaminantes en solución.

En México, las principales malezas acuáticas son: el lirio acuático (*Eichhornia* sp.), el tule (*Thypha* sp., *Scirpus* sp.), el carrizo (*Phragmites communis* Trin.), el zacate de agua (*Echinochloa colonum*), lentejilla de agua (*Lemna* sp.) y los juncos (*Juncus* sp.)⁽²⁾.

Se ha comprobado que dichas malezas acuáticas son capaces de retener ciertos contaminantes, cuando éstas se encuentran vivas⁽³⁻⁶⁾. También existen algunos estudios donde la biomasa del material muerto ha extraído contaminantes disueltos del agua⁽⁷⁻⁹⁾. En el caso del lirio acuático (específicamente las raíces), ya se ha comprobado que retiene arsénico que se encontraba en solución⁽¹⁰⁾, pero aún no se ha evaluado su capacidad de sorción y desorción en condiciones dinámicas de flujo horizontal ni vertical como se realiza en nuestro grupo de trabajo.

En esta área de investigación aún queda un buen camino por recorrer hasta evaluar la capacidad de la biomasa para regenerarse, así como su tiempo de vida y su destino final. Sin embargo, ofrece muy buenos resultados en efluentes muy diluidos puede ser una buena opción para el tratamiento de agua subterránea que este enriquecida con metales y metaloides.

Humedales artificiales para el tratamiento de aguas mezcladas

Un humedal construido es un sistema alternativo de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales. Consta de poca profundidad y en él, se siembran especies acuáticas encargadas de purificar el agua con procesos naturales. Los contaminantes se remueven a través de una combinación de procesos (químicos, físicos y biológicos) dentro del humedal, como es la sedimentación, precipitación, adsorción a las partículas de suelo, asimilación por los tejidos de la planta y transformaciones microbianas⁽¹¹⁾.

Los sistemas más comunes son diseñados con flujo horizontal sub-superficial, pero los sistemas de flujo vertical se han vuelto más populares en los últimos años. Los humedales construidos con superficie libre se usan en menor medida, siendo uno de los más viejos sistemas empleado en Europa⁽¹²⁾.

De acuerdo a las características del agua a tratar y el lugar de instalación, depende su eficiencia de tratamiento, ya que una de las variables más

importantes es la evapo-transpiración de las plantas. Lo cual permite la preservación de la vida microbiana encargada de los procesos de degradación y transformación de los contaminantes⁽¹³⁾.

Los humedales artificiales básicamente se conforman por tres componentes: 1. medio filtrante o material de empaque. 2. plantas vasculares emergentes y 3. microorganismos que se desarrollan en el medio filtrante y en las raíces y rizomas de las plantas vasculares.

Se han reportado diversos usos en diferentes zonas y a diferentes condiciones climáticas; entre las cuales se destacan las siguientes:

- Tratamiento de aguas residuales de la industria⁽¹⁴⁾
- Tratamiento de lixiviados de los rellenos sanitarios⁽¹⁵⁾
- Remoción de metales y amoniaco⁽¹⁶⁾
- Tratamiento de efluentes contaminados con radionúclidos⁽¹⁷⁾
- Tratamiento de efluentes de la industria petrolera⁽¹⁸⁾

Como se puede apreciar, el uso de este tipo de tecnologías se ha extendido de manera significativa. Existe también la posibilidad de emplearlos como fuente de ingresos en la horticultura y el uso del agua tratada en la piscicultura, las cuales son buenas alternativas en países como México en donde el clima es óptimo para la preservación y buen funcionamiento de estos sistemas de tratamiento.

Sistemas hidropónicos para bio-acumulación de contaminantes

Los sistemas hidropónicos por su parte, se dividen en 6 que son: sistema de mecha, acuacultura, flujo y reflujo (inundación y drenaje), sistema de goteo (recuperación y no recuperación), NFT (Técnica de película nutritiva) y aeroponía. De estos métodos básicos se derivan varios cientos de combinaciones, dependiendo de las plantas que se quieren cultivar. A pesar de las diferencias entre cada sistema, el principio es el mismo y consiste en poner las raíces de las plantas en contacto constante con la solución nutritiva. Algunos sistemas usan soportes para las plantas y otras dejan las raíces expuestas o sumergidas en la solución nutritiva. Otros reciclan y circulan la solución nutritiva y otros simplemente la mantienen estática⁽¹⁹⁾.

En México, la hidroponía se emplea principalmente como medio de cultivo de hortalizas y frutos comestibles, con fines comerciales. Para fines de investigación, se pretende evaluar la capacidad de acumular y retener metales pesados de las especies endémicas de México. Dichos metales ya sea que estén presentes en agua ó suelo.

Las evaluaciones se hacen a condiciones de invernadero e intemperie, comparando ambas y tratando de optimizar condiciones.

Conclusiones

Las tecnologías que aquí se mencionan representan un nuevo concepto de sustentabilidad dentro de los procesos, procurando emplear menos reactivos químicos y reduciendo a lo mínimo la generación de residuos.

Aparentemente son tecnologías simples, sin embargo, son procesos muy complejos al verse envueltos los procesos que llevan a cabo los microorganismos y las plantas, siendo éstas un tema de investigación muy complejo e importante.

Agradecimientos

Se agradece al CONACYT por el apoyo para el proyecto de ciencia básica 2009 y al CONACYT-DAAD por el financiamiento para el proyecto de cooperación bilateral Mexico – Alemania entre el ININ, México – BTU Cottbus – UFZ Leipzig.

Bibliografía

- (1) Schneegurt A.M., Jain J.C., Menicucci J.A. Jr., Brown S.A., Kemmer M.K., Garofalo F.D., Quallick R.M., Neal R.C., Kulpa F.C. Jr., 2001: Biomass byproducts for the remediation of wastewaters contaminated with toxic metals. *Environ. Sci. Technol.* 35 (18), 3786-3791.
- (2) Flores R.D., 1970: Las malezas acuáticas y su control biológico con peces. III Congreso Nacional de Medicina Veterinaria y Zootécnia, Veracruz/México Mimeogr. 1970, 1-6.
- (3) Kelley C., Mielke R.M., Dimaquibo D., Curtis A.J. and Dewitt J.G., 1999: Adsorption of Eu(III) onto roots of water hyacinth. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1439–1443.

- (4) Saltabas O., Akcin G., 1994: Removal of chromium, copper and nickel by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Toxicol. Environ. Chem.* 41, 131–134.
- (5) Axtell N.R., Sternberg S.P.K., Claussen K., 2003: Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresource Technol.* 89 (1), 41-48.
- (6) Mkandawire M., Taubert B., Gert-Dudel E., 2005: Resource manipulation in uranium and arsenic attenuation by *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing water of a former uranium mine. *Water, Air & Soil Pollution* 166, 1-4.
- (7) Romero-González J., Peralta-Videa J.R., Rodríguez E., Gardea-Torresdey J.L., 2006: Potential of *Agave lechuguilla* biomass for Cr(III) removal from aqueous solutions: thermodynamic studies. *Bioresource Technology* 97 (1), 178-182.
- (8) Cruz-Jiménez G., Peralta-Videa J.R., De la Rosa G., Meitzner G., Parsons J.G., Gardea-Torresdey J.L., 2005: Effect of sulfate on selenium uptake and chemical speciation in *Convolvulus arvensis* L. *Environmental Chemistry* 2 (2), 100-107.
- (9) Zhang D., Gao J., Gao T., Ying Y., Chen H., 2007: Biosorption of Cu(II) and Pb(II) by *Auricularia polytricha*. *Wuhan University Journal of Natural Sciences* 12 (4), 755.
- (10) Shaban W., Al Rmali C.F., Harrington M.A., Parvez I.H. 2005: A biomaterial based approach for arsenic removal from water. *J. Environ. Monitor.* 7, 279-282.
- (11) Brix H., 1994: Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 29 (4): 71-78.
- (12) Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R., 1998: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden/The Netherlands, 366 pp.
- (13) Kadlec R.H., Knight R.L., 2009: *Treatment wetlands*. 2nd ed. CRC Press, Lewis Publishers.
- (14) Vrhovsek D., Kukanja V., Bulc T., 1996: Constructed wetland (CW) for industrial waste water treatment. *Water Res.* 30 (10), 2287-2292.
- (15) Mulamootil G., McBean E.A., Rovers F., 1999: *Constructed Wetlands for the treatment of landfill leachates*. Lewis Publishers, Boca Raton/Fla., 281 pp.
- (16) Crites R.W., Dombeck G.D., Watson R.C., Williams C.R., 1997: Removal of metals and ammonia in constructed wetlands. *Water Environ Res.* 69 (2), 132-135.
- (17) Dushenkov S., 2003: Trends in phytoremediation of radionuclides. *Plant and Soil* 249, 167-175.
- (18) Knight R.L., Kadlec R.H., Ohlendorf H.M., 1999: The use of treatment wetlands for petroleum industry effluents. *Environ. Sci. Technol.* 33 (7), 973-980.
- (19) Cronquist A., 1977: *Introducción a la botánica*. Editorial CECSA, México. pp. 366-367.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

POLLUTION MONITORING IN THE UPPER COURSE OF THE LERMA RIVER AND APPLICATION OF CLEAN TECHNOLOGIES IN WATER TREATMENT - SUMMARY AND CONCLUSIONS

Dieter Lessmann¹ and Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo²

¹ Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology, P.O. Box 101344, 03013 Cottbus, Germany; e-mail: lessmann@tu-cottbus.de

² Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Ambientales, Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México; e-mail: zayre.gonzalez@inin.gob.mx

The upper course of the Lerma River is one of the most severely degraded freshwater bodies on earth with regard to water quality and in wide parts also morphology including the floodplain. The severe water quality degradation has to be attributed to the overuse of all water resources (surface waters and aquifers) which is an effect of the high and still increasing population density in the Toluca valley and the neighbouring valley of Mexico-City.

The growth of the towns and villages in the two valleys, which often leads to diffuse settlement, is combined with a high degree of industrialization and in the valley of Toluca an intensive agriculture with irrigation. The rapid and often uncontrolled urban and industrial growth makes it very difficult to find effective solutions for the occurring environmental problems. Additionally, the anthropogenic stress on the Lerma River ecosystem is intensified by the seasonality of precipitation with its dry and wet season.

Whereas in the first part of the workshop problems resulting from the overuse of the natural water resources were explained and discussed, the second part dealt with the research on several new technologies that have the potential to contribute to solve the problems partly in the Lerma River watershed.

With regard to the yearly generated water volume the Lerma-Chapala basin is the most important hydrological basin of 310 basins in Mexico. The population within the watershed is estimated to 9.35 million inhabitants⁽¹⁾. The largest city is Toluca. Its population increased from about 100,000 inhabitants in 1930 to about 750,000 inhabitants in 2005 with the fastest increase from the 1960s⁽²⁾. The importance of the water resources becomes obvious by the number of about 26,000 deep water wells that can be found in the basin⁽¹⁾. Lake Chapala, which is located at the lower end of the basin, plays a key role as the main water resource for the state of Guadalajara. Upstream of Lake Chapala 16 large reservoirs have been built to control the discharge of the rivers and to enable a continuous use of surface water especially for irrigation (about 80 % of water abstraction). Towns and industry are supplied with water from the aquifers by about 90 %⁽¹⁾.

As Avila-Perez et al. (see article "The contamination at the upper course of the Lerma River") show in their paper the most severe impacts on the Lerma River result from the untreated or insufficiently treated communal and industrial wastewater released into the river. The bad water quality becomes obvious in different parameters, which are characteristic for high saprobisation: low concentrations of dissolved oxygen due to a high biological oxygen demand (BOD), high nutrient concentrations which lead to eutrophication with an intensive growth of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in all water courses and reservoirs, and high numbers of total coliforms and faecal coliforms, which challenges the use of river water for irrigation^(3,4). The omnipresent plastic waste (mainly PET bottles) also contributes significantly already to the visual impression of severe pollution.

Results of a biomonitoring of the macrozoobenthos and physical and chemical variables for the evaluation of the organic contamination of the Lerma River confirm the mostly bad water quality of the river especially in the upper course by the use of an extended biological index. Main areas are only inhabited by organisms that are tolerant to low oxygen concentrations or anoxic conditions and to high organic carbon and nutrient concentrations. The study also proofs that fast changes from bad to moderate water quality within a few month can occur if the living conditions for the benthic fauna is improved⁽⁴⁾.

Besides larger settlements with a more or less well organized sewage infrastructure, a high proportion of water pollution from the diffuse settlement can be found. Only about 55 % of the total wastewater volume is currently treated in 16 waste water treatment plants including 10 stabilization lagoons⁽²⁾. In general, the wastewater treatment often has to be considered as ineffective due to mismanagement and financial aspects⁽¹⁾.

The wide-spread intensive cultivation of corn also contributes substantially to the diffuse impacts on the river. Besides the insufficient water quality, erosion and the resulting siltation in the river are also major problems. Nevertheless, in the first line the industrial point sources seem to cause the most severe impacts. Slaughterhouses, tanneries, dairies, pulp and paper factories, and (petro-) chemical plants belong to the group of industries, which are known for their high demand of freshwater and the production of high volumes of heavily polluted sewage. But expected increased concentrations of heavy metals have not been found (see article by Avila-Perez et al. "The contamination at the upper course of Lerma River"). The heavy metal concentrations can more or less be attributed to the natural background from the volcanic rocks in the watershed.

Especially during the dry season, there is nearly no dilution of the sewage load in Lerma River. The abstraction of water from the source area for the water supply of Mexico-City leads to the complete missing of clean, unpolluted water in the uppermost parts of the river with its low natural discharge.

Esteller et al. (see article "Effects of groundwater exploitation in the upper course of the Lerma River") show how the additional intensive use of water from the aquifers intensifies the water quality problems and causes also social and economic effects. The environmental effects become visible in the falling dry of springs and different waters, the decrease in river discharge, and the lack of dilution of the sewage load. About 70 % of the 38 aquifers of the Lerma-Chapala basin are overexploited⁽¹⁾. Whereas the anthropogenic use of groundwater in the Toluca valley sums up to about 425 mio m³/a, the natural water volume of rivers and springs is only about 54 mio m³/a. The overexploitation of the aquifers led to a decrease of the static groundwater level by up to 60 m and of the dynamic groundwater level by up to 90 m within 50 years, not

lastly increasing the pumping costs significantly⁽²⁾. Nevertheless, the water quality in the aquifers is still good: mineralization, nitrate and heavy metal concentrations are low in wide areas of the Lerma River watershed (see article by Esteller et al. "Effects of groundwater exploitation in the upper course of the Lerma River").

In addition to the water quality problems, the river lost its natural morphology in wide parts by anthropogenic changes. This becomes apparent by its low habitat variability. During most times of the year flow velocity is very low and there is a high sedimentation rate producing nearly uniform sediments which are rich in low degraded organic substances. The smell of hydrogen sulphide and the typical communal waste water smell is everywhere along the upper course of the Lerma River.

Water quality assessment on Lerma River started in 1970. The awareness that the surface water quality has to be improved in Mexican rivers led to the National Water Act in 1992. Basin councils have been established for a coordinated and successful river management, a water treatment program was set up, and a permanent monitoring with 50 stations along the Lerma River was started.

An improvement of the water quality since 1992 until today is questionable. Whereas Sedeno-Diaz & Lopez-Lopez⁽³⁾ were not able to find an obvious change within the period 1975 until 1999 by comparing the results of the yearly Water Quality Index for the upper course of the Lerma River, Mestre-Rodriguez⁽¹⁾ notices an increase in the water quality for the Lerma-Chapala Basin since 1990. Due to dilution by less polluted tributaries the water quality of the middle and lower course of the Lerma River is better than in the upper course⁽³⁾.

With regard to nature conservation aspects, it is reported that several fish species of the Upper Course of Lerma River have been lost, others have been displaced and the three endemic species *Algansea barbata*, *Chirostoma charari* and *Chirostoma compressum* may already be extinct^(3,5).

According to the discussion in the workshop there is a general public awareness that the rehabilitation of the natural water resources of the Lerma River

system must be an important challenge. This process includes different steps. The treatment plants need to be operated permanently and effectively. People must be willing to pay for the use and treatment of water. Water quality control must become more effective and the enforcement of environmental legislation must be promoted.

Diaz-Delgado et al. (see article “Design and implementation of a strategic process for an integrated management of the hydrologic resources of the Lerma-Chapala-Santiago watershed”) show in their workshop contribution how the Lerma-Net facilitates the regional potential to improve the environmental conditions and the people’s quality of life. Environmental education and social participation are the main issues in this context. The compilation of a guide for an integrated water resources management under the coordination of Lerma-Net is a hopeful step for an enhancement of the environmental conditions.

Additionally, some presentations of the workshop were able to show that there are several innovative technologies available for a more effective water treatment. Besides the use of zeolites, especially different bioremediation approaches are able to support substantially the efforts to increase the water quality in Mexican waters. The major advantages of bioremediation methods are that they are mostly simple, inexpensive, produce less or even no residues, and do not cause a significant environmental impact. Examples are the use of bio-sorbents to remove heavy metals, constructed wetlands for the treatment of nearly all kinds of sewage and hydroponic systems (see article by Gonzalez-Acevedo “Bioremediation studies at the National Institute of Nuclear Research”).

The use of zeolites, which are relatively abundant in Mexico, is a new approach to treat problematic industrial wastewater which needs a further treatment in addition to conventional technologies to meet quality standards. It has been proofed that zeolites have a high selectivity and good ion exchange capacity. Up to now especially experiments to remove heavy metals from wastewater have been successful (see article by Olguin-Gutierrez “Natural zeolites as ion exchangers in water treatment processes”).

Biomass can also be used for the removal of specific environmentally problematic substances from industrial wastewater. The use of residues of the tequila industry is one example. The *Agave tequilana* biomass has a high sorption capacity for chromium(III) which can be increased by thermo-controlled oxidation with citric acid (see article by Ramirez-Ramirez et al. "Increase of the adsorption capacity of chromium (III) by the oxidation of *Agave tequilana* Weber azul biomass").

Several countries face the problem of increased arsenic concentrations in the aquifers which make the water unsuitable for drinking. The use of parsley offers an economic alternative for the removal of arsenic by biosorption. Also in this case the adsorption capacity can be increased by a pre-treatment of the biomass (see article by Jimenez-Cedillo et al. "Removal of arsenic(V) by *Petroselinum crispum* (Parsley): preliminary study").

However, the increase of the water quality cannot be the only challenge in the Lerma River system. Meza-Alejandre and Mutz (see article "Restoration by combined addition of wood and sediment in a sand-bed stream – mapping of the benthic microhabitats and the hydrological effects on the benthic and hyporheic zone") show in their paper relatively simple and inexpensive methods, which are able to increase the structural diversity in morphologically degraded small streams by the use of wood and sediment. Amongst others, this kind of stream restoration is able to enhance microhabitat heterogeneity, biodiversity, and the potential for self-purification.

Overall the workshop was able to show and discuss in detail the current environmental problems of the Lerma River system, the steps that are in progress to solve the problems, and the possible contribution of innovative, mainly bioremediation technologies to increase the water quality and enhance the structural degradation of the river.

References

- (1) Mestre-Rodriguez J.E., 1997: Case study VIII: Lerma-Chapala basin, Mexico. - In: Helmer R. & Hespagnol I. (eds.), Water pollution control - a guide to the use of water quality management principles. United Nations Environment Programme, The Water Supply & Sanitation Collaborative Council and the World Health Organization. 15 p.
- (2) GTZ/CONAGUA (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit / Comisión Nacional del Agua), 2008: Plan de manejo de la cuenca del Río Lerma en Valle del Toluca. Informe final. - Proyecto "Manejo de cuencas: Río Lerma en el Valle de Toluca y Río Balsas". 178 p.
- (3) Sedeno-Diaz J.E. & Lopez-Lopez E., 2007: Water quality in the Río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management* 21, 1797-1812.
- (4) López-Hernández M., Ramos-Espinosa M.G. & Hernández-García M., 2007: Biomonitorio rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma. Memorias electrónicas en el congreso nacional y reunión mesoamericana de manejo de cuencas hidrográficas: Lecciones aprendidas y retos. 19 al 21 de septiembre del 2007, Querétaro, Qro.
- (5) Soto-Galera E., Diaz-Pardo E., Lopez-Lopez E. & Lyons J., 1998: Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma basin, Mexico. *Aquatic ecosystem health and management* 1 (3-4), 267-276.

Z.I. Gonzalez-Acevedo & D. Lessmann (eds.), 2010: Proceedings of the Workshop "Pollution Monitoring in the Upper Course of the Lerma River and Application of Clean Technologies in Water Treatment", 17th and 18th February 2009 at the Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Mexico-City
ISBN 978-3-940471-14-7

MONITOREO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA Y APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS LIMPIAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA - RESUMEN Y CONCLUSIONES

Dieter Lessmann¹ y Zayre Ivonne Gonzalez Acevedo²

¹ Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology, P.O. Box 101344, 03013 Cottbus, Germany; e-mail: lessmann@tu-cottbus.de

² Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Gerencia de Ciencias Ambientales, Carretera México-Toluca s/n. la Marquesa 52750, Ocoyoacac, Edo. México; e-mail: zayre.gonzalez@inin.gob.mx

El curso alto del Río Lerma es uno de los cuerpos de agua más degradado en la Tierra, con respecto a su calidad de agua y a las partes anchas, también la morfología incluyendo zonas de inundación. La degradación severa de la calidad del agua se atribuye al uso excesivo de todos los recursos hídricos (agua superficial y acuíferos) lo cual es un efecto de gran densidad poblacional y su actual incremento en el valle de Toluca y en la zona conurbada del Distrito Federal.

El crecimiento de los pueblos y villas en ambas zonas, lo cual conlleva a asentamientos espaciados, esto aunado a la alto grado de industrialización y en el valle de Toluca la irrigación intensa de los campos agrícolas. El crecimiento urbano e industrial acelerado y a veces descontrolado, hace muy difícil la tarea de encontrar soluciones efectivas para los problemas ambientales que están ocurriendo. Adicionalmente, el estrés antropogénico sobre el ecosistema del Río Lerma se intensifica con el cambio de estaciones y cantidad de precipitación en las estaciones de lluvia y estiaje.

Mientras que en la primera parte del taller, se explicaron y discutieron los problemas resultantes de la sobreexplotación de los recursos naturales del

agua, la segunda parte, trato de la investigación de varias tecnologías alternativas que tienen el potencial de contribuir a resolver los problemas de contaminación de agua, parte de ellos en la cuenca del Río Lerma.

Con respecto al volumen de agua generado al año en la cuenca Lerma-Chapala, es importante resaltar que es la más importante cuenca hidrológica de las 310 en México. La población que tiene acceso a esta cuenca, se estima en 9.35 millones de habitantes⁽¹⁾. La ciudad más grande que tiene acceso a esta cuenca es Toluca. Su población se incrementó de 100,000 habitantes en 1930 a cerca de 750,000 habitantes en el 2005, con el incremento más rápido en los años 60⁽²⁾. La importancia de los recursos del agua se vuelve obvia con el número de pozos profundos que se encuentran en la cuenca y que se eleva hasta 26,000⁽¹⁾. El Lago de Chapala, que se encuentra localizado en el curso bajo de la cuenca, juega un rol importante ya que es el principal recurso de agua del estado de Jalisco. Corrientes arriba del lago de Chapala se han construido 16 grandes presas, para controlar la descarga de los ríos y permitir el uso continuo de agua superficial, principalmente para irrigación (cerca del 80 % de extracción de agua). Cerca del 90 % de la población y la industria es abastecida con agua de los acuíferos⁽¹⁾.

Como Ávila-Pérez et al. (ver artículo "La contaminación en el Curso Alto del Río Lerma") muestran en su artículo, los impactos más severos sobre el Río Lerma, se deben a las aguas no tratadas ó tratadas inadecuadamente ya sea de origen doméstico ó industrial y que son vertidas al río. La mala calidad de agua, se vuelve evidente en diferentes parámetros, los cuales son característicos de una eutrofización: bajas concentraciones de oxígeno disuelto, alta demanda biológica de oxígeno (DBO), alta concentración de nutrientes, lo cual hace que a causa de la eutrofización, el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) se encuentre en todos los cursos de aguay presas, además de presentar altas concentraciones de coliformes totales y coliformes fecales, lo cual, limita el uso del agua para riego^(3,4). El omnipresente residuo de plástico (principalmente botellas de PET) también contribuye significativamente incluso para la vista, dando la impresión de una severa contaminación.

Resultados del biomonitoreo de macrozoobentos y variables fisicoquímicas para la evaluación de la contaminación orgánica del Río Lerma, confirman la

mala calidad del agua del río, especialmente en el curso alto y usando un índice biológico extendido. Algunas áreas, están habitadas únicamente con organismos que son tolerantes a concentraciones bajas de oxígeno ó a condiciones anóxicas y altas concentraciones de carbono orgánico y nutrientes. El estudio prueba también los cambios rápidos en la calidad del agua, de mala a moderada, lo cual puede ocurrir en pocos meses, sí las condiciones de vida para la fauna béntica son mejoradas⁽⁴⁾.

Además de los grandes asentamientos con una infraestructura del sistema de drenaje más ó menos organizada, una alta proporción del agua contaminada desde los asentamientos difusos, puede ser encontrada. Sólo cerca del 55 % del volumen total de aguas residuales es tratado en 16 plantas de tratamiento, incluyendo 10 lagunas de estabilización⁽²⁾. En general, el tratamiento de aguas residuales debe ser considerado como ineficiente, además del mal manejo y aspectos financieros⁽¹⁾.

El intenso cultivo generalizado de maíz, también contribuye sustancialmente en la propagación de impactos sobre el río. Además de la insuficiente calidad del agua, la erosión y el resultado del encenagamiento en el río, son problemas importantes. No obstante, en primera línea, las fuentes puntuales de las industrias, parecen ser las causantes de los impactos más severos. Los mataderos, tenerías, lecherías, industria del papel y plantas (petro-) químicas, pertenecen al grupo de industrias, las cuales son conocidas por su alta demanda de agua potable y la producción de grandes volúmenes de aguas contaminadas. Pero altas concentraciones esperadas de metales pesados, no se han encontrado (ver el artículo de Ávila-Pérez et al. "La contaminación en el Curso Alto del Río Lerma"). Las concentraciones de metales pesados, pueden más ó menos ser atribuidas a los antecedentes naturales de rocas volcánicas en la zona.

Especialmente durante la época de sequía, casi no hay dilución de la carga de las aguas residuales en el Río Lerma. La explotación del agua desde el área de nacimiento del río para abastecer a la ciudad de México, provoca la completa pérdida de agua limpia y sin contaminar en la mayor parte del río, con la pérdida de su descarga natural.

Esteller et al. (ver el artículo “Efectos de la explotación del agua subterránea en el Curso Alto del Río Lerma”) muestra como el uso intenso de agua de los acuíferos, intensifica los problemas de calidad del agua, además de causar efectos económicos y sociales. Los efectos ambientales se hacen visibles con la pérdida de corrientes de agua, lo cual acentúa el decremento de las descargas en el río y la ausencia de dilución en la carga de aguas residuales. Cerca del 70 % de los 38 acuíferos de la cuenca Lerma-Chapala son sobreexplotados⁽¹⁾. Mientras que el uso antropogénico de agua subterránea en el Valle de Toluca suma cerca de 425 millones de m³/a, el volumen de agua natural de los ríos y corrientes de agua es sólo cerca de 54 millones de m³/a. La sobreexplotación de los acuíferos permite el decremento en el nivel de agua subterránea estática hasta 60 m y del nivel dinámico de agua subterránea, hasta 90 m en un lapso de 50 años, no por último, incrementando los costos de bombeo significativamente ⁽²⁾. No obstante, la calidad del agua en los acuíferos es buena: la mineralización, las concentraciones de nitratos y metales pesados son bajas en áreas extensas del Río Lerma (ver el artículo de Esteller et al. “Efectos de la explotación del agua subterránea en el Curso Alto del Río Lerma”).

Además de los problemas con la calidad de agua, el río perdió su morfología natural en partes extensas por cambios antropogénicos. Esto se hace aparente por su poca variabilidad de hábitat. Durante el mayor tiempo del año, la velocidad de flujo es muy baja y existe una razón de sedimentación muy alta produciendo una sedimentación semi-uniforme la cual es rica en sustancias orgánicas poco degradadas. Los olores a ácido sulfhídrico y a agua residual urbana, están por todas partes a lo largo del curso alto del Río Lerma.

La evaluación de la calidad de agua en el Río Lerma, comenzó en 1970. La conciencia de que la calidad del agua superficial se tiene que mejorar en los ríos de México está referida en el Acta Nacional del Agua 1992. Los consejos de cuenca han establecido para un buen y exitoso manejo del río, un programa para el tratamiento de agua y un monitoreo permanente con 50 estaciones a lo largo del Río Lerma.

Un mejoramiento en la calidad del agua desde 1992 a la fecha es cuestionable. Mientras que Sedeno-Díaz & López-López⁽³⁾ no fueron capaces de encontrar

un cambio evidente en el periodo de 1975 hasta 1999, comparando los resultados anuales del Índice de Calidad del Agua para el curso alto del Río Lerma, Mestre-Rodríguez ⁽¹⁾ notó un incremento en la calidad del agua para la cuenca Lerma-Chapala desde 1990. Debido a la dilución con tributarios menos contaminados en la parte media y baja del curso del Río Lerma es mejor que en la parte alta⁽³⁾.

Con respecto a los aspectos de conservación natural, se reporta que varias especies de peces en el Curso Alto del Río Lerma se han perdido, otros han sido desplazados y las tres especies endémicas: *Algansea barbata*, *Chirostoma charari* y *Chirostoma compressum* puede que ya estén extintas^(3,5).

De acuerdo con la discusión en el taller, existe una conciencia del público en general, acerca de la rehabilitación de los recursos naturales del agua del sistema del Río Lerma y que debe ser un importante desafío. Este proceso incluye diferentes pasos, las plantas de tratamiento necesitan operar permanentemente y eficientemente. La gente debe hacerse responsable de pagar por el uso y el tratamiento del agua. El control en la calidad del agua debe ser más efectivo y reforzado y la legislación ambiental debe ser fomentada.

Díaz-Delgado et al. (ver: "Diseño e implementación de un proceso de planeación estratégica participativa para la gestión integrada de recursos hídricos de la cuenca Lerma-Chapala-Santiago") muestran en su contribución al taller como la red Lerma facilita el potencial regional para mejorar las condiciones medio ambientales y la calidad de vida de las personas. La educación ambiental y la participación social son los principales factores en este contexto. La compilación de una guía para un manejo integral de los recursos del agua bajo la coordinación de la red Lerma es un paso prometedor para el mejoramiento de las condiciones ambientales.

Adicionalmente, algunas presentaciones en el taller fueron capaces de mostrar que hay varias tecnologías disponibles, para un tratamiento más efectivo del agua. Además del uso de zeolitas, especialmente dentro del tema de la biorremediación son capaces de sustentar sustancialmente los esfuerzos para incrementar la calidad del agua en aguas mexicanas. Las mayores ventajas de los métodos de biorremediación son su sencillez, bajo costo, la producción de

menos ó ningún residuo y que no causan un impacto ambiental significativo. Algunos ejemplos son el uso de biosorbentes para la remoción de metales pesados, humedales construidos para el tratamiento de casi todo tipo de agua residual y los sistemas hidropónicos (ver el artículo de González-Acevedo “Estudios de biorremediación en el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares”).

El uso de zeolitas, las cuales son relativamente abundantes en México, es un nuevo planteamiento para tratar la problemática de las aguas residuales de procedencia industrial, las cuales requieren de tratamientos posteriores, aunados a tecnologías convencionales para alcanzar los estándares de calidad. Ha sido probado que las zeolitas poseen una alta selectividad y una capacidad de intercambio iónico muy buena. Hasta ahora, el éxito ha sido especialmente en experimentos para remover metales pesados de aguas residuales (ver el artículo de Olguín-Gutierrez “Zeolitas naturales como intercambiadores iónicos dentro de procesos de tratamiento del agua”).

La biomasa puede ser empleada también en la remoción de sustancias ambientalmente problemáticas. El uso de residuos de la industria del tequila es un ejemplo de ello. La biomasa de *Agave tequilana* posee una alta capacidad de sorción de cromo (III), la cual se puede incrementar con una oxidación termo controlada con ácido cítrico (ver el artículo de Ramirez-Ramirez et al. “Aumento de la capacidad de adsorción de cromo (III) en la biomasa de *Agave tequilana* Weber azul mediante su oxidación”).

Varios países, enfrentan el problema de incremento en las concentraciones de arsénico en los acuíferos, lo cual hace inapropiada el agua para beber. El uso del perejil ofrece una alternativa económica para la remoción de arsénico a través del mecanismo de biosorción. En este caso, la capacidad de sorción del material, se puede incrementar con un pre-tratamiento de la biomasa (ver el artículo de Jiménez-Cedillo et al. “Remoción de arsénico(V) por *Petroselinum crispum* (Perejil): estudio preliminar”).

Sin embargo, el mejoramiento en la calidad del agua no puede ser el único desafío en el sistema del Río Lerma. Meza-Alejandre y Mutz (ver artículo “Restauración por medio de la implementación de sedimento y madera en el río

con lecho arenoso – mapeo de los microhábitats bénticos y los efectos hidrológicos en la zona béntica e hiporréica”) mostrando en su artículo métodos relativamente simples y de bajo costo, los cuales son capaces de incrementar la diversidad estructural en corrientes pequeñas y morfológicamente degradadas por el uso de madera y sedimento. Entre otros, éste tipo de restauración de corrientes de agua es capaz de mejorar la heterogeneidad de microhábitats, la biodiversidad y el potencial de auto purificación.

En general, el taller fue capaz de mostrar y discutir en detalle los problemas ambientales actuales del sistema al que pertenece el Río Lerma, los pasos que están en progreso para resolver los problemas y la posible contribución de tecnologías innovadoras, principalmente de biorremediación, para incrementar la calidad del agua y mejorarla degradación estructural del río.

Referencias

- (1) Mestre-Rodriguez J.E., 1997: Case study VIII: Lerma-Chapala basin, Mexico. - In: Helmer R. & Hespanhol I. (eds.), Water pollution control - a guide to the use of water quality management principles. United Nations Environment Programme, The Water Supply & Sanitation Collaborative Council and the World Health Organization. 15 p.
- (2) GTZ/CONAGUA (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit / Comisión Nacional del Agua), 2008: Plan de manejo de la cuenca del Río Lerma en Valle del Toluca. Informe final. - Proyecto “Manejo de cuencas: Río Lerma en el Valle de Toluca y Río Balsas”. 178 p.
- (3) Sedeno-Diaz J.E. & Lopez-Lopez E., 2007: Water quality in the Río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management* 21, 1797-1812.
- (4) López-Hernández M., Ramos-Espinosa M.G. & Hernández-García M., 2007: Biomonitorio rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma. Memorias electrónicas en el congreso nacional y reunión mesoamericana de manejo de cuencas hidrográficas: Lecciones aprendidas y retos. 19 al 21 de septiembre del 2007, Querétaro, Qro.
- (5) Soto-Galera E., Diaz-Pardo E., Lopez-Lopez E. & Lyons J., 1998: Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma basin, Mexico. *Aquatic ecosystem health and management* 1 (3-4), 267-276.