



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

FACULTAD DE CIENCIAS

LIMNOLOGÍA

**EVALUACIÓN SOCIO-ECOLÓGICA Y POTENCIAL PROVISIÓN DE SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS EN LA SUB-CUENCA DE LOS RÍOS MAGDALENA-ESLAVA,
CIUDAD DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA:

M. en C. ANGELA PIEDAD CARO BORRERO

TUTOR PRINCIPAL

DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ

FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR

Dr. DAVID K. ADAMS

CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA, UNAM

Dra. GRACIELA DE GARAY ARELLANO

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES DOCTOR JOSÉ MARÍA LUIS MORA

Dr. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

Dr. JOSÉ MANUEL MAASS MORENO

INSTITUTO EN INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

Dra. MARISA MAZARI HIRIART

INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM

CIUDAD DE MÉXICO, MÉXICO, ABRIL 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



EVALUACIÓN SOCIO-ECOLÓGICA Y POTENCIAL PROVISIÓN DE
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA SUB-CUENCA DE LOS RÍOS
MAGDALENA-ESLAVA, CIUDAD DE MÉXICO

TESIS

que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

(Limnología)

PRESENTA

M. en C. Ángela Piedad Caro Borrero

Director de Tesis: Dr. Javier Carmona Jiménez

Comité Tutorial: Dr. David K. Adams

Dra. Graciela de Garay Arellano

Dr. José Manuel Maass Moreno

Dr. Alfonso Lugo Vázquez

Dra. Mariza Mazari Hiriart

Ciudad de México, Abril 2016.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por el conocimiento y todas las facilidades que me ha dado a lo largo de mi formación académica.

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, por todo el apoyo tanto económico como administrativo. Gracias Dra. Vanegas, Lupita, Chantal, Diana y Gaby, por ayudarme en cada cosa que necesite.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo que me brindaron a través de la beca para realizar mis estudios de doctorado (beca No 240425). Así mismo al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica PAPIIT (IN211712).

Al instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora, por todo el apoyo institucional a través de sus alumnos e infraestructura.

Al Instituto de Ecología, gracias por todo el apoyo institucional. Gracias porque a través de todas las personas de la administración y los estudiantes de licenciatura, mis salidas a campo fueron en gran parte exitosas.

Al laboratorio de Ecosistemas de Montaña a cargo de la Dra. Almeida, gracias por las facilidades, la confianza y el apoyo que me brindaron.

A la Dra. Vilaclara, excelente directora del posgrado y mucho mejor amiga. Gracias Gloria, porque siempre sentí que pensabas en mi bienestar y crecimiento académico por encima de cualquier cosa, tu forma de ver la vida me dio una perspectiva maravillosa de la mía.

Al Dr. Carmona, mi director de tesis. Mi más profundo agradecimiento a la persona que siempre creyó en mí, gracias por todo el apoyo técnico y académico, pero sobretodo gracias porque siempre has impulsado mi crecimiento profesional. Gracias por todo el tiempo disponible para las largas discusiones académicas que me han dado más criterio y formación. Finalmente, y muy importante, gracias por permitirme ser “yo” con la libertad de elegir, por participar con mis intereses académicos aunque fueran lejanos de los tuyos.

Al Dr. Alcocer, porque ha sido un ejemplo y gran inspiración en mi vida académica. Gracias por las pláticas y por los consejos que siempre llegaron en el momento más oportuno, gracias por revisar con tanto entusiasmo mis avances, pero sobre todo gracias por creer en mí y todas mis ocurrencias. Te admiro profundamente.

A la Dra. Marisa Mazari, muchas gracias por todas las facilidades y el apoyo en el trabajo de campo y procesamiento de muestras. Gracias por la confianza y por los nuevos proyectos juntas.

A la Dra. De Garay, gracias por iniciarme en el mundo de la historia oral, por tantas hazañas en los archivos, por tanto interés y por el apoyo incondicional. Gracias por darle el toque social a un grupo tan heterogéneo.

Al Dr. Adams, muchas gracias por las pláticas y por las enseñanzas. Gracias por involucrarte en este proyecto interdisciplinario.

Al Dr. Maass, gracias por la atención sobre este proyecto, por guiarme en el mundo de los socioecosistemas. Gracias por el tiempo y la dedicación.

Al Dr. Lugo, gracias por todos los buenos comentarios y por siempre mostrar tanto interés en este proyecto.

A la Dra. Ann Varley, muchas gracias por las enseñanzas y por siempre tener mucha disposición para compartir experiencias y conocimiento sobre mi área de estudio.

A todo mi jurado de candidatura (Dra. Vilaclara, Dra. Mazari, Dr. Salas, Dr. Gómez Noguera, Dr. Comprubí), muchas gracias por la buena experiencia que me hicieron vivir. Por hacerme reflexionar sobre mi proyecto académico y porque me hicieron crecer profesional y personalmente.

Al Dr. Cummins, mi más profundo agradecimiento y admiración. No tengo palabras para agradecer todo el apoyo, la confianza y el tiempo que dedicaste a mi tesis. Gracias por ser un increíble revisor, por haber apostado por mi y permitirme conocer el maravilloso mundo del biomonitoreo y de los macroinvertebrados de la mano de grandes mentores. Gracias por compartirme tu experiencia y sobre todo a tu gran amigo e increíble profesor el Dr. Merritt, a quien agradezco todas las enseñanzas en campo. De Igual manera gracias al Dr. Kaufman por toda la disposición y atención.

Gracias a las instituciones que me proporcionaron apoyo a través de becas económicas para compartir experiencias académicas en otras partes del mundo. Gracias al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, a Michigan State University, a Stanford University y the Oral History Association.

Gracias a todos los revisores anónimos de los artículos de esta tesis, sus valiosos comentarios siempre mejoraron esta investigación y a mi me enseñaron mucho sobre el arte de la publicación.

A Agapito, gracias por ser mi editor de cabecera, por tanto tiempo y tanta dedicación con este trabajo. Gracias por toda la paciencia, sé que no siempre fue fácil pero fuiste un extraordinario equilibrio y apoyo.

A Fernanda Figueroa, gracias por todas las enseñanzas y los buenos momentos, las risas y el café. Por ser mi gran compañera de publicación y mi master socio-ambiental.

A Edgar Caro, por su buena disposición para la edición de todas las figuras y mapas de esta tesis, sobre todo por la paciencia con la que siempre atendiste mis demandas. Gracias por el increíble trabajo que hiciste y por nunca decirme que no.

A verónica Aguilar, por todo su apoyo con la cartografía y por siempre tener la mejor disposición para apoyarme.

A Tere González, gracias por ayudarme y por esa gran disposición para todo. Gracias por la amistad y por todos los buenos consejos.

A Sebas Caro, gracias por ser mi lector crítico, gracias por las clases de idiomas y la paciencia.

A Gustavo Pérez, Antonio Tapia y Erik Horjk, Gracias a mis increíbles compañeros de colecta! Ustedes fueron una parte muy importante de este trabajo y agradezco todas sus enseñanzas y apoyo.

A Marisela, Edgar, Andrea e Isela del Instituto Mora, muchas gracias por su apoyo con los archivos históricos y por su invaluable trabajo con las entrevistas. Gracias por ser un muy buen apoyo histórico.

A toda la comunidad MAGDALENA ATLITIC y a todos los vecinos de la subcuenca de los ríos Magdalena y Eslava, por su gran disposición para contribuir al estudio y desarrollo de investigación, gracias por platicar y hacernos partícipes de sus experiencias. Por abrírnos las puertas de su casa.

A mi familia, que siempre hizo lo posible por mantenerme feliz y estable en este proceso que ha sido arduo pero quizás uno de los más satisfactorios de mi vida personal.

Dedicatoria

En memoria de mi padre, la persona que me procuró una increíble educación. Desde donde estés siempre he sentido tu compañía y en mi mente tus palabras y tu amor siempre han sido mi mayor impulso.

A mi madre, por las innumerables muestras de apoyo y amor incondicional. Por escucharme y alentarme, por ser la gran fuerza y las raíces que me anclan a la vida.
Gracias por ser mi guía espiritual y mi compañera de aventuras.

A mi abuelita, mi alegría y mi voluntad. Mi buen tiempo ante la tempestad. Gracias por tanto amor y por enseñarme a ser una mujer valiente y tenaz.

A mis hermanos, mis cómplices día a día. Son ustedes mi mayor tesoro, gracias por ser mi refugio y mi núcleo familiar que hace que todo sea posible.

A mi pequeño Kuma. Desde el día que llegaste a mi vida me has dado incontables momentos de amor y alegría. Mi jardinero favorito, mi colector científico de algas y mi corredor incansable, gracias por tanto amor y momentos de distracción.

A mis tíos, por darme una gran familia donde siento todo el apoyo y el amor. A ellos, porque mis logros siempre los hacen suyos.

A mi cómplice y socio de proyectos. Gracias por toda la confianza y por apoyarme en cualquier circunstancia, gracias por tu infinita paciencia.
A ti, porque has dado y darás cualquier cosa por verme feliz.

En memoria de mi abuelito Tito, mi ejemplo de disciplina y constancia.

Tabla de Contenido

Resumen		vi
Abstract		viii
PREFACIO		1
		7
CAPÍTULO 1	<i>Introducción</i>	
	Transformación histórico socio-ambiental en la sub-cuenca de los ríos Magdalena-Eslava, México, D.F.	8
	La calidad de agua como un aspecto de la calidad del ecosistema	36
	Biomonitoreo en sistemas acuáticos y la definición de sitios de referencia	70
		84
CAPÍTULO 2	<i>Evaluación de los Servicios Ecosistémicos Hídricos</i>	
	Hydrological evaluation of a peri-urban stream and its impact on ecosystem services potential	85
CAPÍTULO 3	<i>Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores de la Calidad Ecológica</i>	102
	Evaluation of ecological quality in peri-urban rivers in Mexico city: a proposal for identifying and validating reference sites using benthic macroinvertebrates as indicators.	103
		120
CAPÍTULO 4	<i>Conocimiento Ecológico Local</i>	
	Integrating local and scientific ecological knowledge as tools for conservation and decision making to preserve peripheral urban rivers	121
CAPÍTULO 5	<i>Conclusiones y Perspectivas</i>	153

RESUMEN

El manejo de los ecosistemas acuáticos incluye múltiples aspectos de evaluación que van de los componentes fisicoquímicos y biológicos, hasta el componente socio-económico. La integración de éstos componentes, así como el análisis de herramientas metodológicas y conceptuales como: la calidad del agua, la calidad del ecosistema, el establecimiento de sitios de referencia, indicadores ecológicos y el conocimiento ecológico local, son importantes para determinar los potenciales estresores ambientales y sus efectos ecológicos. La subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava se encuentra inmersa en una de las ciudades más grandes del mundo, la Ciudad de México, donde la conservación debe hacer frente al proceso de cambio de uso de suelo y la implementación de políticas públicas con poco respaldo académico. Los resultados de esta investigación, presentan la evaluación del potencial ecológico y social de la subcuenca como provisorora de servicios ecosistémicos en un contexto peri-urbano, así como las bases para el establecimiento de un monitoreo a través de indicadores biológicos y sociales de la función y estructura del ecosistema. La subcuenca presenta áreas conservadas en la parte media con un gran potencial de provisión de agua, control de inundaciones y de la erosión, mantenimiento de la biodiversidad, espacios para actividades recreativas y fuente de trabajo para los locales. Sin embargo, en el suelo de conservación existe evidencia de degradación física, tal como alteración del cauce con presas de gavión, extracción *in situ* de agua y procesos de expansión urbana. Estas alteraciones, han afectado la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y macroalgas; siendo indicadores de calidad ecológica y de cambios en el potencial de provisión de servicios ecosistémicos. En esta investigación se logró establecer una línea base de carácter socio-ambiental que define los parámetros indicadores que pueden emplearse para evaluar la calidad ecológica y definir las características de los potenciales sitios de referencia. Adicionalmente, este trabajo puede ser un referente para la evaluación socio-ecológica en áreas peri-urbanas similares, donde la

exposición a constantes impactos antropogénicos y el papel de los actores sociales son factores estratégicos a considerar.

Palabras clave: Calidad ecológica, sitios de referencia, indicadores biológicos, conocimiento ecológico local, servicios ecosistémicos.

SUMMARY

Socio-ecological evaluation of mexico city's magdalena-eslava sub-basin and its ecosystem services potential

The management and assessment of the state of conservation of aquatic ecosystems can incorporate many aspects such as physico-chemical and biological components and also the socio-economic element. The integration of these components and the analysis of methodological and conceptual tools such as water and ecosystem quality, reference site establishment, ecological indicators and local ecological knowledge, are important in determining the potential environmental stressors and their ecological effects. The Magdalena-Eslava river subbasin is located in one of the largest and most densely populated cities in the world, Mexico City. This condition presents a challenge when trying to preserve the natural conditions of the basin and the implementation of public policies with poor academic support. The results of this research show the evaluation of the ecological and social potential of the subbasin as a purveyor of ecosystem services in a peri-urban context, as well as setting the basis for the establishment of monitoring studies that incorporate biological and social parameters assessing ecosystem structure and function. The results of this study show that the subbasin holds preserved areas in its middle section with great water provision potential, as well as flood and erosion control services, biodiversity preservation and source of economic activities to local residents, through tourism and other businesses. However, evident signs of physical degradation are present in many areas, like streambed modification caused by the installation of gabion dams, *in situ* water extraction and urban expansion. These alterations have changed the structure of the macroinvertebrates assemblages and the macroalgae community, these organisms can be indicators of ecosystem quality and ecosystem services potential. This work enables the establishment of a socio-biological base line, that defines the parameters and indicators that can be used to evaluate ecological quality and establish the

traits of potential reference sites. Moreover, this work can also be used as a reference to evaluate the socio-ecological component in similar peri-urban areas, where the exposure to constant anthropogenic impacts and the role of social actors are strategic factors to consider.

Keywords: Ecological quality, references sites, biological indicators, local ecological knowledge, ecosystem services.

PREFACIO

Esta investigación aborda, desde un punto de vista interdisciplinario, los diferentes desafíos que los sistemas acuáticos enfrentan para su conservación, en particular los sistemas embebidos en zonas urbanas están expuestos a presiones de tipo crónico. Estas presiones están dadas principalmente por el cambio de uso de suelo derivado de la expansión de la mancha urbana, y la explotación intensiva de los ecosistemas locales que mantienen la provisión de servicios ecosistémicos (SE) a las grandes urbes. La evaluación del estado actual de los ecosistemas y el consecuente establecimiento de una línea base, así como la identificación de las presiones a las que están sometidos, son importantes en la identificación de los factores clave que están manteniendo la estructura y función del ecosistema, es decir, los que participan en los procesos de resiliencia como por ejemplo, los ciclos biogeoquímicos y el ciclo del agua. Son estos elementos indispensables para el planteamiento y desarrollo de políticas públicas encaminadas a la conservación y/o rescate de cuencas.

Otro desafío derivado de la evaluación del estado de salud del ecosistema es encontrar enfoques comunes que permitan no sólo definir el estado de calidad ecológica, sino su continua evaluación y monitoreo bajo los mismos criterios. El concepto de “calidad ecológica” es definido como la expresión del estado de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y en gran medida esta determinado por elementos de calidad hidromorfológica y fisicoquímica, validados por características de las comunidades biológicas. La calidad ecológica está influenciada por la morfología, geología y clima de cada una de las cuencas hidrológicas, adicionalmente a las características locales como son

el uso de suelo, el clima, la hidrodinámica, procesos biológicos y la vegetación de ribera. La legislación de la calidad ecológica en México es incipiente y no está regulada por alguna norma o ley, mientras que en otros países o incluso grupo de países como es el caso de la comunidad europea esta normativa es aplicada a través de instrumentos legales como la Directiva Marco del Agua (DMA) (European Commission, 2000), que plantean la identificación de sitios de referencia como punto de partida para la rehabilitación y monitoreo de las cuencas. Aunque este documento presentará algunas definiciones y controversias sobre el concepto de sitios de referencia, en esencia, será definido como un lugar con más del 70% de uso natural del suelo, sin regulación del caudal, con amplia diversidad de sustratos, riberas y bancos estables y sin evidencia de contaminación puntual. Sin embargo, es necesario considerar que después de la intensificación de la actividad agrícola y/o industrial prácticamente todos los ecosistemas han sido modificados, y la posibilidad de encontrar sitios prácticamente inalterados se reduce. Una alternativa es realizar reconstrucciones históricas de las condiciones más prístinas posibles, tomando como referencia datos históricos y contrastando con los actuales. En este sentido, y dada la ambigüedad del propio término, se presentan algunas estrategias metodológicas basadas en diferentes marcos conceptuales que incorporan la teoría ecológica y socio-ambiental. Lo anterior, con el fin de contribuir a la definición de un sitio de referencia en las condiciones socio-económicas de los países en desarrollo.

Las alteraciones en los ecosistemas pueden ser detectadas a través de indicadores, y estos deben ser capaces de reflejar cambios en el espacio y en el tiempo. Los indicadores generalmente son de tipo biológico, porque permiten reconocer por un mayor espacio de tiempo el estado del ecosistema y porque responden a cambios en las condiciones tanto

abióticas como bióticas del mismo. En áreas urbanas o peri-urbanas es importante considerar la influencia de la población humana dentro de los indicadores, ya que muchos factores socio-económicos de la población dirigen y afectan los cambios estructurales y funcionales de los ecosistemas.

En el caso de los índices bióticos, éstos revelan información sobre la relación causal entre los cambios de la composición biológica y las alteraciones de la calidad del ecosistema. En el caso de la participación social, ésta se hace indispensable para promover el manejo del agua desde una visión integrada, donde la cuenca como la unidad de manejo óptima y la participación de los actores locales facilita la gobernanza de los recursos naturales.

La evaluación de la calidad ecológica de los ecosistemas lóticos y el uso de indicadores biológicos, así como la incorporación de actores sociales en el manejo y monitoreo, son estrategias innovadoras en el manejo de los recursos acuáticos, que poco a poco intentan ser incluidas en instrumentos legales, pero esta tarea requiere de procesos de intercalibración geográfica y académica que reflejen la realidad de cada condición ambiental y contexto socio-económico. Este trabajo presenta un ejemplo en el desarrollo de índices bióticos y la incorporación de la participación social a través del conocimiento ecológico local, como un componente fundamental para el manejo y la planeación en las cuencas que permita incrementar la resiliencia socio-ecológica en el largo plazo.

El término de calidad ecológica es difícil de aplicar en América Latina debido a la falta de consenso, de datos y de seguimiento espacio-temporal de los cambios en los ecosistemas. México no es excepción, puesto que muchas políticas públicas ambientales son locales o

regionales en el mejor de los casos, y los límites administrativos difieren de los naturales, dificultando procesos de evaluación y monitoreo bajo los mismos criterios.

La mayoría del avance del conocimiento a este respecto procede de estudios realizados en ecosistemas de latitudes templadas. América latina es preponderantemente tropical y por lo tanto es necesario dictar normas propias de esta región y muy probablemente para cada país, así como generar las líneas base de información y la caracterización de los distintos cuerpos de agua. En este sentido, es clave desarrollar alternativas metodológicas que puedan ser aplicadas en diversos escenarios y avanzar en la evaluación de la calidad ecológica de los ríos de Latinoamérica.

Un caso de interés particular es el de los ríos periurbanos que a menudo constituyen un mosaico heterogéneo de ecosistemas agro-forestales y urbanos, que están sujetos a transformaciones antropogénicas rápidas y repentinas. Estos ecosistemas acuáticos son fuente de servicios ecosistémicos (SE) para la población rural-urbana, por ejemplo, como fuente de abastecimiento de agua potable, espacios para la recreación y el mantenimiento de ciclos biogeoquímicos. Sin embargo, el impacto antropogénico los va degradando y la puesta en marcha de medidas de conservación es usualmente sobrepasada por las necesidades del crecimiento urbano, por lo que se torna indispensable el comprender como afectan los procesos urbanos las interacciones agua-sedimento-organismos bentónicos con el fin de monitorear los cambios en el ecosistema.

La cuenca de México, alberga una de las ciudades más densamente pobladas del planeta, presenta aún numerosos ríos de montaña, los cuales están siendo ampliamente impactados por el cambio de uso de suelo (urbanización a partir de los 2 500 m snm hacia abajo), actividades recreativas desordenadas y obras hidráulicas. Este impacto es generalizado en

otros ríos periurbanos de la cuenca, por lo que sería muy útil contar con una estrategia metodológica sencilla que permita evaluar el estado ecológico de los ríos de montaña periurbanos y poder proporcionar las herramientas necesarias para realizar los ajustes en las políticas públicas de conservación de la Ciudad de México.

Objetivos

En este contexto, el objetivo general de la presente investigación fue determinar la calidad ecológica de la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava, Ciudad de México, a través del desarrollo de indicadores y su relación con la provisión espacial e histórica de servicios ecosistémicos hídricos, a partir del desarrollo de los siguientes objetivos particulares:

- Describir la distribución espacial de las condiciones hidrológicas y biológicas resultantes de los diferentes usos de suelo y su relación con el potencial de provisión de servicios ecosistémicos hídricos de la subcuenca.
- Identificar los impactos de la dinámica socio-económica en el potencial de provisión de servicios sobre las fuentes hidrológicas la subcuenca.
- Identificar potenciales sitios de referencia a través de la evaluación de parámetros fisicoquímicos y condición hidromorfológica de los ríos.
- Estimar el valor indicador ecológico de las familias de macroinvertebrados bentónicos para caracterizar y confirmar la calidad ecológica.
- Documentar la relación histórica que han tenido los pobladores locales con sus recursos naturales, mediante el uso de fuentes orales, documentos de archivo y evaluaciones actuales de la calidad y la cantidad de agua disponible en la subcuenca.

- Evidenciar la utilidad del conocimiento local en las alternativas de manejo y conservación de cuencas peri-urbanas.

INTRODUCCIÓN

Transformación histórico socio-ambiental en la sub-cuenca de los ríos
Magdalena-Eslava, México, D.F.
Caro-Borrero, A., Carmona-Jiménez, J., de Garay-Arellano, G

La calidad de agua como un aspecto de la salud del ecosistema
Caro-Borrero, A., Carmona-Jiménez, J., Mazari-Hiriart, M.

Biomonitoreo en sistemas acuáticos y la definición de sitios de referencia
Caro-Borrero, A., Carmona-Jiménez, J.

Transformación socio-ambiental histórica en la sub-cuenca de los ríos Magdalena-

Eslava, Ciudad de México

Caro-Borrero, Angela Piedad^{1,2}; Carmona-Jiménez, Javier²; y de Garay-Arellano, Graciela³.*

1. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Coyoacán, 04510, México. D.F. angelacaro23@gmail.com
2. Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencias, UNAM, Coyoacán, 04510, México. D.F.
3. Instituto Dr. José Luis María Mora. Plaza Valentín Gómez Farías #12 Col. San Juan Mixcoac México D.F. C.P 03730.

Resumen

La subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava, representa uno de los escurrimientos superficiales de la ciudad en relativamente buen estado de conservación y el que más proporciona agua al suroeste de la ciudad de México. El río funciona como elemento integrador del paisaje y de la historia. Durante la primera mitad del siglo pasado fue la fuerza generadora de energía eléctrica que impulsó la industria textil y elemento de identidad en la comunidad. Con el cierre de fábricas y el incremento demográfico hacia la zona natural, se convirtió en un área peri-urbana con fuertes impactos de actividades antropogénicas. Recientemente, ha resurgido el interés por el río desde el ámbito político y académico para su rescate, debido a su progresiva degradación. Este ensayo integra la dimensión histórica y actual del río como proveedor de bienes y servicios ambientales a la ciudad; a través de una aproximación socio-ecosistémica, que incluye investigación de archivo con el fin de repensar la situación de conservación actual del río y proponer algunas

recomendaciones que se ajusten a las necesidades actualizadas que serían importantes en los sistemas acuáticos de la ciudad de México.

Palabras clave: Historia ambiental, subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava, socio-ecosistema, servicios ecosistémicos.

Introducción

El uso de fuentes de información socio-ambiental y su registro histórico son una herramienta que permite entender la visión de los dueños de la tierra en conjunto con los tomadores de decisiones para reconocer las alternativas actuales del manejo de sus recursos naturales. En las ciudades con ecosistemas adyacentes a zonas urbanas, resulta de vital importancia esta integración ya que el bienestar social está íntimamente relacionado con el desarrollo y la provisión de bienes y servicios, conocidos como Servicios Ecosistémicos (SE) (MEA, 2003). Sin embargo, en las grandes ciudades, generalmente los recursos naturales han sido intensamente impactados, pasando desapercibido su valor funcional (Everard y Moggridge, 2011), los procesos socio-ambientales y los beneficios que conlleva a una mejor calidad de vida (Bouland, 2009). En este sentido, resulta indispensable integrar el conocimiento histórico del desarrollo social con la participación de las comunidades locales que beneficien a los dueños de la tierra y pobladores locales (Robertson y McGee, 2003).

La historia del ecosistema se puede caracterizar a través del conocimiento ecológico local, el cual puede ser definido como el cúmulo de conocimiento, prácticas y creencias que involucran un proceso adaptativo que es transmitido de generación en generación (Gómez-

Baggethun *et al.*, 2012) y permite reconocer la capacidad de resiliencia del socio-ecosistema. Esta resiliencia se entiende como la adaptación del sistema socio-ecológico a los disturbios, que en la práctica pueden ser cualquier evento que irrumpe la estructura del ecosistema y modifica la disponibilidad de los recursos, el uso de suelo y/o el ambiente físico (Gómez-Baggethun *et al.*, 2012). Por tal motivo, los problemas socio-ecológicos son complejos de analizar porque vinculan a los seres humanos con su entorno de múltiples maneras, tanto a diferentes escalas temporales como espaciales.

La cuenca de México, es un buen ejemplo de interacción del socio-ecosistema, porque aún cuenta con ecosistemas periféricos que la sostienen desde la perspectiva de provisión de SE. Estos ecosistemas se encuentran bajo una gran presión por la expansión urbana, relacionada con la creciente necesidad de construir vialidades para desahogar el transporte vehicular aunado a la falta de un plan de manejo adecuado de los recursos naturales. Por lo tanto, constituye un buen escenario para la investigación desde una perspectiva histórica del uso de los ecosistemas y cómo esta relación se ha ido transformando, en un escenario donde a pesar del creciente consenso social, los esfuerzos políticos y los avances científico-tecnológicos en torno a los problemas ambientales de la cuenca de México, su resolución continua siendo limitada. Este trabajo tiene como objetivo realizar una reconstrucción histórica de los usos y aprovechamientos de la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava con el fin de evaluar la importancia del ecosistema local en el mantenimiento y desarrollo de la ciudad y cómo podrían conservarse. Es decir, la subcuenca es estudiada como un ecosistema biofísico y social, cuyo funcionamiento está determinado en gran medida por

las prácticas culturales, las tradiciones y una constante transformación por actividades humanas.

La cuenca de México

La cuenca de México es una unidad hidrográfica abierta artificialmente, con una elevación promedio de 2,240 msnm y una extensión de 9,600 km². El Distrito Federal (DF) se localiza al suroeste de la cuenca de México y cuenta con una superficie de 1,487.68 km². Administrativamente se divide en Suelo Urbano (SU) con una extensión de 614.58 km². (41%) donde hay actividades inherentes a la zona urbana, y el Suelo de Conservación (SC) con 873.10 km² (59%) con actividades económicas primarias y en algunos casos también formando lo que se ha denominado como Áreas Naturales Protegidas (ANP). El SC es muy importante para el DF y su zona conurbana denominada Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), ya que aporta SE fundamentales para los habitantes de la ciudad, como la conservación de biodiversidad, la recarga de agua al acuífero, que provee la mayor parte del agua que utiliza la ciudad, la captación de partículas suspendidas, la captura de carbono y la producción de oxígeno (Jujnovsky *et al.*, 2012). Sin embargo, en la actualidad se registra que las causas principales de la pérdida de la cubierta vegetal del SC son: el crecimiento urbano, la expansión agrícola, la tala clandestina y los incendios forestales. De acuerdo con el Programa de Gestión y Administración de los Recursos Naturales del Distrito Federal, las áreas deforestadas equivalen al 7% de la extensión del área rural, lo que pone en riesgo la sustentabilidad de la metrópoli (http://www.agua.unam.mx/sacmex/assets/docs/PGIRH_Final.pdf). Dentro de estas zonas boscosas, la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava en general se encuentra en buen estado de conservación y cuenta con información de estudios socio-ecológicos previos

(PUEC-UNAM-GDF, 2008; UAM-GDF, 2008). Ambos ríos funcionan como eje rector de diferentes contextos socio-económicos y están caracterizados por los siguientes atributos ambientales e históricos.

El entorno espacial y la transformación del río Magdalena

Ubicada en el suroeste del DF, en el margen inferior del Cerro de las Cruces, formada por un conjunto de estructuras volcánicas, se localiza entre los 19°15'00'' LN y los 99°17'30'' LO, con una superficie de 3,000 ha (Jujnovsky *et al.*, 2010; Delegación Magdalena Contreras, D.F, 2011). El río Magdalena, nace en la Sierra de las Cruces, en la delegación Cuajimalpa, al sureste de la Ciudad de México a 3,800 msnm, es el escurrimiento más importante de esta micro-cuenca, alimentado por numerosos manantiales y afluentes lo que le confiere su carácter permanente (Delegación Magdalena Contreras, D.F. 2011). El 67% del bosque en la micro-cuenca está bien conservado y corresponde a tres comunidades vegetales: la de *Pinus hartwegii* que ocupa la porción alta de la micro-cuenca, la comunidad de *Abies religiosa* que ocupa la parte media y la comunidad de bosque mixto y de *Quercus* spp ubicado en la parte baja (Ávila-Akerberg, 2009). Gran parte del río corre a través de esta área boscosa conocida como Suelo de Conservación (SC), hasta su incorporación en la zona urbana de la ciudad donde recibe numerosas descargas de aguas de drenaje. En general, la problemática del agua en la micro-cuenca es por contaminación de efluentes urbanos y derivaciones y/o retención del cauce en las partes altas.

El río Magdalena es un río permanente con registro histórico que lo certifica. En el año 1936, el río Magdalena tenía su origen en numerosos manantiales de la región occidental de la Sierra del Ajusco, en los límites de la Ciudad de México con el Estado de México (AHA. Fondo: Aprovechamientos superficiales, Caja 562, Exp 8263). Actualmente el nacimiento

se limita a manantiales de la Sierra de las Cruces (Delegación Magdalena Contreras, D.F. 2011). Su flujo se describía de suroeste a noroeste alcanzando un desarrollo de 50 km desde su origen hasta la confluencia con el río Mixcoac. Sus aguas pasaban por terrenos de San Nicolás Totolapan, la Magdalena Contreras, Rancho la Cañada, Rancho de Anzaldo, Tizapán, Villa Obregón, Chimalistac, y Coyoacán. La cuenca de recepción era descrita con una superficie de 110 km². Para 1936, el río Magdalena estaba alimentado por los manantiales que se mencionan a continuación en el orden que ocurrían desde el inicio del río: Cieneguilla, Cochinito, Cieneguitas, Cañada de los Cuervos, Media Luna, Campanario, Cerro Piedra Amolar, Campanario, Barbechos, Huitlatitla, río de la Barranca, Barranca de Aila, Xalancocotla, Temaxcalco, Cañada de Tarumba, Tecalco, Potrero de Acopilco, Xoquititla, Malpaso y Coajomulco. Además, el río recibía los drenajes de diversos centros de población como las colonias de Tizapan, Villa Obregón y Coyoacán. En la actualidad, la contaminación urbana se ha incrementado debido a la gran cantidad de asentamientos irregulares.

En el año 1936 el río conducía un gasto de 250 litros por segundo durante la época de estiaje a la altura de la población Magdalena Contreras, información con la cual repartían el agua del río en concesiones de uso, el mejor sistema de distribución era el proporcional, que se basaba en dividir el gasto del río en cada toma en partes iguales proporcionales a las necesidades de los siguientes grupos: el de la toma en cuestión, y el de todos los que están colocados aguas abajo, como los usos públicos y domésticos, fuerza motriz y usos industriales. (AHA. Fondo: Aprovechamientos superficiales, Caja 562, Exp 8263). En el año 1938, el gasto medio mensual registrado por la estación hidrométrica Anzaldo que funcionaba desde el 1° de febrero de 1932 fue de 106 litros por segundo, en la toma Taza

del Rey fue de 182.8 litros por segundo y para la presa de Cruxtitla fue de 246.7 litros por segundo. Actualmente el gasto en estiaje es de 180 litros por segundo (Jujnovsky *et al.*, 2012).

En el año 1967 se describe que el río era alimentado por varios manantiales de excelentes aguas y afluentes entre los que se menciona como el más importante al río Eslava. Desde esta fecha el río recorre un tramo en la zona urbana, circula paralelo a la avenida Universidad, se une al río Mixcoac y continua su recorrido con el nombre de río Churubusco el cual está entubado, hasta unirse al vaso regulador del Lago de Texcoco (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 599, Epx 8711, FS 69-72, Año 1967).

El entorno espacial y la transformación del río Eslava

El río tiene su origen en la región occidental de la Sierra del Ajusco, con elevaciones que llegan a los 3,740 msnm y una superficie de 2,402 ha en la que se desarrollan actividades agrícolas y pecuarias. El río Eslava cuenta con 13 km de longitud y actualmente confluye en la parte urbana con el río Magdalena. El 71.3% del territorio está ocupado por comunidades vegetales forestales, donde el bosque de *Abies religiosa* ocupa la mayor extensión (52%) (Eguiarte *et al.*, 2002). El bosque provee una amplia gama de SE como la diversidad de plantas y animales, y su capacidad de captación de carbono ayuda con la regulación climática de la Ciudad de México. También contribuye a la recarga de mantos acuíferos, así como diversos recursos forestales. Sin embargo, la micro-cuenca presenta procesos de degradación de suelos, erosión, contaminación de los cuerpos de agua, expansión de los asentamientos irregulares y cambio de uso de suelo, entre otros.

El río Eslava históricamente presentaba bajo caudal, asociado a una severa desecación por la fragmentación de varios segmentos del río, producto de la extracción y retención del

agua en la cabecera. El río se originaba en la sierra del Ajusco a pocos kilómetros del cerro Monte Alegre y en dirección del cerro de Coyotes en el punto llamado “Las Regaderas”, donde en aquella época existían varios manantiales pequeños, bajo la jurisdicción de la municipalidad de Tlalpan (AHA, 1925). El río recorría las haciendas Eslava, Llano Grande, la Campana y el pueblo de San Nicolás para unirse un poco mas abajo con el río de la Magdalena, en el pueblo de Contreras, en donde pierde su nombre (Fondo: Aprovechamientos superficiales, Caja 1738, Exp 25694, del 15 de abril 1925).

En el año 1925, el río Eslava era descrito de carácter torrencial y permanente durante la época de lluvias en todo su recorrido y no era navegable en ningún punto. En la parte alta del río a un kilómetro del nacimiento, en el paraje conocido como Monte Alegre, el cual aún existe con este mismo nombre, el río tenía un gasto de 4 a 5 litros por segundo.

En el pueblo de San Nicolás y la hacienda la Campana existían dos afluentes que conducían aguas de pequeños manantiales, uno era el Arroyo Viejo y el otro el Chichicaspa, el primero llevaba un litro por segundo y el segundo un poco menos. En la época de lluvias, existían otros afluentes como el Viborillas, Tianguillo y Campana. Es éste año, la única obra que existía para derivar aguas del río era un canal abandonado de 300 m de longitud situado en el paraje de Monte Alegre; construido por la fábrica de “la Fama”, el cual nunca se aprovecho ya que el agua viajaba por el subsuelo y no de manera superficial.

Para el año de 1960, (AHA, fondo: Aprovechamientos superficiales, caja: 2862, Exp. 41366, fs 1-8) el río Magdalena y Eslava discurrían hasta llegar a la presa Anzaldo donde se regularizaban las crecientes, ya que en 1933 se registró la primera avenida con valor de 27.70 metros cúbicos por segundo.

El desarrollo socio-económico y su transformación histórica

La descripción de los usos del río desde el marco conceptual de los SE muestra la transformación que ha sufrido la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava como parte de cambios en la dinámica hídrica, el desarrollo socio-económico de la ZMVM y las políticas públicas que han pasado del uso y aprovechamiento a la conservación estricta. Los usos históricos han sido principalmente para la generación de energía eléctrica empleada en las fábricas y procesos de producción industrial, así como para el uso agrícola y doméstico.

Las fábricas

La explotación del río para usos industriales y generación de energía eléctrica inició en 1846 con la construcción de las fábricas La Magdalena , El Águila, y Santa Teresa a la ribera del río Magdalena y en 1897 se da la instalación de plantas hidroeléctricas sobre el cauce del río. desde la época la zona se conoce como “los Dínamos” (Vitz, 2011). Dichas concesiones otorgaban la propiedad de las fábricas sobre las aguas del río; sin embargo, el Artículo 27 de la constitución del 5 de febrero de 1917 dicta que las aguas son propiedad de la nación, lo que en su momento suscito problemas de pagos de impuestos por el derecho al uso del agua y reclamos de propiedad por parte de los dueños de las fábricas. A esta nueva ley respondían los dueños de las fábricas, que no era de efecto retroactivo y que por lo tanto debía respetarse la propiedad de las aguas que con anterioridad ellos habían adquirido, el uso del agua de fábricas como la Magdalena y Santa Teresa se apoyaba en títulos virreinales. Sin embargo, estas quejas no llegaron a buen fin pues la Secretaria de Agricultura y Fomento determinó que sí bien, se les había concesionado el uso de un caudal específico del río para la activación de las turbinas ubicadas en cuatro caídas diferentes, el

caudal completo del río es propiedad de la nación y todo uso concesionado incurre en pago de impuestos. Las cuatro caídas aprovechadas para fuerza motriz por las fábricas estaban divididos de la siguiente forma: tercero y cuarto dinamo propiedad de la Hormiga, segundo dinamo propiedad de la compañía industrial de Puente Sierra, primer dinamo propiedad de las fábricas la Magdalena, Santa Teresa, Puente Sierra y Loreto y Peña Pobre.

La fábrica de hilados y tejidos de algodón la Hormiga, se ubicaba en Tizapan, Tlalpan y obtuvo el permiso de explotación del río desde el 20 de marzo de 1907. Firmaron un contrato el 6 de junio de 1894 donde se autorizaba a los señores Meyran y Donnadiou y Compañía para que se organizaran y sin perjuicio a terceros pudieran ejecutar las obras hidráulicas necesarias para explotar con fuerza motriz la mitad de todas las aguas del río Magdalena en la Cañada de Contreras. La energía eléctrica se transmitió a la fábrica Santa Teresa con cableado por vía aérea o subterránea. La empresa podría tomar del río y de los terrenos nacionales los materiales necesarios para las instalaciones de sus obras, siempre que no se produjera alteración al cauce del río. Sin embargo, la empresa fue facultada para derribar arboles, magueyes u otros obstáculos que estorbaran en el trazo de la construcción, quedando obligada a pagar la indemnización que señalaran los peritos. Por otras parte, la empresa perdería el derecho de uso sobre las aguas en caso de que dejara de utilizarlas por 10 años consecutivos (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 206, Exp 4947, fs 178, año1917).

Las fábricas la Magdalena y Santa Teresa, obtuvieron su primera concesión de explotación del río Magdalena el 16 de junio de 1897, fue otorgada al señor José de Teresa Miranda y podía aprovechar un máximo 800 Litros por segundo. Esta concesión fue traspasada a la sociedad Donnadiou, Veyan y Compañía quienes a su vez la cedieron a la sociedad Veyan,

Jean y Compañía y por último fue negociada con la fábrica la Magdalena S.A. La planta El Águila fue usada por las fábricas la Hormiga y la Alpina. La hidroeléctrica El Monte fue usada por Santa Teresa y la Magdalena, las cuales dejaron de funcionar por completo a partir del año 1967 (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 208, Exp 5013, fs 171, Año 1931).

La fábrica de papel de Loreto y Peña Pobre, perteneció al señor Alberto Lenz, la cual fue desmantelada en el año de 1945, debido a que el río no proporcionaba el agua necesaria para operar la turbina, según los dueños de la fábrica provocado por las derivaciones no controladas aguas arriba del río (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 607, Exp 8783, fs 497-683). Adicionalmente, esta información coincide con los reportes de grandes deforestaciones para 1941 (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales Caja 206, Exp 4949, fs 141, Año 1925). La tabla 1 muestra un resumen de los aprovechamientos de agua que fueron concesionados a las diferentes fábricas.

Tabla 1. Concesiones de uso del río Magdalena por las fábricas textiles con sus respectivas caídas, gastos de agua y producción de energía hidroeléctrica.

Referencia	Lugar	Usuario	Aprovechamiento
AHA. Fondo: Tizapan, Aprovechamientos Superficiales, 1917	Tlalpan	Fábrica La Hormiga	Título de propiedad con una Merced del 20 de marzo de 1907. Primera caída de 325 metros: 116 caballos de fuerza y un gasto hidráulico de 35 litros por segundo Segunda caída de 138 metros: 110 caballos de fuerza y un gasto de 80 litros por segundo Tercera caída de 272 metros: 490 caballos de fuerza y un gasto de 180 litros por segundo Cuarta caída: 10 HP
AHA. Fondo: Contreras, Aprovechamientos Superficiales, 1931	San Ángel	Fábricas La Magdalena	498 caballos de fuerza y un gasto de 12.5 litros por segundo
	Barrio de Santa Teresa, San Ángel	Santa Teresa	162.75 caballos de fuerza y un gasto de 28 litros por segundo
AHA. Fondo: Tizapan, Aprovechamientos Superficiales, 1934-1935	San Ángel	Fábrica Abeja (hilados y bonetería)	La Peña Utilizaba 2 caídas del río con 80 y 11 caballos de fuerza respectivamente. Usaba 16 caballos de fuerza pagando \$ 8 pesos anuales, la potencia máxima en avenidas era de 45 caballos considerando un gasto de 650 litros por segundo con una caída de 6.73 metros.
AHA. Fondo: Barrio de San Fernando, Aprovechamientos Superficiales, Año 1925	Tlalpan	Fábrica de papel Peñón Pobre	Se utilizaba la caída situada en la fábrica que producía 18 caballos de fuerza y utilizaba 34, 689. 600 millones de metros cúbicos anuales

Las fábricas, fueron fuente de prosperidad económica en la zona, pero, también fueron importantes fuentes de contaminación del río, puesto que al regresar el agua al cauce, ésta contenía compuestos químicos (p.e. ácidos y colorantes) y contaminantes fecales que la hacían im potable e impropia para riego de cultivos y jardines (De Gortari y Hernández, 1988). En 1945, la comisión Nacional de Irrigación adscrita a la Dirección General de Agronomía, realizó análisis de agua en las diferentes fábricas donde se indica, por ejemplo, que el agua del río en las inmediaciones de la fábrica la Hormiga era turbia, de color amarillo y que se considera agua de tercera clase o tolerable para usos agrícolas por su alto contenido en sales de sodio, pero impropia para la alimentación del ganado por contener abundante materia fecal con desprendimiento de gas sulfhídrico.

Los análisis de las muestras de agua de la fábrica Loreto fueron reportadas con aspecto turbia, de color azul y clasificadas como de tercera clase. Los análisis de la fábrica Puente Sierra suscribían que el agua era turbia y de color grisáceo, y por su escaso contenido en sales se consideraba de segunda clase o buena, para usos agrícolas. El agua del río que pasaba por la fábrica Santa Teresa, tenía un color grisáceo y aspecto turbio, se clasificó como agua de cuarta clase o dudosa, para usos agrícolas por su elevado porcentaje de sodio, además de no ser propia para alimentación del ganado por el contenido de materia orgánica y emisión de gases sulfhídricos. El agua de la fábrica La Magdalena, fue clasificada de quinta clase o inútil para usos agrícolas, era de color amarillo-verdoso y no era propia para alimentación del ganado ni la agricultura (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, 1967).

En la actualidad, la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava es monitoreada por grupos de académicos a lo largo del cauce en puntos que son representativos de cambios en la

cantidad y calidad de agua (p.e. Mazari et al., 2014) y que se ven afectados básicamente por los cambios en el uso de suelo, siendo la parte baja predominantemente urbana, y cuyos aportes de aguas residuales no tratadas degradan la calidad de agua, con un incremento de contaminación fecal de origen animal y humano (PUEC-UNAM-GDF, 2008).

Los servicios públicos

El agua del río se usaba para abastecer el pueblo de La Magdalena Contreras y la colonia Padierna. En el año de 1936 los datos del último censo revelaban que la Magdalena Contreras contaba con 6,204 habitantes y San Jerónimo con 907 habitantes. Se estimaba que 200 litros diarios por habitante era suficiente porque esta dotación es más o menos igual a la que disfrutaban los habitantes de la ciudad. El volumen diario para la Magdalena Contreras era de 1,241 metros cúbicos y el volumen anual 453 metros cúbicos (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 562, Exp 8263, Año 1936).

El riego

Los reportes del año 1936, reconocían con parcelas de riego al pueblo de San Nicolás Totolapan con una superficie de riego de 46.2 ha, y un gasto total para riego de 473 litros por segundo. Las parcelas beneficiadas eran: La Hacienda de la Cañada (26.77 ha; 48 litros por segundo), el ejido de la Magdalena (9.18 ha; 27 litros por segundo), el pueblo de la Magdalena Contreras (71.13 ha; 128 litros por segundo), el pueblo de San Jerónimo Aculco (70.19 ha; 126 litros por segundo) y finalmente el rancho de Anzaldo (34 ha; 61 litros por segundo).

Manejo y legislación del agua en México

En México hasta mediados del siglo XIX el manejo y control del agua fue local, donde los gobiernos estatales y municipales distribuían y otorgaban concesiones de uso, un aspecto de

manejo heredado del periodo colonial; sin embargo, las cosas cambiaron restringiendo los derechos de los particulares y facilitando la injerencia federal hasta la fecha (Birrichiga, 2009).

Desde 1520 con la llegada de los españoles el agua fue manejada como propiedad de los reyes, existiendo un derecho público y privado sobre el bien; este último era otorgado mediante una concesión o merced real. La Corona Española otorgaba a sus súbditos en reconocimiento por sus servicios, tierras y aguas, siempre y cuando no se afectaran los derechos de los pueblos de indios sobre estos recursos. Este sistema sería modificado por el incremento de demanda debido al crecimiento poblacional y la expansión de las haciendas agrícolas, ganaderas y textiles. Así, en 1560 el reparto de aguas funcionó como el instrumento legal para regularizar el uso y distribución entre los diferentes usuarios. Posteriormente, en 1573 el sistema de distribución equitativa sería el aplicado por el rey entre la población fundadora de los diferentes poblados. En el México republicano, las antiguas fórmulas de las mercedes y las composiciones coloniales siguieron operando para el reparto del agua hasta 1888. El manejo y control de las aguas era responsabilidad de comunidades, pueblos, haciendas, ranchos, ayuntamientos, jueces, etc., sin injerencia de los gobiernos estatales o federales. Cuando los pueblos se transformaron en Municipios, mantuvieron su dominio local sobre el agua mediante su ayuntamiento, figura clave para asegurar la administración, el abastecimiento del recurso e incluso para otorgar mercedes de agua a particulares que se comprometían a construir fuentes para el servicio público (Aboites -Aguilar, 1998; Birrichiga, 2009).

En la década de 1850 el gobierno federal tuvo alguna injerencia con el decreto del 29 de mayo de 1853 que declaraba a los ríos como bienes de dominio público, donde la Junta

Superior de Desagüe, organismo a cargo del Ministerio de Fomento, Colonización, Industria y Comercio, era el responsable de vigilar todos los ríos del valle de México, y que mediante el decreto expedido el 4 de febrero de 1856 también podía disponer de las aguas estancadas en estos ríos (Aboites-Aguilar, 1998).

Durante su mandato el Presidente Porfirio Díaz (1876-1911), decidió adjudicarse el control y gestión del agua como una medida para centralizar y consolidar su poder. De esta manera, el manejo centralizado del agua por el gobierno federal, inició en 1888 con la primera ley sobre vías generales de comunicación, que abarca también las aguas nacionales, estableciendo la jurisdicción pero no la propiedad federal de las aguas, por lo que resultó ser muy ambigua (Birrichiga, 2009). El 6 de junio de 1894 se expidió un decreto facultando al ejecutivo para hacer concesiones de agua, lo que generó gran revuelo en las industrias por adquirir dichas concesiones; que además, causó enfrentamientos entre los distintos ordenes de gobierno. Esta ley permitía exenciones de impuestos a empresas privadas que obtuvieron altos ingresos de la explotación de recursos hidráulicos, especialmente en las hidroeléctricas. Como era de esperarse, la ley de 1894 generó innumerables conflictos entre los diferentes usuarios ya que el concepto de “utilidad pública” de las aguas se desvirtuó completamente.

Esto se tradujo en continuas disputas entre las fábricas y los pueblos, a quienes se les habían quitado sus derechos ancestrales sobre la utilización de las aguas de los ríos. Para solucionar los conflictos, la ley contemplaba la formación de una junta directiva que estaría a cargo de la junta de agua del río compuesta por un presidente, un secretario, tres vocales y un tesorero, quienes serían nombrados por todos los interesados en ese caudal. Pero en las

juntas se otorgó mayor autoridad e influencia a los empresarios sobre los pueblos (Barbosa, 2005).

En el río Magdalena, la conformación de la junta del agua llegó hasta 1918 influenciada por los numerosos problemas de reparto de agua entre fábricas, pueblos y parcelas agrícolas. La junta tenía representantes propietarios y suplentes de cada uno de los siguientes aprovechamientos: Pueblos de San Nicolás y la Magdalena, Vecinos ejidatarios de San Jerónimo, pueblo de Tizapan, pueblo de San Ángel, pueblo de Coyoacán, y un representante de las fábricas. (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 563, Exp 8265, fs 52; Caja 207, Exp 4972, Año 1918). Las atribuciones y obligaciones de la junta eran hacer cumplir los reglamentos y los acuerdos, resolver las dificultades que surgieran de la repartición de agua, ordenar y vigilar las obras de conservación y reparación en los canales. Así mismo, proporcionar informes a la Secretaría de Agricultura y Fomento (AGN. Fondo: Tierras, Año 1768-69; Fondo: Tierras, Año 1682) (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 607, Exp 8783, fs 497-683).

Debido a las ambigüedades, entre 1902 y 1908 se declaró a las corrientes federales como de dominio público y uso común, dependientes de la federación, quedando anulada la propiedad privada sobre las aguas (Birrichiga, 2009). Finalmente, en 1907 el congreso nacional reformuló el artículo 27 de la Constitución de 1857. Esta medida concedió al gobierno federal autoridad para determinar qué aguas eran de jurisdicción federal y expedir las leyes correspondientes para el uso de las mismas. Así surgió la ley del río Magdalena de 1907 que atendía el tema de la medición del caudal, con el fin de distribuir proporcionalmente las tomas asignadas a los propietarios de terrenos agrícolas e industriales. La Secretaría de Gobernación designaría a un grupo de representantes para

integrar a una junta local responsable de regular las disputas entre particulares por el uso, conservación y distribución de las aguas (Kroeber, 1983).

En 1910, el gobierno Porfiriano expidió otra ley federal que reconoció que las aguas de jurisdicción federal eran del dominio público y de uso común, pero esto no implicaba que la venta de las aguas había terminado. Los particulares podían adquirir costosas concesiones, que sólo las grandes empresas conseguían. El agua dejó de ser un bien común o colectivo para convertirse en un bien público que administraría el ejecutivo en beneficio del interés individual, particular o privado. La firma de la constitución de 1927, trajo consigo la expedición de un decreto que establecía una renta federal sobre el uso y aprovechamiento de aguas, que trajo tantos problemas a la Secretaría de Agricultura y Fomento, continuó vigente hasta la expedición de la ley de aguas de propiedad nacional de agosto de 1919. Esta acabó con cualquier tipo de impuesto sobre el uso de las aguas federales. La única excepción era el cobro de derechos a los aprovechamientos destinados a la producción de energía eléctrica (Aboites Aguilar, 1998).

Por otra parte, hacia 1930, el gobierno federal comenzó a considerar el tema del agua potable como un problema nacional, por lo que en 1933, se fundó el Banco Nacional Hipotecario y de Obras Públicas (BNHUOP) con el propósito de impulsar la construcción de obras de equipamiento urbano de manera preferente el agua potable y el alcantarillado (Aboites-Aguilar, 1998). En 1934 el gobierno federal promovió reformas, para que los ayuntamientos contaran con suficiente agua para satisfacer las necesidades de la población, por lo que en 1935 de la mano del Departamento de Salubridad se emite un reglamento para el análisis de la potabilidad de las aguas. Así, es hasta 1940 que el presidente Lázaro

Cárdenas emite un reglamento de ley sobre el servicio público de agua potable en el Distrito Federal (Birrinchiga, 2009).

Finalmente, la centralización del manejo del agua concluyó en 1947 con la creación de la Secretaría de Recursos Hidráulicos. En 1972 se aprobó una ley federal de aguas que buscaba regular la explotación y aprovechamiento de aguas de la nación, limitando las concesiones a 50 años, dando prioridad a los usos domésticos y urbanos sobre los agrarios e industriales (Birrinchiga, 2009). La Secretaría de Recursos Hidráulicos se fusionaría en 1976 con la de Agricultura y Ganadería, para transformarse en la Secretaria de Agricultura y Recursos hidráulicos. En 1980 el gobierno federal impulsó la cesión de competencias y funciones a los estados y municipios, por medio de la Secretaria de Asentamientos y Obras Públicas. La mayor reforma para la participación de los tres órdenes de gobierno, se dio en 1983 con el artículo 115 de la constitución, que asignaba el servicio de agua y alcantarillado a los municipios. A finales de los 1980 se reconoció que el agua debería tener una administración separada del sector usos, por lo que, en 1989 bajo el mandato del presidente Carlos Salinas de Gortari se creó la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), como organismo federal descentralizado de la Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Dado este panorama el primero de diciembre de 1992 se publica la Ley de Aguas Nacionales, que a la fecha sigue vigente en materia de regulación, usos y distribución de las aguas propiedad de la nación (Birrinchiga, 2009).

El manejo del bosque y su relación con el desarrollo económico en la subcuenca

La historia del manejo de los bosques y el agua en la subcuenca se remonta a sus inicios con la ocupación humana en la época prehispánica y su posterior colonización por los españoles; cuando la subcuenca contribuía al abastecimiento del lagos que se encontraba en

el centro de la cuenca. El cerro del Ajusco estaba rodeado de abundantes zonas boscosas que contribuían a la captación y formación de numerosos manantiales (De Gortari y Hernández, 1988). El manejo y conservación de los bosques fue impulsado en México, particularmente en el DF, desde principios del siglo XX por Miguel Ángel de Quevedo, con la instauración de las juntas locales de bosques que tuvieron alcance nacional, originadas por la gran devastación forestal ocurrida en aquellos lugares donde se habían instalado plantas hidroeléctricas, por lo que un área importante de las montañas quedaron deforestadas y los ríos sin el suficiente abasto para dar la fuerza motriz necesaria que requerían las fábricas (Quevedo, 1943). Estos grupos forestales lograron influir en el orden político durante el periodo de 1910-1940, expidiendo una serie de reglamentos sobre el uso de bosques en el sur poniente de la Ciudad de México. Por lo que se podría decir que la cuenca de México se convirtió en el laboratorio de las políticas conservacionistas. De esta manera, la conservación y protección de los recursos hidráulicos tuvo la consigna de que “los bosques protegían los manantiales que abastecían de agua la ciudad, ayudaban a disminuir las inundaciones al fijar la tierra y absorber el agua de lluvias torrenciales” (Vitz, 2011). Sin embargo, la conservación limitó las prácticas populares de los bosques al sur de la ciudad, la nueva autoridad forestal se convirtió en árbitro de los bosques al establecer los usos para los mismos.

En los años del Porfiriato (1876-1911), se impulsó el uso de celulosa como materia prima para la empresa textil y papelera, por lo que se apropiaron de importantes recursos forestales, despojando a muchas comunidades rurales de sus bienes. Así mismo, el ferrocarril propició la explotación de madera que era usada para la producción de energía y la infraestructura ferroviaria.

En 1901 se creó la junta de bosques del Distrito Federal, donde Miguel Ángel de Quevedo fungía como presidente (Quevedo, 1943), proponiendo un ambicioso plan de reforestación y creación de bosques nacionales. Uno de los logros de la junta fue la reforestación a orillas del río Magdalena y el decreto de la zona protectora forestal que fue decretado por el presidente Porfirio Díaz para prevenir las inundaciones y conservar los manantiales al sur de la ciudad (Vitz, 2011). Sin embargo, los decretos y acciones de la junta de bosques no lograron evitar la explotación ilegal por las fábricas de papel y textiles en la cuenca del río Magdalena. De esta manera las políticas forestales no sólo ignoraron las diferencias en las zonas forestales de la ciudad, además tuvieron un efecto negativo en la sociedad, puesto que se privilegia la explotación por parte de las elites y se redujo a su mínima expresión los usos de los pueblos indígenas (*op cit.*).

En 1921 Quevedo creó la Sociedad Forestal Mexicana, la que impulsó la creación de una ley forestal. Esta ley se aprobó bajo el mandato del presidente Calles en el año 1926 y tenía como principal objetivo la restricción y reforestación del bosque, así como el establecimiento de reservas supervisadas por cooperativas forestales (Quevedo, 1943). Es así, como nace en el año 1929 la cooperativa forestal de San Nicolás Totolapan y La Magdalena. Sin embargo, las políticas forestales restrictivas y la necesidad económica crearon un ciclo vicioso: se reforzó la noción de que los campesinos eran irracionales y que era necesario un control paternalista. Entre 1931 y 1932 las cooperativas lograron controlar el mercado forestal, pero esto no significó que las economías clandestinas desaparecieran. La época del gobierno de Lázaro Cárdenas (1934-1940) es considerada como la época de oro del conservacionismo mexicano, se crearon parques nacionales en donde se pensaba no

debería haber reparto de tierras, ya que según el mismo Quevedo, los campesinos no sabían hacer buen uso de los recursos forestales (Quevedo, 1943).

Un ejemplo de lo que ocurría con los bosques en ese momento es lo ocurrido en el río Magdalena: 24 obreros de la zona de la Magdalena censuraron y pidieron el cese de la “tala despiadada” de las zonas permitidas para el uso de las cooperativas. Éstos temían el agotamiento de los recursos hídricos de los que vivían sus comunidades, así como para las fábricas del río Magdalena —“el sostén de miles de obreros” que usaba el agua para producir energía. Algunos vecinos de La Magdalena solicitaron la intervención del gobierno para reducir la explotación de los recursos forestales, citando planes de abastecer a los pueblos del agua potable de varios manantiales (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 599, Exp. 8711, FS 69-72, Año 1967).

Los presidentes Manuel Ávila Camacho y Miguel Alemán, empujaron el cambio de uso de madera por petróleo como fuente de energía y acrecentaron el poder de las fábricas de papel. El presidente de la República Manuel Ávila Camacho estableció como el eje principal del crecimiento del país la industrialización, y en 1941 puso una veda de tala a los bosques del sur de la ciudad, lo cual contribuyó a la crisis de carbón. Sin embargo, en 1947, el presidente Miguel Alemán modifica el estado conservacionista por el de explotación, favoreciendo la deforestación de los bosques por fábricas concesionadas, incluida la fábrica de papel Peña Pobre (Vitz, 2011).

La situación legal actual en la zona

La subcuenca de los ríos Magdalena actualmente cuenta con un acuerdo de protección que data de 1932, en el que se declaró “Zona Protectora Forestal Bosques de la Cañada de Contreras” con una extensión de 3,100 ha, que corresponden a terrenos forestales de la

Hacienda de la Cañada y del Pueblo de la Magdalena. Para proteger el margen del río de las actividades de la Unidad Industrial de Explotación Forestal de la Fábrica de Papel Loreto y Peña Pobre, se declaró en mayo de 1947 como “Zona de Protección Forestal del río Magdalena” a una franja de 12 km desde el nacimiento del río hacia la planicie y 500 metros a cada lado de su cauce. Recientemente, el Programa de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal, publicado en el año 2000, se contrapone parcialmente tanto al acuerdo como al decreto, ya que considera como área natural protegida (ANP) una superficie de solo 215 ha con categoría de Zona Protectora Forestal que cubre desde el cuarto Dinamo hasta los límites con la zona urbana. El área restante de la cuenca se encuentra como Forestal de Conservación y Forestal de Conservación Especial (Ávila-Akerberg, 2009).

Recordar para comprender

En este contexto de transformación de la sub-cuenca, se analizan algunos factores que influyen en su condición actual. En principio, vale la pena explorar que el espacio, a diferencia del lugar, se presenta como una esfera sin significado, como un hecho dado, y a semejanza del tiempo, genera las coordenadas básicas para la vida humana. Ahora bien, cuando las comunidades otorgan significado a una porción de un espacio y luego se identifican con éste, lo hacen un lugar (Creswell, 2004; Lefebvre, 1991). El lugar se define por tres elementos: 1) su locación ¿dónde?; 2) su materialidad ¿de qué está hecho? y 3) el “sentido de lugar” producto de los significados que la gente le atribuye. Conviene apuntar que el espacio implicar movimiento y el lugar indica pausa o raíces. Por lo tanto, el lugar es una aproximación de conceptualización y entendimiento del mundo (Creswell, 2004). En consecuencia, se debe construir un sentido de pertenencia o “un sentido de lugar”, con

apoyo en una geografía moral que incluya a la gente como parte del lugar, que evite su desplazamiento y percepciones de inseguridad (Hayden, 1995; Rademacher, 2011). La intención es devolver a la población su identidad existencial como *insiders* del lugar (Edward, 1976), ya que el lugar constituye el cimiento para la construcción de la sociedad (Malpas, 1999). Para entender los problemas ambientales contemporáneos y construir un futuro sostenible, expertos y legos deben conocer la historia de los lugares y sus comunes, donde la historia oral es un camino para estudiar la interacción humana con el ambiente (Wall, 2014).

Recomendaciones: la conservación en la modernización

La subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava es un claro ejemplo de crecimiento urbano y exclusión, donde se vuelve fundamental caracterizar su identidad a partir de recursos comunes como el agua y el bosque. Este trabajo propone que a partir de la investigación socio-ecológica y la capacitación participativa con la comunidad, se pueden generar iniciativas de manejo y gobernanza del ecosistema.

Las políticas públicas en torno al agua, no pueden seguir favoreciendo la expansión de las vías de comunicación a costa de los únicos ecosistemas locales que mantienen la megaciudad. La solución a los problemas de degradación y desaparición de los ecosistemas fluviales debe favorecer la rehabilitación y la recuperación de sus cauces, hacerlos propios de cada población donde fluyen y que en conjunto con el gobierno local sean los responsables de su manejo y conservación.

Abordar la complejidad de la relación social con la naturaleza en la subcuenca del río

Magdalena-Eslava, en general ha sido poco exitosa para solucionar los problemas ambientales. El enfoque del socio-ecosistema, podría contribuir a disminuir estas limitaciones desde la participación transdisciplinaria para entenderlos, intervenir en ellos de forma participativa y adaptativa y el apoyo institucional que facilitaría la adopción de las propuestas.

Literatura citada

Aboites Aguilar, L. 1998. El agua de la nación: una historia política de México (1888-1946), México, CIESAS.

Ávila-Akerberg, V.D. 2009. Forest quality in the southwest of México City. Assesment towards ecological restoration of ecosystem services. Tesis de Doctorado en recursos naturales, Faculty of Forest and Environmental Sciences, Albert-Ludwigs-Universitat, Germany.

Barbosa Cruz, M. 2005. “Los límites de ‘lo público’. Conflictos por el uso del caudal del río Magdalena en el valle de México durante el Porfiriato”. En: Ensayos, Historias 61, pp. 27-40.

Boulard, P., & Hunhammar, S. 2009. Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics* 29, 293-301. Daily, G.C. (Ed.), 1997. *Nature’s services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC. 392 p.

Costanza, R., D’Arge, R., De Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, k., Naeem, S., O’Nelly, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van den Belt, M., 1997. The value of the World’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Creswell, T. 2004. *Place a Short Introduction*. Blackwell Publishing, USA

Forman, R.T.T. 2014. *Urban Ecology. Science of Cities*, Harvard University Press, USA.

De Gortari Rabiela, H. & Hernández Franyuti, R. *Memoria y encuentros: La Ciudad de México y el Distrito Federal (1824-1928)*. Tomo III. Instituto de investigaciones Dr. José María Luis Mora. México, DF.

Delegación Magdalena Contreras, D.F. 2011 En: <http://www.mcontreras.df.gob.mx/geografia/geomorfo.html>.

Díaz-Caravantes, R.E., Scott, C.A., 2009. Water management and biodiversity conservation interface in Mexico: A geographical analysis. *Applied Geography*. 1-12

Eguiarte, F.A., Uribe, C.F., Ramírez, R.I., Apolinar, B., & Vázquez, M.A. 2002. Evaluación del avance de la mancha urbana sobre el área natural protegida de la Cañada de los Dinamos. *Gaceta Ecológica* (62). <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906205>

Everard, M., & Moggridge, H.L. 2011. Redesccovering the value of urban rivers. *Urban Ecosystem*. DOI 10.10007/S11252-011-0174-7.

GDF (Gaceta Oficial del Distrito Federal). Publicada el 1 de agosto de 2000. http://www.semarnat.gob.mx/temas/ordenamientoecologico/Documents/documentos%20decretados/decreto_df.pdf

Gómez-Baggethun, E., Reyes-García, V., Olsson, P., and Montes, C. 2012. Traditional ecological knowledge and community resilience to environmental extremes: A case study in Doñana, SW Spain. *Global Environmental Change*. 22, 640-650.

Hayden, D. 1995. *The Power of Place: Urban Landscapes as Public History*, MIT Press, Cambridge, MA.

Jujnovsky, J., Almeida-Leñero L., Bojorge-García M., Monges Y.L., Cantoral-Uriza E., & Mazari-Hiriart M. 2010. Hidrologic ecosystem services: water quality and quantity in the Magdalena river, México city. *Hidrobiológica*. 20(2):113-126.

Jujnovsky, J., T. González-Martínez., E. Cantoral-Uriza., y L. Almeida-Leñero. 2012. Assessment of water supply as an ecosystem service in a rural-urban watershed in southwest Mexico City. *Environmental Management*. 49:3. Pp 690-702.

Kroeber, C.B. 1983. *Man, Land and Water, Mexico's Farmlands Irrigation Policies 1885-1911*. Berkeley, Los Angeles London, University of California Press.

Lefebvre, H. 1991. *The Production of Space*. Blackwell, Oxford.

Malpas, J. E. 1999. *Place and Experience: A Philosophical Topography*, University Press, Cambridge.

Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2003. *Ecosystems and human well-being*, Chap 2: Ecosystem and their services. Millennium Ecosystem Assessment.

Neuman, W.L. 2000. *Social Research Methods: Qualitative and Quantitative Approaches*, 4^{ta} ed. Allyn and Bacon, Boston.

PUEC-UNAM (Programa Universitario de Estudios de la Ciudad-Universidad Nacional Autónoma de México). 2008. "Propuesta de diagnóstico integrado de la cuenca del río Magdalena." En Plan Maestro de Manejo Integral y Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del río Magdalena. SMA-GDF, UNAM. PUEC-GDF.

Quevedo, M. A. 1943. Relato de mi vida. México. 50 p.

Rademacher, A. 2011. *Reigning the River: Urban Ecologies and Political Transformation in Katmandu*, Duke University Press, USA.

Robertson, A.H. y T.K. McGee. 2003. Applying local knowledge: the contribution of oral history to wetland rehabilitation at Kanyapella basin, Australia. *Journal of Environmental Management*. 69. Pp 275-287.

UAM-GDF. 2008. Plan maestro de manejo integral y aprovechamiento sustentable de la cuenca del Río Eslava, Distrito Federal (PMRRE). Gobierno del Distrito Federal. En: www.sma.df.gob.mx.

Vitz, M. 2011. La Ciudad y sus bosques. La conservación forestal y los campesinos en el valle de México, 1900-1950. *Estudios de historia moderna y contemporánea de México*, enero-junio: 135-172.
<http://www.historicas.unam.mx/publicaciones/revistas/moderna/vols/ehmc43/480.pdf>

Wall, D. 2014. *The Commons in History Culture, Conflict and Ecology*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England (History for a Sustainable Future)
Páginas de internet

http://www.agua.unam.mx/sacmex/assets/docs/PGIRH_Final.pdf). 2012. Programa Integral de Gestión de los Recursos Hídricos, visión a 20 años. Consultada el 8 de octubre de 2015.

Archivos

Archivo General de la Nación (AGN). GD 110. Fondo: Tierras, Año 1768-69, Vol 933, Exp 1, fs 45.

Archivo General de la Nación (AGN). GD 110. Fondo: Tierras, Año 1682, Vol 129, Exp 1, fs 161.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 206, Exp 4947, fs 178, año 1917

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos superficiales, Caja 1738, Exp 25694, del 15 de abril 1925.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 206, Exp 4949, fs 141, Año 1925.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos superficiales, caja: 2862, epx. 41366, fs 1-8.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos superficiales, Caja 562, Exp 8263, Año 1936.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 607, Exp 8783, Año 1941.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 599, Epx 8711, FS 69-72, Año 1967.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 208, Epx 5013, fs 171, Año 1931.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 207, Exp 4968, fs 180, Año 1934-1935.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 607, Exp 8783, fs 497-683

La calidad del agua como un aspecto de la salud del ecosistema

(Water quality as an ecosystem health component)

Caro-Borrero, Angela Piedad^{1,2}; Carmona-Jiménez, Javier²; y Mazari-Hiriart, Marisa³.*

4. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Coyoacán, 04510, México. D.F. angelacaro23@gmail.com
5. Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencias, UNAM, Coyoacán, 04510, México. D.F.
6. Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, UNAM, Coyoacán, 04510, México. D.F.

Resumen

El impacto de la actividad humana en los sistemas acuáticos se ha evaluado principalmente a través de la naturaleza físico-química que determina la calidad del agua, y ésta a su vez las posibilidades de uso y los probables efectos sobre la salud humana. Otro componente que ha tomado mayor relevancia en los últimos años, es la evaluación del ecosistema a través de las comunidades biológicas llamado biomonitorio, el cual intenta evaluar y dar seguimiento a los cambios espaciales y temporales en el ambiente. Sin embargo, la integración de ambas aproximaciones ha sido controversial ya que se ponderan con distinto valor los parámetros más adecuados para su evaluación y monitoreo. Una propuesta que vincula ambas aproximaciones es la calidad del ecosistema, la cual implica seleccionar los sitios de referencia, los parámetros físico-químicos y organismos indicadores que reflejen el estado y el grado de deterioro de los ecosistemas acuáticos. Este ensayo introduce una revisión teórico-metodológica para las evaluaciones de calidad físico-química del agua y del ecosistema, partiendo de la premisa de que el beneficio de la provisión del agua, responde a una serie de procesos que reflejan el estado del funcionamiento del ecosistema de manera

holística; por lo que un enfoque no necesariamente es mejor que el otro, simplemente responde a diferentes objetivos y perspectivas de investigación, brindando información complementaria.

Palabras clave: Calidad del agua, contaminación acuática, índices bióticos, integridad ecológica.

Abstract

The human impact on aquatic ecosystems has been assessed through water quality analyses, which are determine their physical-chemical, properties, as well as its relationship with human health, according to the different uses. Another analysis component that has been increasingly used in recent years, it is the evaluation of the ecosystem through biological communities, or biomonitoring, which aims to assess spatial and temporary changes in the environment. However, the interaction between these methods has been controversial, due to opposing scale of parameter scores. An integrative approach is to evaluate the ecosystem's quality, which means that reference sites, physicochemical parameters and indicator organisms must be selected in order to have a better characterization of the aquatic ecosystem's condition in a given time and space setting. This paper introduces a theoretical and methodological review for both types of assessment, based on the premise that the benefit of the provision of water, responds to a series of processes that reflect the ecosystem functioning holistically; so an approach is not necessarily better than the other, these different approach answer different research objectives and perspectives, offering complementary information. Some inter-disciplinary research perspectives in aquatic ecosystems and public policy making are presented.

Key words: Biotic indices, ecological integrity, water contamination, water quality.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos epicontinentales han sido el recurso natural estratégico para el mantenimiento de la diversidad biológica y de las principales civilizaciones humanas. Su integridad se ha modificado históricamente por efecto de los disturbios antropogénicos, ocasionando cambios en su estructura y función (Maass y Cotler, 2007). Los problemas asociados con la calidad del agua requieren ser evaluados a una escala de cuenca que representa la unidad territorial más amplia (Maass y Cotler, 2007). Esta visión facilita incorporar estos efectos en el ecosistema, y en el socio-ecosistema (Maass y Equihua, 2015), ya que determina la salud del ecosistema y la salud humana tanto a nivel local como regional, así como los cambios en su integridad en el corto y el largo plazo.

Esta reflexión conlleva a incorporar los elementos de calidad de agua en el concepto de “calidad ecológica”, que es definido como la expresión del estado de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y está determinado por los elementos biológicos, fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos (Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). La calidad ecológica está influenciada por la morfología, geología y clima de cada una de las cuencas hidrológicas y características locales como el uso de suelo, la hidrodinámica local, procesos biológicos y la vegetación de ribera (Munné y Prat, 2004).

En este sentido, el estudio, la determinación y el monitoreo de los parámetros que permitan establecer la calidad del agua y la calidad ecológica, han sido el principal motivo para establecer leyes y normas que indiquen los métodos de análisis e interpretación de datos.

Así mismo ha sido necesario el establecimiento de umbrales de evaluación, es decir, de límites máximos permisibles, que permitan asegurar la calidad, disponibilidad y sostenibilidad de los recursos provenientes de ecosistemas acuáticos (Ahuja, 2013). En la actualidad, el desarrollo de las grandes ciudades del orbe depende de las fuentes de agua superficial. Sin embargo, las acciones socio-económicas y las políticas públicas en ocasiones son adversas para su mantenimiento, ya que son ecosistemas altamente vulnerables y están sujetos a diferentes fuentes de contaminación, principalmente a través de procesos de enriquecimiento de compuestos que provienen de la actividad urbana y/o industrial (Boyacioglu *et al.*, 2013; Allen *et al.*, 2006).

Dadas estas bases, el presente ensayo es una revisión de conceptos y metodologías asociadas con las de evaluación de la calidad del agua y calidad ecológica como enfoques complementarios, partiendo de la premisa de que el beneficio de la provisión del agua, responde a un serie de procesos que reflejan el estado del funcionamiento del ecosistema. Se discuten diferentes perspectivas en la evaluación de los sistemas acuáticos y su relación con las presiones más importantes a las que están expuestos. Se plantean los problemas en la determinación de la escala de evaluación, y los métodos que responden eficientemente a las necesidades, no sólo de investigación científica, sino también de implementación de políticas públicas que favorecen la conservación y el bienestar del socio-ecosistema.

La calidad del agua, un enfoque desde la perspectiva antropogénica

La evaluación de calidad del agua, puede ser definida como el proceso global de evaluación de los componentes físicos, químicos y biológicos del agua, en relación con el uso y los

efectos en la salud humana (Chapman, 1996), así como de las características naturales que sustentan la vida acuática (Chydia *et al.*, 2011). El estado prístino del agua se puede modificar por la incorporación de elementos ajenos al sistema, considerados contaminantes provenientes de fuentes puntuales¹ y difusas². La contaminación difusa es la más común, y se relaciona con parcelas agrícolas y el desarrollo urbano no regulado (Chydia *et al.*, 2011). Las fuentes puntuales se asocian con vertimientos domésticos y desechos industriales (Cotler e Iuria, 2009). Las fuentes mixtas son una mezcla de las dos anteriores e incluyen aportes urbanos y disposición de residuos industriales (Ahuja, 2013; Larsen *et al.*, 2013; Acosta *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 1999) (Tabla 1).

La calidad del agua para uso y consumo humano responde a la legislación de cada país (Ahuja, 2013; Larsen *et al.*, 2013; Abbassi y Abbassi, 2012). En México, se encuentra regulada para las fuentes de abastecimiento en primera instancia por la Ley Federal de Derechos en Materia de agua (LFD, 2014) y las disposiciones específicas a través de la Norma Oficial Mexicana (NOM), NOM-127-SSA1-1994, actualizada por última vez en el año 2000. Respecto a la protección y mantenimiento del equilibrio de los cuerpos de agua y cuencas, las recomendaciones son establecidas por la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) (DOF, 2013), y un acuerdo vigente desde 1989 que establece criterios ecológicos de calidad del agua para el soporte de la vida acuática epicontinental y marina (DOF, 1989). Finalmente la NOM001-ECOL-1996-SEMARNAT,

¹ Entrada de contaminación que puede relacionarse con una única salida (Chapman, 1996).

² Contaminación que no puede ser adscrita a un solo sitio o una sola actividad humana, con diversos sitios de influencia sobre el curso de agua superficial o subterránea (Chapman, 1996; Cushing y Allan, 2001).

que establece los límites máximos permisibles para las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua y bienes nacionales (DOF, 1997).

Tabla 1. Resumen de las principales fuentes de contaminación antropogénica en sistemas acuáticos (Chapman, 1996; Cushing y Allan, 2001)

Fuente	Bacterias	Nutrientes	Elementos traza	Plaguicidas /Herbicidas	Micro contaminantes orgánicos industriales	Grasas y aceites
Atmósfera		✓	✓✓✓G	✓✓✓G	✓✓✓G	
<i>Fuentes puntuales</i>						
Aguas residuales	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	✓	✓✓✓	
Efluentes industriales		✓	✓✓✓G		✓✓✓G	✓✓
<i>Fuentes difusas</i>						
Agricultura	✓✓	✓✓✓	✓	✓✓✓G		
Dragado		✓	✓✓✓	✓✓	✓✓✓	✓
Navegación y puertos	✓	✓	✓✓		✓	✓✓✓
<i>Fuentes mixtas</i>						
Escurrimientos urbanos y disposición de residuos	✓✓	✓✓✓	✓✓✓	✓✓	✓✓	✓✓
Disposición de residuos industriales		✓	✓✓✓	✓	✓✓✓	✓

✓: baja significancia local; ✓✓: moderada significancia local/regional; ✓✓✓: alta significancia local/regional; G: globalmente significativo.

Las clases de calidad del agua son una aproximación legal muy general para el reconocimiento del estado de alteración de un cuerpo de agua, éstas cumplen con estándares internacionales que determinan los elementos químicos y biológicos que puedan representar un peligro para la salud humana (Caroni *et al.*, 2013). La ley establece que el agua para uso recreativo humano puede tener contacto directo, aunque no considera que su ingesta puede representar riesgos a la salud. El agua para uso agrícola puede tener ciertos elementos químicos y biológicos, siempre y cuando estén en concentraciones que no ocasionen efectos en la salud. Pero no prevé que algunos elementos químicos u organismos patógenos pueden ser adsorbidos y/o acumulados por los cultivos agrícolas (Larsen *et al.*, 2013; Gordolla, 2011).

Para evaluar rápidamente la calidad del agua con parámetros fisicoquímicos, se determinan los sólidos disueltos totales, el potencial óxido reducción y la concentración de oxígeno disuelto (Larsen *et al.*, 2013; Gordalla, 2011). El contenido mineral a través de medidas como la conductividad eléctrica o los sólidos disueltos totales, que es una característica esencial de la calidad del agua, es resultado del balance entre la disolución y la precipitación (Chydia *et al.*, 2011). El oxígeno influencia la solubilidad de los metales, y es esencial para todas las formas de vida. También se sugiere considerar la temperatura y el pH, que son importantes en diversos procesos químicos y biológicos a nivel celular (Kocer *et al.*, 2014).

Algunas agencias internacionales como la Agencia de Protección ambiental (USEPA por sus siglas en inglés), sugiere que los estándares de calidad de agua pueden ser de dos tipos: los primarios, legalmente obligatorios y los secundarios, los cuales no son obligatorios de evaluar y están diseñados para medir contaminantes que pueden ocasionar efectos estéticos

y/o dermatológicos (Carlson, 2012). Como elementos primarios, se evalúa la concentración de los nutrientes (iones menores y mayores) esenciales para los diversos procesos biológicos. Por ejemplo, los iones menores como el fósforo y el nitrógeno generalmente son limitantes para el crecimiento de los organismos acuáticos en ambientes limpios (Smith *et al.*, 1999; Chapman, 1996); por el contrario, una elevada concentración podría estar relacionada con el crecimiento desproporcionado de organismos en ambientes que reciben desechos agrícolas, urbanos o de pastoreo (Larsen *et al.*, 2013; Ouyang *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 1999). La concentración de los iones mayores depende principalmente del origen geológico, cambio climático y las condiciones geográficas locales (Larsen *et al.*, 2013). Por ejemplo, el sodio se encuentra en todas las aguas naturales ya que es altamente soluble, es abundante y su incremento se asocia a descargas de aguas residuales en lugares donde el aporte natural es bajo (Chapman, 1996). El aporte de calcio y magnesio depende del proceso de intemperismo de las rocas; a diferencia del potasio, que proviene en mayor medida de la industria y fertilizantes agrícolas (Ahuja, 2013). Finalmente la evaluación de los elementos traza es importante, ya que son parte del mantenimiento de diversas funciones fisiológicas de los organismos (Kocer *et al.*, 2014; Gordalla, 2011). Otros elementos primarios son la Demanda Bioquímica de Oxígeno a lo largo de cinco días (DBO₅) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). La primera relaciona las descargas de materia orgánica con la degradación y el consumo de oxígeno por los organismos; y la segunda con la degradación de materia orgánica por medios químicos (Abbassi y Abbassi, 2012; Ouyang *et al.*, 2006; Sládeček y Tucek, 1975) (Tabla 2).

Los contaminantes orgánicos incluyen mezclas complejas de origen doméstico u hospitalario, como lo son las hormonas o productos farmacéuticos (los cuales pueden

modificar funciones fisiológicas tanto en los organismos acuáticos como en humanos) conocidos como disruptores endócrinos, así como el aporte de derivados de combustibles o disolventes industriales (Larsen *et al.*, 2013; Gordalla, 2011).

Los microorganismos, como las bacterias, son indicadores de descargas de agua residual y/o de animales, provienen de aguas contaminadas con excretas y son ampliamente reconocidas en la legislación por su distribución global, fácil colecta y cultivo, además, son indicadores de otros microorganismos potencialmente patógenos para el humano (Abbassi y Abbassi, 2012; Meng, 2009; DOF, 1994).

En general, la evaluación de la calidad del agua incluye todos los parámetros mencionados, por lo que una sola medida no proporciona suficientemente información (Ahuja, 2013; Boyacıoglu *et al.*, 2013; Caroni *et al.*, 2013; Larsen *et al.*, 2013). Por lo tanto, es necesario establecer una línea base de caracterización de los cuerpos de agua con el mayor número de parámetros que permitan determinar aquellas variables que responden a los impulsores de cambio propios de cada cuenca, y que son susceptibles de ser monitoreadas por su capacidad informativa.

Tabla 2. Selección de variables para evaluar calidad de agua de acuerdo con su uso (Modificado de Chapman, 1996).

VARIABLES/USOS	Monitoreo	Vida acuática y pesquerías	Fuentes abastecimiento público	Recreación	Irrigación	Ganado
<i>Variables generales</i>						
Temperatura	✓✓✓	✓✓✓		✓		
Color	✓✓		✓✓	✓✓		
Olor			✓✓	✓✓		
Sólidos suspendidos	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓		
Turbidez/transparencia	✓	✓✓	✓✓	✓✓		
Conductividad específica	✓✓	✓	✓		✓	
Sólidos disueltos totales		✓	✓		✓✓✓	✓
pH	✓✓✓	✓✓	✓	✓	✓✓	
Oxígeno disuelto	✓✓✓	✓✓✓	✓		✓	
Dureza		✓	✓✓			
Clorofila a	✓	✓✓	✓✓	✓✓		
<i>Iones menores ó nutrientes</i>						
Amonio	✓	✓✓✓	✓			
Nitratos/Nitritos	✓✓	✓	✓✓✓			✓✓
Fósforo o Fosfatos	✓✓					
<i>Materia orgánica</i>						
COT	✓✓		✓	✓		
DQO	✓✓	✓✓				
DBO	✓✓✓	✓✓✓	✓✓			
<i>Iones mayores</i>						
Sodio	✓		✓		✓✓✓	
Potasio	✓					
Calcio	✓				✓	✓
Magnesio	✓✓		✓			
Cloro	✓✓		✓		✓✓✓	
Sulfatos	✓		✓			✓
<i>Elementos traza</i>						
Metales pesados		✓✓	✓✓✓		✓	✓
Arsénico y selenio		✓✓	✓✓		✓	✓
<i>Contaminantes orgánicos</i>						
Aceites e hidrocarburos		✓	✓✓	✓✓	✓	✓
Disolventes orgánicos		✓	✓✓✓			✓
Fenoles		✓	✓✓			✓
Plaguicidas		✓✓	✓✓	✓		✓
<i>Indicadores microbiológicos</i>						
Coliformes fecales			✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	
Coliformes totales			✓✓✓	✓✓✓	✓	
Organismos patógenos			✓✓✓	✓✓✓	✓	✓✓

COT: Carbón orgánico total; DQO: demanda química de oxígeno; DBO: demanda bioquímica de oxígeno. Probabilidad de que la concentración de la variable se vea afectada y es importante que se incluya en un programa de monitoreo: ✓-menor, ✓✓- media y ✓✓✓-alta.

Legislación en materia de agua: México y la Ciudad de México

En México, La Ley Federal en Materia de Agua (LFD, 2014) establece los derechos y cobros por concesiones de agua para cuatro tipos de uso: fuente de abastecimiento para uso público urbano, riego agrícola, protección a la vida acuática en agua dulce (incluye humedales) y agua costera y estuarios (CONAGUA, 2013). Establece los parámetros y los límites máximos permisibles que deben ser evaluados por los contribuyentes de las concesiones cada tres meses sobre una muestra simple, tomada en un día normal de operación y sea representativa del proceso de descarga de aguas residuales.

En materia de protección con fines ecológicos, la LGEEPA (DOF, 2013) establece directrices acerca de la conservación de los ecosistemas como patrimonio de la sociedad. Esta ley se convierte en una amplia lista de recomendaciones que deben ser ejecutadas por los gobiernos locales, para lograr que se mantenga un equilibrio entre los asentamientos humanos y las condiciones ambientales en materia de prevención y control de la cantidad y calidad del agua.

Los límites mínimos y máximos permisibles son establecidos en un acuerdo (DOF, 1989) que considera la vida acuática y la calidad de agua para beber, para riego, actividades de acuicultura y uso pecuario. Sin embargo, la gran diversidad de condiciones ambientales derivadas de distintos orígenes geológicos e influencia climatológica registradas en el país, así como la ausencia de los métodos que definieron los límites de calidad, sugieren que estas generalizaciones no sean aplicables en todos los cuerpos de agua y por lo tanto, es necesario aplicar con cautela las recomendaciones de la ley. Por otra parte, la revisión de las disposiciones legales en materia de calidad de agua establecidas por la Secretaría de

Salud (SS) y la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (Tabla 3) (<http://www.conagua.gob.mx>), hace evidente la falta de coordinación federal para unificar los criterios que permitan monitorear la calidad en diversos sistemas acuáticos. Además, tampoco es claro de qué manera estos límites fueron establecidos para preservar la vida acuática en toda la diversidad de ambientes.

La incorporación de indicadores biológicos en la reglamentación, sólo es a través de bacterias del grupo de coliformes fecales, un parámetro importante para los usos de agua que involucran actividades humanas, de crianza de animales y riego; sin embargo, es poco predictivo para evaluar la integridad del ecosistema (Larsen *et al.*, 2013; Friberg *et al.*, 2011; Gordalla, 2011).

Recientemente en México se estableció la norma NMX-AA-159-SCFI-2012 (DOF, 2012) que incluye otros indicadores para conservar y proteger las condiciones ambientales fomentando el equilibrio ecológico. La incorporación de parámetros relacionados con el régimen hidrológico y el caudal ecológico, es una buena aproximación para considerar aspectos que favorezcan las condiciones ecológicas que mantienen la función del ecosistema, como por ejemplo, la capacidad de autodepuración de elementos contaminantes, el transporte de nutrientes y el soporte de las comunidades acuáticas.

En el Distrito Federal, están en vigencia la Ley Ambiental del D.F. (GODF, 2000) y la Ley de Aguas del Distrito Federal (GODF, 2003). Ambos instrumentos legales promulgan la conservación y/o restauración del equilibrio ecológico, así como el manejo sostenible de los mismos. Las leyes principalmente hacen referencia a evitar la transformación y alteración física de los cauces. Esta propuesta de ley incluye el concepto de la gestión integrada de los recursos hídricos como estandarte para promover la participación de la sociedad y rescatar el conocimiento tradicional y su relación con el uso y manejo de los recursos naturales (GODF, 2000). Este aspecto es muy importante para que las consideraciones antropogénicas y ecológicas sean compatibles con los objetivos de desarrollo sostenible (Maass y Equihua, 2015). Sin embargo, el crecimiento desmedido de la población y la

necesidad de proporcionar servicios urbanos, alteran la aplicación de la ley y siga promoviéndose la contaminación de los ríos con descargas domésticas, la alteración de la zona de ribera, la planicie de inundación y en muchos casos, la transformación del cauce por la construcción de colectores marginales (Legorreta, 2009).

Tabla 3. Leyes y normas mexicanas para evaluar calidad de agua con base en su uso y los parámetros considerados (CONAGUA, 2013).

Norma Oficial Mexicana (NOM)/Parámetros considerados	FT mg/L	NT mg/L	NO ₃ mg/L	NO ₂ mg/L	NH ₄ mg/L	SO ₄ mg/L	CF-UFC CT- UFC/100 ml	SST mg/L	Turbidez NTU
LFDMA. 2013. Abastecimiento público urbano ^{+, ++}			✓	✓			✓	✓	✓
LFDMA. 2013 Riego agrícola ⁺								✓	
LFDMA. 2013 Protección a la vida acuática: agua dulce y humedales ^{+, ++}								✓	
LFDMA. 2013 Protección a la vida acuática: costeras y estuarios ^{+, ++}			✓	✓				✓	
Modificación a la NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano.			✓	✓	✓	✓	✓		✓
NOM-001-ECOL-1996 Contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Ríos/lagos/lagunas y presas	✓	✓					✓	✓	
NOM-002 ⁺ -SEMARNAT-1996. Contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal								✓	

NOM 003 ⁺⁺ SEMARNAT-1997 - contaminantes para aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.			✓	✓
NOM-SSA1-250-2007. Agua para uso y consumo humano. sistemas de abastecimiento		✓	✓	✓
NOM-089-ECOL-1994. Contaminantes en las descargas residuales a cuerpos receptores provenientes de las actividades de acuicultura	✓	✓		✓
NOM-015-CONAGUA-2007. Infiltración artificial a los acuíferos	✓	✓		✓

LFDMA: Ley Federal de Derechos en Materia de Agua.

(+) Se establecen límites máximos para grasas y aceites, arsénico, cadmio, cianuro, cobre, mercurio, níquel, plomo y zinc totales, cromo hexavalente y temperatura, pH, sabor, color y olor.

(++) Se establecen límites para Helmintos (h/l), aceites y grasas, DBO₅, metales pesados y compuestos orgánicos.

La calidad ecológica

Existen variables que son inherentes a la hidrodinámica de los cuerpos agua y que son informativas sobre el estado de conservación, como la velocidad de corriente, la descarga y el nivel del agua (Caroni *et al.*, 2013; Acosta *et al.*, 2009). La velocidad del agua afecta la disponibilidad, asimilación y transporte de diversos compuestos químicos. La descarga, determina la cantidad del material en suspensión, material disuelto y el nivel del agua permite determinar el régimen hídrico (Ouyang *et al.*, 2006; Chapman, 1996). Estos parámetros tienen una variación espacial y temporal que debe ser incluida en la interpretación de los resultados. Por ejemplo, la variación diaria podría determinar la estratificación o mezcla en la columna del agua, o presentar periodos de luz y oscuridad. Esta modificación puede afectar los ciclos biológicos y/o biogeoquímicos. O bien, la

variación mensual muestra una conexión con factores estacionales y principalmente con cambios hidrológicos (Ouyang *et al.*, 2006; Chapman, 1996).

Las composición y estructura de las comunidades biológicas funcionan en muchas ocasiones como un subrogado de las funciones del ecosistema (Merritt y Cummins, 2007).

El uso de los organismos como indicadores es denominado biomonitoreo, definido como el uso de la biota para evaluar y dar seguimiento a los cambios en el medio ambiente (Abbasi y Abbasi, 2012; Friberg *et al.*, 2011; Meng *et al.*, 2009). La ventaja de usar la biota nativa es el reflejo de los efectos de las condiciones dadas en los cuerpos de agua por periodos de tiempo prolongado (Merritt *et al.*, 2008). Así como detectar tendencias y proveer información que permita establecer relaciones causa-efecto (Verdonschut *et al.*, 2013; Friberg *et al.*, 2011; Ouyang *et al.*, 2006). La información que podemos obtener de los indicadores depende de su propia naturaleza, sus historias de vida, la sensibilidad a contaminantes y la facilidad con la que puedan indicar cambios (Boyacıoğlu *et al.*, 2013; Acosta *et al.*, 2009; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009) (Tabla 4).

Tabla 4. Ventajas y desventajas de grupos de organismos como indicadores

(Chapman, 1996; de la Lanza, 2000; Carter *et al.*, 2006; Mohapatra, 2008)

Organismos	Ventajas	Desventajas
Bacterias	Metodología bien desarrollada. Rápida respuesta a cambios, incluyendo contaminación fecal. Fácil muestreo. Útiles en todo tipo de aguas, buen tiempo de supervivencia y la densidad de organismos indicadores puede tener relación directa con el grado de contaminación fecal.	Células no siempre originadas en el punto de muestreo. Poblaciones recuperadas rápidamente de contaminación continua e intermitente.
Bacteriófagos	Indicadores apropiados de contaminación fecal viral porque la estructura, la morfología, el tamaño y su comportamiento en sistemas acuáticos esta relacionado con virus entéricos.	Requieren de experticia en el montaje de pruebas y experimentos para su identificación e interpretación de los datos.
Protozoos	Valores saprobios bien conocidos. Rápida respuesta a cambios, fáciles de muestrear.	Se requiere experiencia taxonómica. Células no siempre originadas en el punto de muestreo, las especies indicadoras tienden a encontrarse en ambientes naturales.
Algas	Tolerancia a la contaminación bien documentada. Muestran niveles de eutrofización e incremento en la turbidez, especificidad por un régimen de nutrientes, para indicadores eutróficos el crecimiento puede ser muy rápido y para oligotróficos la tasa de crecimiento puede ser sensible a cambios en los nutrientes.	Se requiere experiencia taxonómica. No son muy útiles en casos de contaminación orgánica o fecal.
Macroinvertebrados	Diversidad de formas y hábitats. Muchas especies sedentarias pueden indicar efectos en el sitio de muestreo. La comunidad entera puede responder a cambios. Las especies de larga vida pueden indicar efectos integrados sobre el tiempo sobre perturbaciones regulares o intermitentes. Muestreo cualitativo fácil. Buenas claves taxonómicas disponibles.	Muestreo cuantitativo difícil. El tipo de sustrato es muy importante cuando se hace el muestreo. Las especies se pueden mover a la deriva en el agua. Es necesario conocer sus ciclos de vida para interpretar la ausencia de especies. Algunos grupos son difíciles de identificar porque aún no se conocen bien. Falta establecer mejor la relación entre algunas presiones particulares y los parámetros de los ensambles comúnmente usados.
Macrofitas	Especies fáciles de ver e identificar, usualmente se encuentran juntas. Buenos indicadores de sólidos suspendidos y enriquecimiento con nutrientes. Muy buen crecimiento y cambio en la composición de especies que responde a las condiciones ecológicas del cauce.	Respuestas a la contaminación débilmente documentadas. A menudo tolerantes a contaminación intermedia. Presentan patrones estacionales.
Peces	Métodos bien desarrollados. Efectos fisiológicos inmediatos que pueden ser obvios. Pueden indicar efectos en la cadena alimenticia, fácil identificación.	Especies pueden migrar para evitar la contaminación.

Los bioindicadores

Los bioindicadores son organismos o un conjunto de organismos que proporcionan información sobre la calidad del ambiente o parte de él y responden a los cambios en las condiciones del ecosistema, básicamente por alteraciones en las entradas de materia orgánica (Market *et al.*, 2003). Un buen bioindicador, es aquel organismo que muestra una respuesta predecible a una presión, tiene una baja variabilidad natural y presenta respuestas independientes entre las causas naturales y las antropogénicas (Cortés *et al.*, 2013).

En microbiología el concepto de organismo índice, es utilizado para identificar un tipo de contaminación del agua y está enfocado a evaluar el riesgo a la salud humana por la presencia de patógenos o microorganismos oportunistas (Goodrige y Steiner, 2012; Mohapatra, 2008). Este tipo de indicadores están incluidos en las normas oficiales y deben cumplir con las siguientes características (Goodrige y Steiner, 2012): i) estar presentes sólo cuando lo están los patógenos, ii) no proliferan en el ambiente, iii) estar presente en cantidades iguales o mayores que el patógeno y que no sean patógenos, iv) estar presentes con formas de resistencia cuando las condiciones no son favorables y cuando el agua ha sido tratada para eliminar los patógenos, y v) que sea posible realizar bioensayos. Una vez elegido el organismo índice, se deben seleccionar las métricas bajo las cuales se va a evaluar su respuesta al cambio (Cortés *et al.*, 2013).

Generación de índices: antecedentes y criterios

El concepto de índice de calidad de agua (WQI, por sus siglas en inglés; ICA, en español), fue introducido hace aproximadamente 160 años. Su desarrollo, estuvo motivado por la evaluación de los efectos de la contaminación antropogénica en los cuerpos de agua (Abbassi y Abbassi, 2012). Sin embargo, durante la primera mitad del siglo XX los índices se enfocaron en los contaminantes químicos y no fue hasta 1964 que se incorporaron

parámetros biológicos (Abbassi y Abbassi, 2012; Carter *et al.*, 2006). El desarrollo de índices biológicos han sido ampliamente aceptado y tuvieron su mayor expansión durante la década de los años 70 (Friberg *et al.*, 2011), como una medida que refleja la calidad del ecosistema (Meng *et al.*, 2009; Carter *et al.*, 2006). A través de una expresión numérica que refleja una respuesta biológica, y que determina la tolerancia o intolerancia de los organismos a la contaminación, principalmente orgánica (Rosenberg *et al.*, 2008). Estos índices usualmente están compuestos de la suma de los valores de tolerancia de las familias típicamente indicadoras (Merritt *et al.*, 2008; Kolkwitz y Marson, 1909) y son geográficamente específicos, donde una combinación de observaciones en campo y de experimentos en el laboratorio es muy útil para desarrollar índices bióticos (Rosenberg *et al.*, 2008).

En México se empleaba desde 1990 el ICA, que agrupaba de manera ponderada 18 parámetros fisicoquímicos (entre ellos, la DBO₅, oxígeno disuelto, coliformes, fosfatos, pH y sólidos suspendidos totales), considerando valores en una escala de 0 a 100, siendo el mayor valor mejor calidad, con cinco niveles de calidad de agua (Aboites *et al.*, 2008). Entre 2000 y 2001 estos niveles de calidad se redujeron a tres y en 2002 se regresaron a los cinco niveles de calificación. Entre 2002 y 2006 se decidió evaluar la calidad del agua mediante dos parámetros: DQO que hace referencia a la contaminación de origen químico y DBO₅ a la contaminación de origen microbiológico. Desde 2004 la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) dejó de utilizar el ICA, por una nueva propuesta, que se monitorea en la mayoría de las condiciones de las estaciones de medición de la Red Nacional de Monitoreo. Estos indicadores son la DBO₅, la DQO y los sólidos suspendidos totales que muestran la influencia antropogénica por la presencia de centros urbanos e industriales

(Aboites *et al.*, 2008). Aunque las normas oficiales (DOF, 1994) y acuerdos (DOF, 1989) en México establecen diversas variables para la evaluación de la calidad del agua, en la práctica no se lleva a cabo, lo cual genera poca certidumbre y transforma la evaluación de la calidad del agua a nivel nacional en un tema poco transparente o con carencia de información confiable (Aboites *et al.*, 2008).

La evaluación de la función del ecosistema

La construcción y evaluación de los índices de calidad del ecosistema están determinados por la combinación de varias métricas, las cuales reflejan de manera integral la estructura y función del ecosistema (Caroni *et al.*, 2013; Friberg *et al.*, 2011). Existen cuatro enfoques que son comúnmente aplicados para su desarrollo (ter Braak y Prentice, 1988): i) análisis de gradiente directo, que relaciona la abundancia o probabilidad de ocurrencia de los taxa con las variables ambientales; ii) de inferencia, donde la composición de especies de la comunidad es usada para inferir las variables ambientales; iii) de gradiente indirecto, en el cual los datos de las especies son interpretados en términos de los gradientes ambientales; y iv) de ordenación, se construyen ejes de variación a partir de la composición de la comunidad y se optimiza su ajuste a las variables ambientales.

Otro enfoque que permite obtener información acerca de la función y estructura del ecosistema es el de grupos funcionales. Se basa en las categorías de alimentos y las poblaciones que se adaptan morfo-fisiológicamente para su obtención. Estas adaptaciones han evolucionado en el espacio y en el tiempo por lo que son rasgos que relativamente se mantienen relativamente fijos (Merritt y Cummins, 2007). Las ventajas de usar los grupos funcionales es que resuelve en buena parte el problema de la identificación taxonómica compleja de los insectos, en particular, porque la similitud en las estructuras alimenticias

son parte de una evolución convergente que se mantiene a través de los diferentes taxa (Cummins *et al.*, 2005). Este enfoque permite realizar evaluaciones numéricas o con biomasa de los diferentes organismos representativos de los grupos funcionales, además es sensible a los cambios relacionados con la estructura y función de los ríos, tal y como lo predice la teoría del continuo del río (Vannote *et al.*, 1980), y reduce las ambigüedades derivadas de la identificación taxonómica (Merritt y Cummins, 2007). Es particularmente sensible a los impactos del cambio de uso de suelo dentro de las cuencas, especialmente en las zonas riparias donde el cambio en la vegetación ribereña afecta la dinámica del ecosistema (Cummins *et al.*, 2005). La viabilidad de esta aproximación en zonas con alta influencia urbana y por lo tanto un cambio continuo del uso del suelo, lo hace muy práctico en zonas de transición o en áreas conservadas con influencia urbana.

Los organismos bentónicos, son con frecuencia seleccionados para evaluar la calidad del ecosistema desde los diferentes enfoques aquí planteados, porque, son relativamente sedentarios y difícilmente podrán evitar un deterioro en la calidad del agua, del sedimento y en general del ecosistema (de la Ossa-Carretero *et al.*, 2012). Pueden reflejar la influencia de presiones en el ambiente tanto acuático como terrestre y su interfase, además, son capaces de identificar degradación en el ecosistema, antes de ser detectado por medio de parámetros fisicoquímicos (Koperski, 2011; Kenney *et al.*, 2009; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). Estas características de degradación incluyen: i) la cantidad y calidad de los recursos alimenticios, ii) la calidad del hábitat (*i.e.* estructura del lecho fluvial), iii) los regímenes de los flujos de agua, iv) la calidad del agua, v) las interacciones bióticas y vi) la condición de la zona ribereña (FEM, 2011; Kenney *et al.*, 2009; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009; Pardo *et al.*, 2004).

Debido a las múltiples opciones para seleccionar métricas, parámetros y/o una combinación de estos, como subrogados cercanos de las funciones del ecosistema, existen propuestas como la de Lui y colaboradores (2012), que sugieren tomar en principio todos los parámetros descritos en las legislaciones del país y posteriormente elegir aquellos que exceden en más de 1% los límites máximos permitidos. Otra forma, es a través de modelos estadísticos; seleccionando los que tienen mayor peso y proporcionan la mayor información sobre los cambios en la estructura y composición de las comunidades o ensambles biológicos en el espacio y el tiempo (Meng *et al.*, 2009; Ouyang *et al.*, 2006).

Un aspecto relevante de la evaluación de la calidad ecológica y de la calidad del agua es la selección adecuada de los puntos a monitorear. Esta selección, debe incluir un sitio con las condiciones de referencia que permitan establecer las características base para una región determinada, con la cual se pueda contrastar la información obtenida en otros sitios y en diferentes temporadas del año (Bonada *et al.*, 2002).

La suficiencia taxonómica

El análisis de la variación espacial y temporal de los organismos en su ambiente es necesaria para desarrollar y probar hipótesis sobre los procesos y mecanismos ecológicos. Sin embargo, esta comprensión depende de la escala taxonómica con la que se evalúe el ecosistema (Anderson *et al.*, 2005). Las escalas se convierten en un aspecto importante cuando se plantean los objetivos de una investigación, donde la resolución no sólo es espacio-temporal, sino que también involucra a los organismos. Ellis (1985) definió el concepto de suficiencia taxonómica (ST), como la identificación de un taxa al nivel o resolución mínima necesaria, que permita detectar los cambios en los ensambles de poblaciones y comunidades, expuestas a presiones ambientales.

Aunque los índices bióticos a nivel de familia responden adecuadamente a los niveles de contaminación, en zonas con alta diversidad de especies por familia pueden llevar a conclusiones erróneas sobre la calidad ecológica del ecosistema; ya que, dentro de la familia, pueden existir diferentes niveles de tolerancia (de la Ossa-Carretero *et al.*, 2012).

Las categorías taxonómicas supraespecíficas, son importantes como bioindicadores si se toma en cuenta la estructura jerárquica de las respuestas al estrés de los taxa (Olsgard *et al.*, 1998). Esta hipótesis supone que a medida que se incrementa el estrés tóxico, se excede la capacidad de adaptación de las especies, el género, la familia, y así sucesivamente. Por lo que este impacto se manifiesta en niveles taxonómicos más altos. Si aumenta la perturbación, los gradientes faunísticos empiezan a ser más fuertes, y entonces la identificación de niveles taxonómicos por encima de especie puede permitir la identificación de cambios en la estructura de la comunidad (Olsgard *et al.*, 1998; Ferraro y Cole, 1990). Sin embargo, este supuesto se puede aplicar en aquellas zonas donde la diversidad de especies esperada es baja (de la Ossa-Carreteto *et al.*, 2012).

Un inconveniente para identificar a las especies es la necesidad de un taxónomo experto que pueda reconocer los caracteres diagnósticos y su clasificación ecológica, por ejemplo, formas de alimentación y de vida (de la Ossa-Carretero *et al.*, 2012). La taxonomía de los macroinvertebrados acuáticos es compleja y no todas las especies han sido descritas (Jiang *et al.*, 2013). Por lo tanto, una identificación puede ser precisa, pero no implica que sea exacta y puede ocasionar un problema metodológico y por lo tanto de comparación entre diferentes trabajos (Ellis, 1985). Entonces, la identificación a nivel de especie, en ocasiones genera más errores que al nivel de familia (Dethier y Schoch, 2006). Algunos autores, concuerdan en que el esfuerzo de colecta e identificación a nivel de familia para evaluar la

calidad ecológica es suficiente y no se pierde información (de la Ossa-Carretero *et al.*, 2012; Trigo-Domínguez *et al.*, 2010; Terlizzi *et al.*, 2003; Olsgard *et al.*, 1998). Ya que las familias reflejan gradientes de alteración antropogénico y las especies se ven afectadas en mayor medida por variaciones de origen natural (Terlizzi *et al.*, 2003; Warwick, 1988). Sin embargo, la selección del nivel taxonómico también depende de la escala; se ha visto que a mayor escala espacial, donde los procesos de cambio son la biogeografía, el clima y la historia regional, niveles taxonómicos superiores son suficientes (Yates y Baily, 2011). Pero a escalas locales, incluso sitio-específico la mayor resolución, es decir, el uso de especies es deseable (Kopersji, 2011; Anderson *et al.*, 2005).

Un ejemplo de diferentes escalas de resolución en la evaluación de la calidad del ecosistema es provista por el grupo de los macroinvertebrados bentónicos. Su relación con el ambiente ha sido evaluada en todos los niveles de organización biológica, desde el nivel molecular hasta el ecosistémico. A nivel molecular se usan para evaluar efectos de plaguicidas en procesos celulares; a nivel de organismos, para evaluar cambios en las tasas de crecimiento y reproducción así como malformaciones por exposición a contaminación y a nivel de ensamble se evalúan características estructurales y funcionales inherentes a la dinámica de la comunidad (Acosta *et al.*, 2009; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009; Carter *et al.*, 2006; Munné y Prat, 2004; Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Bonada *et al.*, 2002).

Otro grupo usado en el monitoreo de calidad ecológica son las algas (algas macroscópicas y diatomeas). Las comunidades bentónicas se ha visto que son sensibles a los cambios dados por los compuestos o elementos químicos en el agua, ya que tienen preferencias establecidas por los nutrientes. El muestreo y la cuantificación, son relativamente sencillos aunque es deseable identificarlas a nivel de especie, lo que requiere de un especialista, ya

que, por lo general presentan ciclos de vida complejos (Mohapatra, 2008; Cantoral *et al.*, 1998). En este sentido, es importante que los estudios involucren la participación de un taxónomo experto que reconozca la variación morfométrica explicada por cambios en el ambiente, de la variación relacionada con distintas especies.

El valor indicador de las especies

El principal objetivo que persigue el uso de organismos indicadores (bioindicadores), es el establecer un valor indicador que sea utilizado como criterio de evaluación del estado de conservación o deterioro de los ecosistemas donde habitan y que pueda ser usado bajo la misma interpretación o con algunas adaptaciones en otros lugares de la misma región (Stark y Maxted, 2007).

Este enfoque ha sido criticado porque la realidad absoluta sobre la tolerancia de las especies es difícil de fundamentar, sobretodo en ambientes complejos sujetos a múltiples cambios naturales y/o antropogénicos (Friberg *et al.*, 2011). Entonces, la certidumbre de un valor indicador en ocasiones puede resultar ambiguo (Stark y Maxted, 2007). Sin embargo, esto no le resta utilidad y validez, porque justo del reconocimiento de estas señales poco claras, proviene la oportunidad de seleccionar adecuadamente a los organismos que se usarán como indicadores. De tal manera que es fundamental desarrollar estudios ecológicos, sustentados por análisis estadísticos robustos que prueben la relación entre los organismos y su respuesta diferencial a las presiones naturales y antropogénicas (Friberg *et al.*, 2011).

La utilidad del valor indicador está restringido a condiciones geográficas, climáticas y geológicas particulares, por lo que las extrapolaciones han sido sujeto de muchas críticas (Abbassi y Abbassi, 2012). Sin embargo, existe la posibilidad de realizar adaptaciones que consideren las condiciones locales, cuando no es factible el desarrollo de un valor indicador

propio (Stark y Maxted, 2007); ya que la construcción de índices biológicos debe estar conceptualizada bajo un modelo ecológico (Cortés *et al.*, 2013).

La generación de índices bióticos así como la identificación y uso de los organismos indicadores, son el resultado del análisis de un conjunto de datos biológicos que permiten interpretar la estructura de la comunidad como producto del ambiente, partiendo de la premisa de que diferentes clases de organismos tienen diferentes preferencias de hábitat y tolerancia a la contaminación. Por lo tanto, una alteración en el cauce se verá reflejada en la riqueza y diversidad de taxa (Stark y Maxted, 2007). En este sentido, un índice biótico resume en un solo valor parte de la complejidad de las relaciones entre el ambiente y las comunidades biológicas (Friberg *et al.*, 2011), mientras que un organismo índice revela la presencia de un patógeno particular, de forma categórica y sin traducirse necesariamente en un valor puntual de calidad ecológica (Goodrige y Steiner, 2012). Así mismo, el concepto de especie indicadora es muy similar y es aplicado para delimitar condiciones ambientales específicas y pueden ser señal de cambios en las condiciones biológicas y ser usadas como indicadores del estado de salud del ecosistema (Zettler *et al.*, 2013). El valor indicador, por lo tanto, deberá establecer la relación entre los parámetros físicos, químicos y biológicos de los que se disponga, para entender de qué manera opera el ecosistema ante diferentes niveles de presión (Merritt *et al.*, 2008).

Parte de la eficacia del método para calcular el valor indicador radica en la selección de aquellos organismos que caracterizan la integridad biótica del ecosistema, por lo que los bioindicadores deben tener una respuesta consistente a los diferentes niveles de perturbación (Cortés *et al.*, 2013; Goodrige y Steiner, 2012).

Entre los atributos que se pueden considerar para el análisis de la comunidad está el número total de especies, géneros o familias; el porcentaje del taxón dominante; los índices de diversidad y finalmente los grupos funcionales, que pueden ser evaluados a través de las diferentes estrategias alimenticias dentro de la cadena trófica (Merritt *et al.*, 2008). Es necesario eliminar aquellos atributos de la comunidad con una frecuencia de aparición muy baja, así como aquellos que poseen una amplia variabilidad natural que no hace posible diferenciarla de los impactos antropogénicos (Cortés *et al.*, 2013).

Generalmente el cálculo de valor indicador de las especies esta asociado con los parámetros fisicoquímicos, el uso de suelo de los sitios de muestreo, los parámetros hidrogeomorfológicos y la calidad de la vegetación de ribera (Stark y Maxted, 2007). En este sentido, cuanto mayor cantidad de información espacial y temporal sobre el ecosistema se tenga, será mejor, porque permite caracterizar los requerimientos y las respuestas de las comunidades y los ensambles a características particulares (Cortés *et al.*, 2013).

Existen varias formas de determinar el valor indicador de las especies, generalmente en una primera instancia del análisis es recomendado usar un análisis de componentes principales (ACP), como opción para reducir la dimensión de grandes bases de datos, ponderando la importancia de las variables en el espacio y en el tiempo (Stark y Maxted, 2007).

Las respuestas de los organismos a las presiones se pueden evaluar mediante herramientas de estadística multivariada, como el análisis de correlación, el análisis de redundancia (RDA) y el análisis de correspondencia canónico (ACC). En todos estos análisis estadísticos es posible valorar la dirección y el signo de la relación entre los organismos y los parámetros que caracterizan el ecosistema, con lo cual en una primera instancia se puede obtener el valor de tolerancia de los organismos a la contaminación orgánica.

Cuando no es posible contar con información previa de los taxa y su entorno existen alternativas ampliamente usadas como: i) tomar en cuenta el juicio profesional de un experto, ii) tomar la proporción numérica de la presencia y/o abundancia de un taxa a lo largo del gradiente o entre diferentes sitios, con diversos niveles de contaminación, iii) asociar la presencia o abundancia de los taxones con la calidad del agua, iv) y usar valores de tolerancia asignados inicialmente con el porcentaje de aparición en los diferentes niveles de contaminación que se hayan identificado previamente (Stark y Maxted, 2007).

En el caso de contar con información previa, Stark y Maxted, (2007) sugieren tres pasos para la rápida obtención de valores indicadores: i) adaptar a un índice ya existente con los valores de un taxa desarrollados para otras condiciones; estas adaptaciones han funcionado generalmente en zonas templadas, donde la diversidad de especies es menor que en zonas tropicales. ii) incluir el juicio de un profesional, este proceso es muy subjetivo, pero sí no es posible obtener más información es válido, y iii) implementar métodos tradicionales como las pruebas de análisis de correspondencia o *Twinspan*, los cuales han sido criticados porque no permiten realizar una selección de especies indicadores de manera objetiva (Dufrene y Legendre 1997).

Tomando en cuenta las diferentes alternativas, en este trabajo se propone que se exploren tanto los métodos estadísticos tradicionales como la propuesta de cálculo de valor indicador (IndVal) de Dufrene y Legendre (1997); la cual puede resolver problemas de subjetividad. El cálculo del IndVal se basa en el grado de especificidad, es decir, la exclusividad de un taxa a unas condiciones de hábitat particulares y a la fidelidad, la cual se refiere a la frecuencia con la que aparece un taxa en un hábitat específico. Este índice se calcula mediante los siguientes razonamientos matemáticos:

$$A_{ij} = N_{\text{individuos}_{ij}} / N_{\text{individuos}_i}$$

A_{ij} es la medida de especificidad,

$N_{\text{individuos}_{ij}}$ es el número promedio de individuos de la especie i en todos los sitios del grupo j

$N_{\text{individuos}_i}$ es la suma de los números promedios de individuos de la especie i en todos los grupos

$$B_{ij} = N_{\text{sitios}_{ij}} / N_{\text{sitios}_j}$$

B_{ij} es la medida de fidelidad

$N_{\text{sitios}_{ij}}$ es el número de sitios en el grupo j en donde la especie i está presente

N_{sitios_j} es el número total de sitios en ese grupo

Por lo tanto, el porcentaje del Ind-Val para la especie o taxa i en el grupo j es:

$$IndVal = A_{ij} * B_{ij} * 100$$

Este cálculo también depende de la correcta agrupación de los sitios evaluados, razón por la cual, la sugerencia de apoyarse en herramientas estadísticas que agrupan los sitios, los organismos y las características físicas, químicas y morfológicas es de gran ayuda para realizar las agrupaciones correctamente. Los taxa con un alto valor son aquellos que se consideran buenos indicadores, los que tienen valores intermedios pueden ser llamados “detectores”, y sirven para identificar lugares de transición, ya que pueden ser encontradas en más de un hábitat y toleran un cierto gradiente de calidad del agua, proporcionando

información sobre posibles cambios en la integridad del ecosistema. Los taxa con valores muy bajos, pueden ser raros y poco específicos por lo que no se consideran buenos indicadores. La selección del método para calcular el valor indicador, debe tener implícito el concepto de suficiencia taxonómica y las aproximaciones estadísticas o numéricas necesarias para que este valor sea lo más real e informativo posible. Las extrapolaciones siempre deben ser el último recurso, o sólo tomarse como un primer acercamiento cuando es imposible contar con datos ecológicos que sustenten la construcción de un índice propio, ya que existe una alta posibilidad de cometer errores en la interpretación de las señales biológicas y ambientales.

Conclusiones y perspectivas

Los criterios de calidad de agua están necesariamente relacionados con el uso al que se destina el recurso, pero los criterios de la calidad del ecosistema están relacionados con la capacidad del ecosistema para mantener su estructura y función. Por lo tanto el alcance y propósito de la evaluación determinará y seleccionará los parámetros que la identifiquen.

Es determinante establecer sitios de referencia (que no necesariamente corresponden a lugares prístinos), los cuales permitan reconocer cambios naturales de los inducidos por la actividad humana. En este sentido, el uso de bioindicadores se ha vuelto una herramienta sencilla y de bajo costo ampliamente utilizada, sin embargo, se debe tener una base

ecológica que lo sustente.

La selección del grupo o los grupos de organismos bioindicadores y la resolución taxonómica, son claves en el proceso del desarrollo del valor indicador. Es necesario determinar a nivel de especie en la mayoría de los casos, sin embargo, en algunas ocasiones es posible trabajar con niveles taxonómicos más altos, que permiten hacer una caracterización preliminar del ecosistema. Algunos enfoques como los grupos funcionales son ampliamente utilizados porque toman en cuenta los rasgos ecológicos de los organismos, ofreciendo información adicional a la taxonómica y que funciona como subrogado de algunas funciones del ecosistema.

El gran desafío de países tropicales como México es la escasez de información y la falta de estandarización que permita una evaluación sistemática de los ecosistemas con resultados comparables en el espacio y en el tiempo. Parte de la importancia de esta revisión radica en la posibilidad de unificar conceptos, métodos e interpretación de resultados a partir de otras experiencias en el mundo; en especial considerando lo que se ha escrito sobre sistemas acuáticos tropicales y tropicales de altura.

El acelerado cambio de uso de suelo y la continua expansión urbana, son parte de los cambios más dramáticos que enfrentan los ecosistemas acuáticos de agua dulce. No sólo es importante medir los cambios en la calidad del agua, sino evaluar los impactos en la calidad del ecosistema y en la posibilidad de que continúen manteniendo su funcionamiento. La creciente necesidad de establecer sitios de referencia radica en la posibilidad de seleccionar los parámetros adecuados de monitoreo y evaluar la magnitud de estos cambios.

Literatura citada

- Abbasi, T. and S.A. Abbasi. 2012. Water quality indices. Elsevier, Great Britain. 357 p.
- Aboites, L., E. Cifuentes, B. Jiménez y M.L. Torregrosa. 2008. Agenda del agua. Academia Mexicana de Ciencias. México. 56 p.
- Acosta, R., B. Ríos, M. Rieradevall and N. Prat. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnética* 28 (1):35-64.
- Ahuja, S. 2013. Monitoring water quality, pollution assessment, and remediation to assure sustainability. Chapter 1. In: Monitoring water quality. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59395-5.00001-7>
- Alba-Tercedor, J., P. Jáimez-Cuéllar, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, A. Mellado, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, S. Robles, C.E. Sáinz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M.L. Suárez, M. Toro, M.R. Vidal-Abarca, S. Vivaz y C. Zamora-Muñoz. 2002. Caracterización del estado ecológico de los ríos Mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnética* 21 (3-4):175-185.
- Allen, A., J. D. Dávila and P. Hofmann. 2006. The peri-urban water poor: Citizens or consumers? *Environmental Urban* 18: 333-351.
- Anderson, M.J., S.D. Conell, B.M. Gillanders, C.E. Diebel, W.M. Blom, J.E. Saunders and T.J. Landers. 2005. Relationships between taxonomic resolution and spatial scales of multivariate variation. *Journal of Animal Ecology* 74:636-646.
- Bonada, N., N. Prat, A. Munné, M. Plans, C. Solá, M. Álvarez, I. Pardo, G. Moyá, G. Ramon, M. Toro, S. Robles, J. Avilés, M.L. Suárez, M.R. Vidal-Abarca, A. Mellado, J.L. Moreno, C. Guerrero, S. Vivas, M. Ortega, J. Casas, A. Sánchez-Ortega, P. Jáimez-Cuéllar y J. Alba-Tercedor. 2002. Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos Mediterráneos. *Limnética* 21(3-4): 13-33.
- Boyacıoglu, H., V. Gündüdu and H. Boyacıoglu. 2013. Investigation of priorities in water quality management base don correlations and variations. *Marine Pollution Bulletin* 69:48-54.
- Caroni, R., W. van de Bund, R.T. Clarke and R.K. Johnson. 2013. Combination of multiple biological quality elements into water body assessment of surface water. *Hidrobiología*

704:437-451.

Cantoral, E.A., J. Carmona, J. González y G. Montejano. Algas indicadoras de la calidad del agua en el río de la Magdalena, delegación Magdalena Contreras, Distrito Federal, México. 1998. En: Proyecto Conserva/1998. Aire. consejo de estudios para la restauración y valoración ambiental. Secretaria del Medio Ambiente del Distrito Federal, Gobierno del Distrito Federal, pp. 299-319.

Carlson, M.P. (2012). Water quality and contaminants. Chapter 99. Pp. 1303-1317. In: Gupta, R.C. Veterinary Toxicology (second edition).

Caroni, R., W. van de Bund, R.T. Clarke and R.K. Johnson. 2013. Combination of multiple biological quality elements into water body assessment of surface water. *Hidrobiología* 704, 437-451.

Carter, J.L., V.H. Resh, M.J. Hannaford and M.J. Myers. 2006. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Hauer, R.F. & Lamberti, G.A. (Edtrs) *Methods in stream ecology*. 2nd edition. Academic Press. China. 877 p.

Clapcott, J.E., K.J. Collier, R.G. Death, E.O. Goodwin and J.S. Harding. 2012. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biology* 57:74-90.

Cortés, R.M.V., S.J. Hughes, V. Rodríguez Pereira and S. Pinto Varandas. 2013. Tools for bioindicators assessment in rivers: The importance of special scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators* 34:460-477.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2013. Ley Federal de Derechos, disposiciones aplicables en material de aguas nacionales 2013. Disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/LeyFederaldeDerechos.pdf>

Chapman, D. 1996. Water quality assessment- A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd edition. Great Britain, University Press, Cambridge. 651 p.

Chydia, R.C.G., S.M.I. Sajidu, J.F. Mwatseteza and W.R.L. Mosamba. 2011. Evaluation and assessment of water quality in Linkangala river and its catchment area. *Physics and Chemistry of the Earth* 36:865-871.

Cotler, H. & D. Iura González. 2009. Contaminación potencial difusa por actividad agrícola. In: Cotler-Ávalos, H. (Coord.). *Las cuencas hidrográficas de México, diagnóstico y priorización*. SEMARNAT, INE, Fundación Gonzalo Río Arronte, pp. 120-123.

Cummins, K.W., R.W. Merritt & P.C.N. Andrade. 2005. The use of macroinvertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in

south Brazil. Studies in Neotropical Fauna Environment 40: 1, 69-89.

Cushing, C.E. & J.D. Allan. 2001. Streams, their ecology and life. Academic Press, Elsevier. China. 359 p.

De la Lanza, G., S. Hernández, J.L. Carbajal (compiladores). 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). SEMARNAT, CONAGUA, UNAM, Instituto de Biología UNAM, Plaza y Valdez eds., México. 633 p.

De la Ossa-Carretero, J.A., N. Simboura, Y. del Pilar-Ruso, M.A. Pancucci-Papadopoulou, F. Giménez-Casaldueiro & J.L. Sánchez-Lizaso. 2012. A methodology for applying taxonomic sufficiency and benthic biotic indices in two Mediterranean areas. *Ecological Indicators* 23:232-241.

Dethier, M.N. & G.C. Schoch. 2006. Taxonomic sufficiency in distinguishing natural spatial patterns on an estuarine shoreline. *Marine Ecology Progress Series* 306:41-49.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89. Consultado el 1 de julio de 2015. URL http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1994. Norma Oficial Mexicana. NOM 014-SSA1-1993. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3290/1/nom-001-semarnat-1996.pdf>

DOF (Diario Oficial de la Federación). 2012. Norma mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012. Secretaría de Economía. Que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas. Consultada el 20 de agosto, 2014. URL <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NMX-AA-159-SCFI-2012.pdf>

DOF (Diario Oficial de la Federación). 2013. Ley General e Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA). Consultada el 1 de julio de 2015. URL <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgeepa.htm>

Dufrene, M. and P. Legendre. 1997. Species Assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph* 67(3):345-366.

Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16 (12):459.

FEM (Freshwater Ecology and Management Research Group). 2011. Diseño de programas de biomonitorio e intercalibración de metodologías para la medida del estado de salud de los ríos. Univesitat de Barcelona, España.

Ferraro, S.P. and F.A. Cole. 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 67:251-262.

Friberg, N., N. Bonada, D.C. Bradley, M.J. Dunbar, F.K. Edwards, J. Grey, R.B. Hayes, A.G. Hildrew, N. Lamouroux, M. Trimmer and G. Woodward. 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystem: the good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research* 41:1-68.

Gaceta Oficial del Distrito Federal (GODF). 2000. Ley Ambiental del Distrito Federal. Consultada el 28 de junio de 2015. URL http://www.prosoc.df.gob.mx/Prontuario/Codigos_y_leyes/Ley_Ambiental_para_el_DF.pdf

Gaceta Oficial del Distrito Federal (GODF). 2003. Decreto Ley de Aguas del Distrito Federal. Consultada el 28 de junio de 2015. URL http://www.atl.org.mx/aguadf/images/docs/ley_aguaDF.pdf

Gordalla, B.C. 2011. Standardized methods for water quality assessment. In: reference module in earth systems and environmental sciences, from *Treatise on Water Science*, 3, 263-302.

Goodridge, L.T.D. and T. Steiner. 2012. Phage detection as an indicator of faecal contamination. In: Hyman, P. & S.T. Abedan (Eds.). *Bacteriophages in health and disease*. CAB International. 273 p.

Jiang, X., J. Xiang, Z. Song, J.C. Morse, F.C. Jones and Z. Xie. 2013. Is coarse taxonomy sufficient for detecting macroinvertebrates patterns in floodplain lakes? *Ecological Indicators* 27:48-55.

Kenney, M.A., A.E. Suton-Grier, R.F. Smith & S.E. Gresens. 2009. Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy. *Terrestrial Arthropod Reviews* 2:99-128.

Kocer, M.A.T. and H. Sevgili. 2014. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecological Indicators* 36:642-681.

Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1909. Okologie der tierische Saprobien. *Beitrage zur Lehre von der biologische Gewasser- beurteilung*. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 2:126-152.

Koperski, P. 2011. Diversity of freshwater macrobenthos and its use in biological assessment: A critical review of current applications. *Environment Review* 19:16-31.

Larsen, M.C., P.A. Hamilton and W.H. Werkheiser. 2013. Water quality status and trends in the United States. Chapter 2. In: *monitoring water quality*. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59395-5.00002-9>.

Legorreta, J. 2009. Ríos, lagos y manantiales del valle de México. [Rivers, Lakes, and Springs of the Mexico Valley]. Universidad Autónoma Metropolitana, México, Ciudad de México. 365 pp.

LFD (Ley Federal de Derechos). 2014. Ley Federal en Materia de Agua, disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales 2014. Consultada el 2 de julio de 2015. URL <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/LeyFederaldeDerechos.pdf>

Li, L., B. Zheng and L. Liu. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences* 2:1510-1524.

Liu, Y., B.H. Zheng, Q. Fu, L.J. Wang and M. Wang. 2012. The selection of monitoring indicators for river water quality assessment. *Procedia Environmental Sciences* 13:129-139.

Maass, J.M. and H. Cotler. 2008. Protocolo para el manejo de ecosistemas en cuencas hidrográficas. En: Cotler H. (Comp.). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental (Segunda Edición)*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México D.F. Pp:41-64.

Maass, M. and M. Equihua. 2015. Earth Stewardship, Socio-ecosystems, the Need for a Transdisciplinary Approach and the Role of the International Long Term Ecological Research Network (ILTER). In: R. Rozzi, F. S. Chapin III, J. B. Callicott, S. T. A. Pickett, M. E. Power, J. J. Armesto, and R. H. May Jr. (eds.). *Earth Stewardship: Linking ecology and ethics in theory and practice*. Springer, Dordrecht the Netherlands. Pp:217-233.

Markert, B., T. Breure and H. Zechmeister (Eds.). 2003. *Bioindicators and biomonitoring-principles, concepts and applications*. Amsterdam. Elsevier.

Meng, W., N. Zhang, Y. Zhang and B. Zheng. 2009. Integrated assessment of river health based on water quality, aquatic life and physical habitat. *Journal of Environmental Science* 21:1017-1027.

Merritt, R. W. and K.W. Cummins. 2007. Chapter 25: Trophic relationships of macroinvertebrates. In: Hauer, R.F., & G.A. Lamberti (eds.). *Methods in Stream Ecology*. 2nd edition. Elsevier. China. Pp 855.

Merritt, R.W., K.W. Cummins, M.B. Berg. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America (4th ed.). Kendall/Hant Publishing Company: 1158 pp.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press. Washington, DC.

Mohamatra, P. 2008. Textbook of environmental microbiology. I.K. International. New Delhi, India. 519 p.

Munné, A. and N. Prat. 2004. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU water framework directive. *Environmental Management* 34:711–729.

Olsford, F., P.J. Somerfield and M.R. Carr. 1998. Relationships between taxonomic resolution macrobenthic community patterns and disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 172:25-36.

Ouyang, Y., P. Nkedi-Kizza, Q.T. Wu, D. Shinde and C.H. Haung. 2006. Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research* 40:3800-3810.

Pardo, I., M. Álvarez, J. Casas, J.L. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cuellar, G. Moyá, N. Prat, S. Robles, M.L. Suárez, M. Toro y M.R. Vidal-Abarca. 2004. El hábitat de los ríos Mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética* 21(3-4)(2002).

Rosenberg, D.M., V.H. Resh and R. King. 2008. Chapter 7: Use of aquatic insects in biomonitoring. In: Merritt R.W., K.W. Cummins, M.B. Berg. An introduction to the aquatic insects of North America (4th ed.). Kendall/Hant Publishing Company: 1158 pp.

Sánchez-Montayo, M.M., M.R. Vidal-Abarca, T. Ponti, J.M. Poquet, N. Prat, M. Rieradevall, J. Alba-Tercedor, C. Zamora-Muñoz, M. Toro, S. Robles, M. Álvarez and N.L. Suárez. 2009. Defending criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hidrobiologia* 619:39-54.

Sládeček, V. and F. Tucek. 1975. Relation of the saprobic index to BOD5. *Water Research* 9: 791-794.

Smith, V.H., G.D. Tilman and J.C. Nikola. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100:179-196.

Stark, J.D. and J.R. Maxted. 2007. A user guide for the macroinvertebrates community index. Cawthron Report No 1166. New Zealand.

Ter Braak, C.J.F. and I.C. Prentice. 1988. A theory of gradient analysis. *Advance in Ecological Research*. 18: 271-317.

Terlizzi, A., S. Bevilacqua, S. Frascetti and F. Boero. 2003. Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin* 46:556-561.

Trigal-Domínguez, C., C. Fernández-Aláez and F. García-Criado. 2010. Ecological Assessment of highly heterogeneous systems: The importance of taxonomic sufficiency. *Limnologica* 40:208-214.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 37(1): 130-137.

Verdonschut, P.F.M. 2013. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hidrobiología* 704:453-474.

Warwick, R.M. 1988. Analysis of community attributes of the macrobenthos on Frierljord/Langesunfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46:167-170.

Yates, A.G. and R.C. Baily. 2011. Effects of taxonomic group, spatial scale and descriptor on the relationship between human activity and stream biota. *Ecological Indicators*. 11:759-771.

Zettler, M.L., C.E. Proffitt, A. Darr, S. Degraer, L. Devriese, C. Greathead, J. Kotta, P. Magni, G. Martin, H. Reiss, J. Speybroeck, D. Tagliaprieta, G. Van Hoey and T. Ysebaert. 2013. On the myths of indicator species: Issues and further considerations in the use of static concepts for ecological concepts. *PlosOne* 8(10): e78219

<http://www.conagua.gob.mx>. Visitada el 22 de noviembre de 2013.

<http://app1.semarnat.gob.mx>. Visitada el 22 de noviembre de 2013.

Biomonitoreo en sistemas acuáticos y la definición de sitios de referencia

Caro-Borrero, Angela Piedad y Carmona-Jiménez, Javier

Caro-Borrero, Angela Piedad^{1,2} y Carmona-Jiménez, Javier²*

1. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Coyoacán, 04510, México. D.F. angelacaro23@gmail.com
2. Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencias, UNAM, Coyoacán, 04510, México. D.F.

Introducción

La evaluación de la integridad de los sistemas acuáticos requiere del establecimiento de estrategias que permitan agilizar el proceso y conocer de manera rápida y confiable el estado actual de una parte de la estructura y función de los mismos. En este sentido, existen varios conceptos que deben ser abordados, por ejemplo, la integridad biológica, el biomonitoreo, la calidad del ecosistema, y por supuesto definir y establecer que sitios funcionarán como referencia. La integridad biológica es definida como: “la capacidad de un ecosistema acuático, para soportar y mantener una comunidad de organismos balanceada, integrada y adaptada que tiene una composición de especies, diversidad, y organización funcional similar a la que tendrían en un hábitat natural de una región (Karr y Dudley,

1981). Por lo tanto, se puede decir que el monitoreo biológico de ciertos organismos es una buena estrategia para dar seguimiento a la integridad biológica de un ecosistema en particular. Este monitoreo es definido como: “el uso sistemático de organismos vivos o sus respuestas para evaluar la calidad de un ambiente acuático (Rosenberg *et al.*, 2008). Estos dos conceptos tienen una estrecha relación con el de calidad del ecosistema que es una expresión de la estructura y función de los ecosistemas acuáticos, que puede ser evaluado a través de los indicadores biológicos y parámetros físico-químicos e hidromorfológicos de calidad (Sánchez-Montayo *et al.*, 2009).

La relación entre los conceptos citados anteriormente es bastante clara, sin embargo; lo que no es muy claro o en muchas ocasiones se vuelve confuso, es la selección de los criterios biológicos y las métricas de ecosistema que servirán como subrogados para evaluar la función del mismo. Y más aún, en el caso de tener la selección clara, surge la importancia de tener un sitio de referencia para contrastar la información y así poder determinar cual es el estatus de calidad ecológica del ecosistema evaluado (Stoddard *et al.*, 2006).

El concepto de sitio de referencia, es ampliamente discutido desde la formulación y aplicación. La Directiva Marco del Agua (DMA) (European Commission, 2000), sugiere que estos sitios deben tener por lo menos el 70% del uso de suelo natural, no tener infraestructura de regulación, diversidad apropiada de sustrato, estabilidad de bancos con vegetación ribereña que conserva todos los elementos de naturalidad y sin aportes directos o vertimientos de elementos ajenos al sistema (Hughes, 1995; Stoddard *et al.*, 2006). De acuerdo con la Environmental Protection Agency (USEPA) se definen las condiciones de referencia como, aquellas que son descriptivas de un conjunto de datos adquiridos de múltiples sitios con dimensiones físicas similares, que representan las condiciones menos

alteradas, y proveen un estimado de la variabilidad natural en las condiciones biológicas y la calidad del hábitat. En el caso de los sitios de referencia, muy pocos casos cumplen con tales condiciones, sobretodo por las obras hidráulicas de derivaciones e infraestructura hidráulica que proliferan sobre los cauces. La definición de condiciones de referencia es más accesible, en el sentido que permite establecer a partir de un conjunto de datos la posibilidad de identificar aquellas variaciones naturales que también están afectando la composición de las comunidades. Este último aspecto es relevante, ya que los cambios que se pueden detectar en los ensambles de organismos no siempre son producto de un impacto antropogénico, sino que muchas interacciones biológicas y características naturales están jugando un papel importante.

Una aplicación más estricta del concepto requeriría estudios paleolimnológicos, para determinar aquellas condiciones previas a los grandes impactos antropogénicos, derivados de la revolución agrícola y la revolución industrial (Friberg *et al.*, 2011). Sin embargo, éste tipo de estudios tienen una mayor factibilidad en lagos que en ríos donde la deposición de sedimento es mayor y la continua remoción del mismo es menor.

En este sentido, el mayor desafío en la determinación de estos sitios y/o condiciones es encontrar enfoques que permitan unificar los criterios para su definición, ya que el concepto es amplio, permite que a través de cada investigación se elijan los parámetros y metodologías para evaluar las condiciones de referencia, lo que en un sentido estricto limita la comparación de resultados y el posible establecimiento de patrones regionales. Una propuesta para determinar los umbrales de rechazo o aceptación es realizada para la comunidad europea por Pardo *et al.* (2012), quienes adicionalmente sugieren la necesidad de un proceso de intercalibración regional, que permite con base en las características

locales, determinar los criterios de evaluación y los valores umbrales de rechazo o aceptación. Así, la distancia entre los valores umbrales y los medidos son el reflejo del grado de afectación del ecosistema en cuestión.

Los indicadores más usados para la evaluación del estado ecológico de los ecosistemas, son de tipo biológico como peces, algas, protozoarios, entre otros, pero son los macroinvertebrados acuáticos los que han ganado mayor preferencia a lo largo del tiempo por varias razones: 1) están presentes en todos los ecosistemas acuáticos y por lo tanto son afectados por una gran variedad de perturbaciones, 2) gran número de especies que muestran un amplio intervalo de respuestas a estrés ambiental, 3) su naturaleza sedentaria, permite la determinación de perturbaciones espacio-temporales, y 4) sus ciclos de vida son relativamente largos (de 3 a seis meses en promedio, para zonas tropicales) que dependen de las condiciones ambientales y de la especie, por lo que se pueden registrar cambios temporales detectados a través de métricas como la abundancia y la diversidad (Cortés *et al.*, 2013; Rosenberg *et al.*, 2008; Ferraro y Cole, 1990).

De esta manera los organismos constituyen una aproximación temporal dinámica de lo que podemos evaluar en los ecosistemas acuáticos, aunque esto no significa que no sean importantes y complementarias las medidas de parámetros fisicoquímicos que permiten determinar el origen y la magnitud de los contaminantes. En este sentido, el objetivo de este escrito es mostrar las posibilidades sobre el uso de los organismos indicadores, la determinación de su valor indicador y la utilidad para realizar monitoreos a largo plazo.

Historia del biomonitoreo

El uso de los macroinvertebrados como indicadores, tuvo sus inicios en Alemania con el sistema saprobio para evaluar el grado de contaminación orgánica y la ocurrencia

restringida de ciertos taxa en respuesta a las condiciones ambientales, lo que permitió desarrollar el concepto de organismos y comunidades indicadoras (Rosenberg *et al.*, 2008). Aunque, el sistema saprobio esta basado principalmente en la situación biológica de cualquier cuerpo acuático lótico con respecto a la cantidad e intensidad de la descomposición de materia orgánica, se puede considerar como un buen referente del desarrollo de las comunidades indicadoras y su relación espacio-temporal con factores abióticos y bióticos que caracterizan el sistema de estudio (Sládeček, 1973). El grado de saprobiidad esta relacionado principalmente con el régimen de consumo de oxígeno y por lo tanto con la dirección de los procesos metabólicos dentro del ecosistema, por lo que algunas larvas de insectos fueron incluidas; esta clasificación a sido criticada debido a que es derivada subjetivamente de la experiencia de los investigadores y actualmente sólo es vigente en los países europeos de Austria, Alemania, República Checa, Eslovaquia y Eslovenia y difieren de un país a otro (Walley *et al.*, 2001).

Partiendo del sistema saprobio, se han derivado diferentes aplicaciones algunas más puntuales y precisas que otras; de esta manera, el monitoreo con organismos en la actualidad se lleva a cabo en diferentes niveles: 1) bioquímico y fisiológico que implica una respuesta celular; 2) individual, que puede involucrar métricas de morfología, comportamiento e historias de vida; 3) nivel de poblaciones, ensambles y especies, para el desarrollo de índices biológicos y factibilidad de aplicar técnicas estadísticas multivariadas, donde múltiples especies se ven afectadas por diversos factores ambientales; 4) a nivel de comunidad, donde las métricas más usadas hacen referencia a la riqueza de taxa, conteo de organismos, índices de diversidad y similitud, índices bióticos, enfoque de grupos alimenticios funcionales, índices milimétricos y técnicas multivariadas; y 5) nivel de

ecosistemas, donde es posible analizar la estructura de las cadenas alimenticias y la productividad, así como los procesos de descomposición y ciclos biogeoquímicos.

El nivel de comunidad es el más comúnmente usado porque se puede resumir la magnitud, consecuencias ecológicas o significancia de un impulsor de cambio cuando el sistema empieza a ser evaluado (Friberg *et al.*, 2011). A este nivel es posible aplicar el enfoque de grupos funcionales que está basado en las categorías de alimentos y las poblaciones que se adaptan morfo-fisiológicamente para su obtención. Estas adaptaciones han evolucionado en el espacio y en el tiempo por lo que son rasgos que relativamente se mantienen fijos (Merritt y Cummins, 2007). Las ventajas de usar los grupos funcionales, es que resuelve en buena parte el problema de las identificaciones taxonómicas complejas de los insectos, en particular, porque la similitud en las estructuras alimenticias son parte de una evolución convergente que se mantiene a través de los diferentes taxa (Cummins *et al.*, 2005). Este enfoque permite realizar evaluaciones numéricas o con biomasa de los diferentes organismos representativos de los grupos funcionales, además es sensible a los cambios que ocurren en la estructura y función de los ríos, tal y como lo predice la teoría del continuo del río evitando ser sólo indicadores de calidad del agua sino del estado del ecosistema en general (Vannote *et al.*, 1980) y reduce las ambigüedades derivadas de la identificación taxonómica (Merritt y Cummins, 2007). Es particularmente sensible a los impactos del cambio de uso de suelo dentro de las cuencas, especialmente en las zonas riparias donde el cambio en la vegetación ribereña afecta la dinámica del ecosistema (Cummins *et al.*, 2005). Otro enfoque del uso de organismos indicadores es la posibilidad de determinar el valor indicador, mismo que debe ser consistente con el estado de conservación o deterioro del ecosistema y que pueda ser usado bajo la misma interpretación o con pocas adaptaciones

dentro de una misma ecoregión (Stark y Maxted, 2007). Este último concepto hace referencia a aquellas unidades geográficas relativamente homogéneas con respecto a sus sistemas ecológicos, incluyendo las interrelaciones entre los organismos y su ambiente (Bailey, 1983).

Sin embargo, estas aplicaciones son un tema ampliamente discutido ya que la realidad absoluta sobre la tolerancia de las especies es difícil de fundamentar, sobretodo en ambientes complejos sujetos a múltiples cambios naturales y/o antropogénicos (Friberg *et al.*, 2011). La certidumbre de un valor indicador es en ocasiones ambigua (Stark y Maxted 2007), de tal manera que es fundamental desarrollar estudios ecológicos que permitan comprender la relación entre los organismos y su respuesta diferencial a las presiones naturales y antropogénicas, con umbrales de respuesta relativamente bien establecidos (Friberg *et al.*, 2011). De igual manera que el sistema saprobio, las críticas al uso de los índices biológicos van en relación al uso de extrapolaciones bajo diferentes condiciones geográficas, la falta de datos ecológicos en algunos casos, la dificultad para detectar los cambios entre los niveles de alteración, entre otros, ya que cada sistema exhibe características que se presentan con diferentes combinaciones de factores que ejercen influencia sobre la comunidad (Abbassi y Abbasi 2012; Sládeček, 1973). Entonces, es necesario realizar adaptaciones que consideren las condiciones locales y la identificación de las condiciones de referencia, para evitar interpretaciones erróneas como resultado de las comunidades identificadas (Stark y Maxted 2007).

Bioidicadores e índices de calidad del ecosistema

El análisis de la variación espacial y temporal de los organismos en su ambiente, es necesaria para desarrollar y probar hipótesis sobre los procesos y mecanismos ecológicos. Sin embargo, ésta comprensión depende de la escala taxonómica (Anderson *et al.*, 2005), es decir, de la resolución que no sólo es espacio-temporal sino también taxonómica. Ellis (1985), definió el concepto de suficiencia taxonómica (ST) como la identificación de un taxa al nivel o resolución mínima necesaria, que permita detectar los cambios en los ensamblajes de poblaciones y comunidades expuestas a presiones ambientales. Un ejemplo de lo anterior, son los índices bióticos a nivel de familia que responden adecuadamente a los niveles de contaminación, pero en zonas con alta diversidad de especies por familia pueden llevar a conclusiones erróneas sobre la calidad ecológica del ecosistema; ya que dentro de la familia pueden existir diferentes niveles de tolerancia (de la Ossa-Carretero *et al.*, 2012).

Por otro lado, las categorías taxonómicas supraespecíficas pueden ser importantes como bioindicadores si se toma en cuenta la hipótesis jerárquica de las respuestas al estrés de los taxa (Olsgard *et al.*, 1998). Esta hipótesis supone que a medida que se incrementa el estrés se excede la capacidad de adaptación de las especies, el género, la familia, y así sucesivamente. Por lo que éste impacto se manifiesta en niveles taxonómicos más altos que permiten la identificación de cambios en la estructura de la comunidad (Olsgard *et al.*, 1998; Ferraro y Cole, 1990). Entonces, este enfoque se puede aplicar en aquellas zonas donde la diversidad de especies esperada es baja (de la Ossa-Carreteto *et al.*, 2012). La decisión sobre la resolución taxonómica, es una cuestión dependiente de la escala; se ha visto que a mayor escala espacial, donde los procesos de cambio son la biogeografía, el

clima y la historia del sitio, niveles taxonómicos superiores son suficientes (Yates y Baily, 2011). Pero a escalas locales, incluso sitio-específico la mayor resolución, el uso de especies, es conveniente (Anderson *et al.*, 2005.).

Durante muchos años la evaluación de los ecosistemas acuáticos estuvo determinada por el desarrollo de índices de calidad de agua, concepto que fue introducido de manera rudimentaria hace aproximadamente 160 años (Friberg *et al.*, 2011). Su desarrollo estuvo motivado por la evaluación de los efectos de la contaminación antropogénica en los cuerpos de agua (Abbasi y Abbasi, 2012). Sin embargo, durante la primera mitad del siglo XX los índices se enfocaron en medidas de contaminantes químicos y no fue hasta 1964 que se incorporaron parámetros biológicos (Abbasi y Abbasi, 2012). Los índices bióticos son expresiones numéricas codificadas de acuerdo con la presencia de bioindicadores, que difieren en su sensibilidad a las condiciones ambientales y generalmente son específicos de un tipo de contaminación (Friberg *et al.*, 2011). La construcción de un índice implica la asignación de valores de tolerancia o sensibilidad a la contaminación y alteración del hábitat que están en continua validación y ajuste (Stark y Maxted, 2007).

Debido a la factibilidad de conjugar diferentes medidas para caracterizar la calidad ecológica del ecosistema se ha promovido el uso de enfoques multimétricos. La base de estos índices se sustenta en que las medidas de parámetros individuales no reflejan plenamente la calidad en términos hidrogeomorfológicos, biológicos y fisicoquímicos, dado que algunas presiones pueden interactuar de manera sinérgica (Caroni *et al.*, 2013; Friberg *et al.*, 2011). La selección de parámetros y la combinación de los mismos influye directamente en los resultados y la interpretación de los mismos (Liu *et al.*, 2012; Meng *et al.*, 2009). Una forma es tomar en cuenta los parámetros que estén legislados y se conozcan

sus niveles máximos permitidos, de esta manera la selección se basa en el coeficiente de variación de los mismos (Liu *et al.*, 2012). Continuando con esta aproximación numérica, la selección de los parámetros puede estar guiada por su mayor relación y peso con respecto a la variación del componente biológico y las alteraciones hidromorfológicas de los ecosistemas en el espacio y en el tiempo (Meng *et al.*, 2009; Ouyang *et al.*, 2006).

¿Cómo se calcula el valor indicador de las especies?

Generalmente el cálculo de valor indicador de las especies esta asociado con los parámetros fisicoquímicos e hidrogeomorfológicos, el uso de suelo de los sitios de muestreo, y la calidad de la vegetación de ribera (Stark y Maxted, 2007). Sin embargo, es necesario en primera instancia reducir el número de variables independientes a través de análisis estadísticos, como el análisis de componentes principales (ACP) para ponderar su importancia en el conjunto de los datos y sitios. Esto con la finalidad de preponderar los rasgos que están definiendo patrones de cambio en el ecosistema en estudio. Las respuestas de los organismos o las especies a un gradiente ambiental es afectada por la respuesta simultanea a una serie de parámetros que interactúan en el sistema natural, lo cual puede a menudo, enmascarar la relación entre los gradientes de los parámetros ambientales y la respuesta variable de las comunidades y/o los ensambles biológicos (Zettler *et al.*, 2013). De los anterior surge la necesidad de general modelos simplificados de lo que ocurre en los ecosistemas, intentando ponderar los parámetros y jerarquizando aquellos que inciden en mayor medida sobre las respuestas biológicas. Algunas herramientas estadísticas pueden ayudar a la selección y reducción de parámetros, por ejemplo, análisis de correlación, análisis de redundancia (RDA) y el análisis de correspondencia canónico (ACC). Estos

análisis permiten establecer el valor de tolerancia de los organismos a la contaminación orgánica y las alteraciones físicas del ecosistema.

Otras alternativas para establecer esta relación de acuerdo con Stark y Maxted (2007) son:

1) el juicio profesional de un experto, 2) la proporción numérica de la presencia y/o abundancia de un taxa a lo largo del gradiente o entre diferentes sitios, con diversos niveles de contaminación, 3) asociando la ocurrencia o abundancia de los taxones con la calidad del agua. Cuando no se cuenta con información de los taxa y el ambiente, Stark y Maxted, (2007) sugieren tres pasos: 1) la posibilidad de adaptar un valor de un índice ya existente.

La clave de este punto, es la adaptación, es muy improbable que los valores de un taxa desarrollados para otras condiciones funcione correctamente en otras latitudes. 2) El juicio de un profesional, este proceso es muy subjetivo, pero si no es posible obtener más información es válido, y 3) implementando métodos tradicionales como las pruebas de análisis de correspondencia o Twinspan, los cuales han sido criticados porque no permite realizar una selección de especies indicadores de manera objetiva (Dufrene y Legendre, 1997).

Para resolver problemas de subjetividad se ha propuesto como alternativa el cálculo de valor indicador (IndVal) de Dufrene y Legendre (1997), que se basa en el grado de especificidad, es decir, la exclusividad de un taxa a unas condiciones de hábitat particulares y a la fidelidad, la cual se refiere a la frecuencia con la que aparece un taxa en un hábitat. Los taxa con un valor alto son aquellos que se consideran buenos indicadores, los que tienen valores intermedios pueden ser llamados “detectores”, sirven para identificar lugares de transición ya que pueden ser encontradas en más de un hábitat y toleran un cierto gradiente de contaminación, proporcionando información sobre posibles cambios en la

integridad del ecosistema. Nosotros recomendamos hacer uso de ambas herramientas, ya que los análisis estadísticos arriba mencionados permiten agrupar los sitios y establecer categorías de degradación ecológica, que facilitan la agrupación de los taxa para el calculo del IndVal.

Conclusiones □

La aplicación de conceptos como condiciones o sitios de referencia aún requieren de información relativa a las evaluaciones ecológicas que permitan establecer líneas base de información por ecoregiones. El desarrollo de los bioindicadores para evaluar la calidad del ecosistema, tiene un sustento ecológico detrás que permite que la evaluación de los rasgos funcionales o de características propias de los organismos puedan ser subrogados de la estructura y función de los ecosistemas.

La necesidad de desarrollar índices y su potencial para extrapolar resultados y técnicas entre distintos sitios o regiones, radica en la posibilidad de obtener datos periódicos y confiables sobre el ecosistema. No obstante debe tomarse con cautela dicha extrapolación, puesto que es posible cuando la geología, el clima y la vegetación son similares.

Uno de los mayores desafíos que enfrentan los conceptos tratados en este ensayo, radican en la posibilidad de unificar técnicas, métodos e interpretación de resultados, con umbrales bien definidos, que faciliten la evaluación de los ecosistemas en el largo plazo, a través de sistemas de monitoreo.

Literatura citada

Abbasi T., Abbasi S.A. 2012. Water quality indices. Elsevier, Great Britain. 357 p.

Anderson M.J., Conell S.D., Gillanders B.M., Diebel C.E., Blom W.M., Saunders J.E. Landers T.J. 2005. Relationships between taxonomic resolution and spatial scales of multivariate variation. *Journal of Animal Ecology* 74:636-646.

Bailey R.G.1983. Delineation of Ecosystem Region. *Environmental Management* 7(4):365-373.

Caroni R., van de Bund W., Clarke R.T., Johnson R.K. 2013. Combination of multiple biological quality elements into water body assessment of surface water. *Hidrobiología* 704:437-451.

Cortés R.M.V., Hughes S.J., Rodríguez Pereira V., Pinto Varandas S. 2013. Tools for bioindicators assessment in rivers: The importance of special scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators* 34:460-477.

Cummins K.W., Merritt R.W., Andrade P.C.N. 2005. The use of macroinvertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies in Neotropical Fauna Environment* 40 (1): 69-89.

De la Ossa-Carretero, J.A., Simboura N., del Pilar-Ruso Y., Pancucci-Papadopoulou M.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2012. A methodology for applying taxonomic sufficiency and benthic biotic indices in two Mediterranean areas. *Ecological Indicators* 23:232-241.

Dufrene M., Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph* 67(3):345-366.

Ellis D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16 (12):459.

Ferraro S.P., Cole F.A. 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 67:251-262.

Friberg N., Bonada N., Bradley D.C., Dunbar M.J., Edwards F.K., Grey J., Hayes R.B., Hildrew A.G., Lamouroux N., Trimmer M., Woodward G. 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystem: the good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research* 41:1-68.

Hughes R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions, p 31-47. In: W.S. Davies, T.P. Simon (eds.), *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan.

Karr J.R., Dudley D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5:55-68.

Liu Y., Zheng B.H., Fu Q., Wang L.J., Wang M. 2012. The selection of monitoring indicators for river water quality assessment. *Procedia Environmental Sciences* 13:129-139.

Merritt R. W., Cummins K.W. 2007. Chapter 25: Trophic relationships of macroinvertebrates. In: Hauer, R.F., G.A. Lamberti (eds.). *Methods in stream ecology*. 2nd edition. Elsevier. China. Pp 855.

Olsford F., Somerfield P.J., Carr M.R. 1998. Relationships between taxonomic resolution macrobenthic community patterns and disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 172:25-36.

Ouyang Y., Nkedi-Kizza P., Wu Q.T., Shinde D., Haung C.H. 2006. Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research* 40:3800-3810.

Pardo I., Gómez-Rodríguez C., Wasson J.G., Oven R., van de Bund W., Kelly M., Bennett C., Birk S., Buffagni A., Erba S., Mengin N., Murray-Bligh J., Ofenböeck G. 2012. The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally impacted river ecosystems. *Science of the Total Environment* 420:33-42.

Rosenberg D.M., Resh V.H., King R. 2008. Chapter 7: Use of aquatic insects in biomonitoring. In: Merritt R.W., Cummins K.W., Berg M.B. An introduction to the aquatic insects of North America (4th ed.). Kendall/Hant Publishing Company: 1158 pp.

Sánchez-Montayo M.M., Vidal-Abarca M.R., Ponti T., Poquet J.M., Prat N., Rieradevall M., Alba-Tercedor J., Zamora-Muñoz C., Toro M., Robles S., Álvarez M., Suárez N.L. 2009. Defending criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hidrobiologia* 619:39-54.

Sládeček, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Stuttgart, Alemania. 217 pp.

Stark J.D., Maxted J.R. 2007. A user guide for the macroinvertebrates community index. Cawthron Report No 1166. New Zealand.

Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnson R., Norris R. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16:1267-1276.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130-137.

Walley, W., Grbović, J., Džeroski, S. 2001. A reappraisal of saprobic values and indicator weights based on Slovenian river quality data. *Water Research* 35(18): 4285-4292.

Yates A.G., Baily R.C. 2011. Effects of taxonomic group, spatial scale and descriptor on the relationship between human activity and stream biota. *Ecological Indicators* 11:759-771.

Zettler, M.L., C.E. Proffitt, A. Darr, S. Degraer, L. Devriese, C. Greathead, J. Kotta, P. Magni, G. Martin, H. Reiss, J. Speybroeck, D. Tagliapietra, G. Van Hoey and T. Ysebaert. 2013. On the myths of indicator species: Issues and further considerations in the use of static concepts for ecological concepts. *PlosOne* 8(10): e78219.

EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS

Hydrological evaluation of a peri-urban stream and its impact on
ecosystem services potential

Caro-Borrero A., Carmona-Jiménez J., González-Martínez T., Mazari-
Hiriart M.



Original research article

Hydrological evaluation of a peri-urban stream and its impact on ecosystem services potential



Caro-Borrero Angela^{a,b,*}, Carmona-Jiménez Javier^b,
González-Martínez Teresa^c, Mazari-Hiriart Marisa^d

^a Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México

^b Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencias-UNAM, México

^c Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM, México

^d Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología-UNAM, México

HIGHLIGHTS

- Hydrological and biological evaluation framework in a peri-urban sub-basin.
- Artificial flood control has negative impacts on hydrological integrity.
- Organisms ecological traits can be used as indicators of the ecosystem's condition.
- Natural vegetation and hydro-geomorphology sustain potential HESs provision.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 November 2014

Received in revised form 13 February 2015

Accepted 14 February 2015

Available online 20 February 2015

Keywords:

Hydrological alterations
Peri-urban sub-basin
Basin management
Aquatic biodiversity
Ecosystem services

ABSTRACT

Rivers are aquatic systems with a unidirectional flow. These systems are highly diverse habitats that support a great variety of organisms, which vary in shape and function, and sustain a diverse range of hydrological ecosystem services (HESs). The HESs provided by rivers varies based on complex hydro-geomorphological dynamics and their relationship with the functional processes of the basin. Land use changes in transition zones, where ecosystem functions are compromised, affect the basin, especially basins close to or on the periphery of urban areas. Such is the case for Mexico City, where 60 m³ of water is consumed per second, 30% of which is imported from outside sources.

The rivers of the Magdalena–Eslava sub-basin are among the few remaining surficial water sources in Mexico City. These rivers are located in an area classified as a Soil Conservation Zone, which has been intensely managed for decades. The aims of this paper are (1) to perform a hydrological evaluation of two urban streams and identify their relationship with the provision of hydrological ecosystem services via (i) a hydraulic balance analysis, (ii) a hydro-geomorphological characterization of each stream, (iii) an estimate of present and potential hydraulic erosion, (iv) the determination of physicochemical and bacteriological parameters and (v) a description of macroinvertebrates, macroalgae and their habitats in order to (2) identify the impacts of socio-economic dynamics on the responses of this rural-urban lotic system. Our results show that water flow, forest cover and hydro-geomorphologic heterogeneity are key to sustaining ecosystem functioning, especially in the high and middle sections of the basin. The highest potential provision of water for direct use was recorded in the sub-basin's middle section; however, the stream channels in that section have lost their natural water flow due to a water management infrastructure built

* Correspondence to: Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad Universitaria, Coyoacán, CP 04510, México, D.F., México. Tel.: +52 55 56224837.

E-mail address: angelacaro23@gmail.com (C.-B. Angela).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.008>

2351-9894/© 2015 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

to regulate flow during the rainy season. This intervention can be viewed as a regulation of HESs as water management infrastructure alters the transport of sediment and reduces available natural habitat. The provision of quality water in the lower area of the sub-basin has been seriously compromised by the establishment of illegal urban settlements. A relationship between biologically diverse ecological traits and their response capabilities was established and can be considered an indicator of current HES potential. Therefore, this sub-basin may constitute an example of good management and maximizing potential HESs in an urban-rural setting based on improved management strategies that could be applied in other developing nations.

© 2015 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. Introduction

Rivers are aquatic, temporally heterogeneous systems with unidirectional flow (Kang and Kazama, 2014). These systems can be viewed as complex networks of intersecting primary channels and tributaries (Thorp et al., 2010). Rivers are highly diverse habitats, supporting a great variety of organisms with adaptations that allow them to provide many different ecosystem services (ESs), which benefit humans through direct and indirect effects (MEA, 2005). However, the great majority of rivers in the world are impacted by urbanization, primarily by increased impervious surfaces that alter the hydrological regime (Konrad and Booth, 2005; Walsh et al., 2005), especially in large urban conglomerates such as Mexico City. As a result, the patterns of energy and matter distribution in the local watersheds and their ecosystems have also been altered, both spatially and temporally. These patterns include evapotranspiration, surface runoff, discharge, nutrient availability (nitrogen and phosphorus), soil erosion and sedimentation (He et al., 2000).

Urban development modifies runoff to streams – along with the resulting rate, volume and timing of streamflow – and influences the structure and composition of lotic communities (Miltner et al., 2004; Konrad and Booth, 2005). The flow regime controls aquatic habitat conditions because it is strongly related to the physicochemical characteristics of the stream (Tetzlaff et al., 2005). Other urbanization implications, mainly in low-order streams, include modifications to peak flow, total runoff, stream morphology and water quality, which lead to changes in the input and uptake of nutrients by organisms. The magnitude of these changes is the result of the spatial arrangement of urbanization (Miltner et al., 2004; Jacobson, 2011). Urban streams can be especially impacted by rapid and short-term runoff rates, mainly as a combined result of sewers and storm water overflows (Tetzlaff et al., 2005).

Given these particular conditions, the interaction between ecological and social characteristics should be considered in urban aquatic ecosystems because human interventions can have substantial effects on urban streams and their protection (Walsh et al., 2005). Therefore, the development of a system of readily measurable hydrological and biological indicators, which can describe current stream conditions, the health of the watersheds and associated water resources, is essential for their protection and sustainable use (He et al., 2000). Appropriate indicators can be used to track environmental modifications and their effects on ES provision and human health, and they can provide support for strategic planning initiatives and proposed freshwater policies and best management practices (He et al., 2000).

The ES concept has become increasingly used due to an increase in ecosystems management. This concept makes tangible the relationship between ecosystems and the services they can provide, revealing a direct relationship between the natural world and human well-being (Dobbs et al., 2014). Ecosystem services are classified in accordance with the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) into four large groups: provision, regulation, cultural and support.

The provision capacity of hydrological ecosystem services (HESs) is highly dependent on the hydro-geomorphological characteristics of a basin as well as its biodiversity. Provision also depends on the existence of stochastic physical disturbances, the stability of habitat conditions and their influence on ecosystem functions (Benda et al., 2004).

In a lotic system, gradual change in the characteristics downstream has an impact on the biological assemblages present and, in turn, on the capacity of ESs (Thorp et al., 2010; Larondelle and Haase, 2013).

Because the majority of urban landscape components are complex and strongly interconnected with adjacent ecosystems, change in land use along the river system in the transition zone between ecosystems in urban basins can affect functional processes (Radford and James, 2013; Lauff et al., 2014; Dobbs et al., 2014).

Knowledge of how landscape structure and socio-demographic traits are related to ES capacity has increased in the last decade. This information has helped urban planners and policy makers to guide city growth and development plans (Dobbs et al., 2014; Lauff et al., 2014; Larondelle and Haase, 2013). In cities where ES capacity is provided by rivers, particularly in developing countries, ES capacity has been greatly reduced due to inadequate or excessive water management (Jujnovsky et al., 2012). Therefore, having a baseline of the existing spatio-temporal state of hydrological and biological conditions constraining ES capacity on a local or regional scale becomes important for planning for environmental and cultural sustainability (Lauff et al., 2014). Urban areas have been able to expand considerably in recent years, largely due to the application of the ES concept, which is enabling these urban areas to achieve local ecosystem independence. The Mexico Basin serves as an example of the potential down-river impacts of urbanization. The basin consumes 77 m³/s of water, of which 71% comes from groundwater, 2% from springs and surficial water sources and 27% from the Lerma–Cutzamala Basin, which is located over 100 km from the city (Mazari-Hiriart et al., 2014). Among the few surficial water sources in

the Mexico Basin are the rivers of the Magdalena–Eslava sub-basin, which was used in this study as a model to identify hydrological and biological changes in a rural–urban setting and the relationship of these changes to potential HES capacity. Studies to determine water availability have been conducted in this area previously (González-Martínez, 2008; Jujnovsky et al., 2012). Therefore, our aim was to improve knowledge related to other hydrological sources and their spatial location. The hypothesis of this study is that zones with lower anthropogenic influences in the Magdalena–Eslava sub-basin and within the Mexico Basin have experienced less dramatic hydrological changes, which will be reflected in the biological composition and HES potential of the studied streams. With this in mind, this study aims to (1) describe the spatial distribution of hydrological and biological conditions resulting from land use-cover changes across the study sub-basin and their relationship with ecosystem services potential, using the following indicators: (i) hydrological balance analyses; (ii) hydro-morphological characterization; (iii) present and potential hydraulic erosion estimation; (iv) physical–chemical and bacteriological parameter determination; and (v) macroinvertebrate, macroalgae and habitat descriptions in order to (2) identify the impacts of socio-economic dynamics and the potential of ecosystem services on hydrologic resources in a rural–urban setting.

2. Study area

In recent decades, Mexico City has dramatically increased its dependence on the supply of natural resources, exceeding the limits of sustainability. Nevertheless, the city has 87,000 ha of natural areas designated as “Federal Soil Conservation Districts” (CS), which are mainly mountainous, forested regions that provide fundamental ESs to the city inhabitants (Jujnovsky et al., 2012). The best preserved sub-basins are located in the southwest region of the basin and are represented by the Magdalena–Eslava River sub-basin (PUEC-UNAM-GDF, 2008; UAM-GDF, 2008). The sub-basin has a dendritic geometry, is located in the morpho-tectonic region of the Trans-Mexican Volcanic Belt at minimum extreme coordinates 463 915; 2 126 293 and maximum extreme coordinates 475 774; 2 134 715, and has a total surface area of 50 km² (Ferrusquía-Villafranca, 1998). The Magdalena River originates at an elevation of 3650 masl and extends 28.2 km to the edge of the Mexico City urban zone at 2300 masl. The river then runs for 14.8 km through the CS area. The Eslava River, the main tributary of the Magdalena, originates at an elevation of 3557 masl and extends 13.4 km to its confluence with the Magdalena, just as it enters the urban soil area at km 15. The two rivers provide 1% of the local surface water supply of Mexico City (Mazari-Hiriart et al., 2014). The region is important for its historical, religious and cultural heritage, and the sub-basin features weekend tourism, sports and religious activities, all within an agricultural and silvo-pastoral setting.

The region has a sub-moist temperate climate with a median annual temperature of 13.4 °C. Rain is abundant from June to October, with a median annual precipitation between 1200 and 1500 mm, and the dry season runs from November to May (García, 2004). Geological traits consist of rock outcrops of alternating andesitic and basaltic lavas (Ferrusquía-Villafranca, 1998). Forests of *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. and Cham., *Pinus hartwegii* Lindl. and *Quercus* spp. grow in the upper zone of the watershed, with mixed forest in the mid- and lower regions (Ávila-Akerberg, 2010). To identify the hydrological and biological conditions and HES capacity of the basin, we selected four sampling sites along the Magdalena River (M-CS) and three sites along the Eslava River (E-CS), all within the CS. These sites were also selected because previous studies have looked at these sites and provide supporting data for the information presented here (PUEC-UNAM-GDF, 2008; UAM-GDF, 2008; Mazari-Hiriart et al., 2014; Caro-Borrero et al., in press).

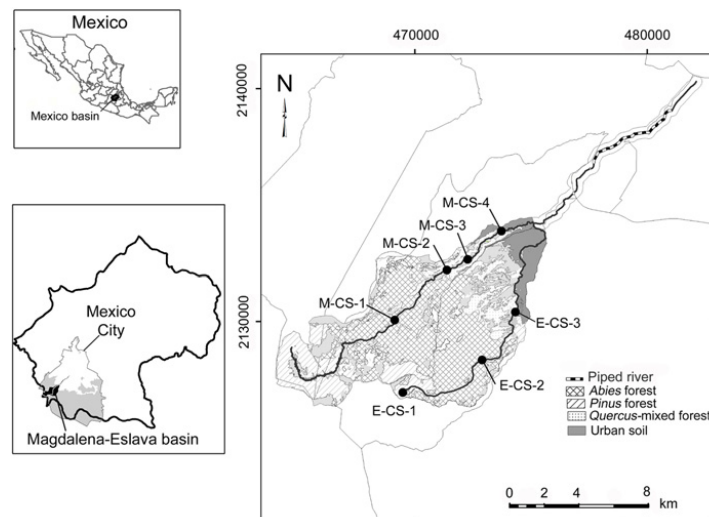


Fig. 1. Location of sampling sites in the Magdalena–Eslava River sub-basin, Mexico Basin. M-CS, Magdalena soil conservation; E-CS, Eslava soil conservation. Area coverage by land use type as described in Table 2.

3. Methods

Selection of hydrological and biological indicators was driven by availability of data within the study area at a local scale and their relationship with HES potential (Table 1). All of the selected indicators were considered of priority interest for the conservation and HES support of cities and peri-urban zones (Radford and James, 2013).

Table 1

Criteria used to evaluate hydrological and biological changes and HES potential in the Magdalena–Eslava sub-basin.

Indicator	Method	Data source
<i>Local climate interactions and water use: potential provision services</i>		Digital elevation model (INEGI, 2000)
Water quantity	Soil Water Assessment Tools (SWAT) (Neitsch et al., 2002)	Soil cover and hydrologic network (Ávila-Akenberg, 2005) Soil type (RAN, 2000)
<i>Soil and riverbank development, surface flow, chemical and biological additions/subtractions: regulation of ecosystem services</i>		Hydrologic network (Ávila-Akenberg, 2002) Climate (ERIC III, 2014)
Sediment transport regulation—Fluvial geomorphology	Maximum and minimum floodplain (Rosgen, 1996) Riverbank and water mirror (Rosgen, 1996) River course type (stretch, sinuosity, width/deepness and slope index) (Rosgen, 1996)	Local weather data (Dobler, 2011) Hydrometric records (DGOH, 1999) Soil type and texture (FAO, 1980)
Hydrologic erosion	Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard et al., 1997)	Land use and Vegetation type-C factor (SEDUSU) Rain erosion map-R factor (Cortes, 1991)
Water quality regulation	Physicochemical parameters recorded <i>in situ</i> Discharge flow (Gore, 1996) Ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, total nitrogen orthophosphates, and total phosphorous were analysed in triplicate using a spectrophotometer HACH Model DR2400 (Loveland, CO, USA) following the HACH manual (APHA, 2005; HACH, 2003) Faecal coliforms and faecal enterococci (DOF, 1994; APHA, 2005)	Mean annual precipitation-K factor (FAO, 1980) Terrain slope and slope projected length (LS factor) (Renard et al., 1997)
<i>Biodiversity: supporting ecosystem services</i>		
Habitat diversity and organisms	Shannon Wiener index-H' (Magurran, 2004)	
Macroinvertebrate sampling	Multi-habitat criterion (Bennett et al., 2011)	
Macroalgae sampling	Quadrat method (Necchi et al., 1995)	

3.1. Local climate interactions and water use: potential provision services

Water quantity (WQ). WQ is defined here as the volume of water that can be directly extracted from a water source for human use. In this study, WQ was measured as the balance between the directly extracted water and the base runoff. To calculate this balance, the following equation was used:

$$WB = P - Et - Ro - \Delta SM$$

where

WB: water balance

P: precipitation

Et: evapotranspiration

Ro: runoff (surface runoff + base flow + water recharge of the confined aquifer)

ΔSM : change in soil moisture.

Hydrological modelling relied on SWAT (Soil Water Assessment Tools), with the AvSWAT interface for Arc-View 3.2 (Neitsch et al., 2002). A paired basin hypothesis was generated based on previous modelling conducted in the Magdalena River sub-basin (González-Martínez, 2008; Jujnovsky et al., 2012). This model was selected because it allows data to be compared at different scales. Splitting a sub-basin into smaller sub-basins of arbitrary size, called runoff units, can be based exclusively on hydrological information. These sub-basins in turn can be further divided into hydrologic response units that are influenced by two qualities determined, in part, by hydrologic behaviour: land use and land cover (Neitsch et al., 2002). The model's response variables are precipitation, soil water content, present and potential evapotranspiration, surface runoff, subsurface runoff, percolation and water yield production. This information was analysed in the context of the type of forest cover present in the sub-basin and how that cover affects each of the response variables.

3.2. Soil and riverbank development, surface flow, chemical and biological additions/subtractions: regulation of ecosystem services

Sediment transport regulation—Fluvial geomorphology. This evaluation assesses the balance among erosion, transport, and deposition of sediments in a section of the river, which can also determine potential habitats of river organisms. At each sampling station, a 100 m transect was established and topographic data were collected as described by Rosgen (1996).

Hydrologic erosion control. This action refers to the prevention of soil loss and increased retention on the flood plain. Water availability and nutrient cycling; dead organic matter, including human waste; processing; and conservation of system fertility are also involved. Present and potential hydraulic erosion modelling was conducted using inputs from rain erosion maps; local weather data; rain erosion factor (R factor) isohyet maps that represent mean annual precipitation, soil type and texture (K factor), land use and vegetation (C factor); and terrain slope and slope projected length (LS factor). The L factor refers to the varying length obtained through this equation (Renard et al., 1997).

Water quality regulation. This function measured the factors outside the river system that alter the quality of water, including noxious organisms that affect human health. Sampling was performed four times between September 2012 and September 2013 – twice in the rainy season, once in the dry cool season and once in the dry warm season – following the parameters established by the Official Mexican Norm (DOF, 1994). Physicochemical parameters were recorded *in situ* using a YSI 6600 Multi-parameter probe (Yellow Springs, OH, USA). These parameters included water temperature, electrical conductivity (K_{25}), dissolved oxygen (DO), pH and discharge flow ($Q3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

At each sampling station, 500 mL water samples were collected in sterile polypropylene bottles for the physicochemical analysis using criteria established by the official Mexican guidelines and international technical guidelines (DOF, 1994; APHA, 2005). One-litre samples were collected in sterile polypropylene flasks stored at 4 °C for bacteriological analysis. Processing occurred within 24 h of collection using the membrane filtration technique (DOF, 1994; APHA, 2005).

3.3. Biodiversity: supporting services

Habitat diversity and organisms. The evaluation of habitat diversity related the spatial heterogeneity of the sub-basin to river organism diversity. Biodiversity was estimated using the Shannon Wiener index (Magurran, 2004). Macroinvertebrate and macroalgae (particularly those with conspicuous macroscopic growth (macroalgae, *sensu* Sheath and Cole (1992))) abundance was obtained through four collection field trips over one year (refer to Section 3.2).

Macroinvertebrate sampling. At each sampling location, collection points were selected following a multi-habitat criterion (Bennett et al., 2011). Samples were collected along 50-m transects. Sediment was removed over 10 min, and macroinvertebrates were sorted from sediments in a tray over three minutes. Capture was also performed via manual examination of the submerged faces of large rocks, branches, and leaves; macroinvertebrates were manually removed until a minimum of 100 individuals were collected from each location as a representative sample.

These samples were preserved in 96% alcohol. Macroinvertebrate individuals were sorted and identified using an Olympus SZX7 stereoscopic microscope (Olympus Corporation, Tokyo). Specimens were identified to genus when possible using a specialized bibliography (Dewalt et al., 2010; Merritt et al., 2008).

Macroalgae sampling. The macroalgae community assessment was performed along the same 50-m transect selected to sample macroinvertebrates. The segments were divided into ten equal parts and contained typical microhabitats. The abundance of macroalgae (cover percentage) was evaluated with a circular sampling unit of 10-cm radius (Necchi et al., 1995). Measurements were performed over natural substrate (rocks) directly on the riverbed. For taxonomic analyses of cytological characters, an Olympus BX51 microscope with an SC35 Microphotography System was used.

4. Results

4.1. Local climate interactions and water use: potential service provisions

Water ES: The hydrologic balance by land use type presents values weighted by the area covered (Table 2). Water yield in the Magdalena River hydrologic network comes primarily from *Abies religiosa* forests and secondarily from *Pinus hartwegii* forests found in the upper and middle sections of the sub-basin. *Abies religiosa* forests cover the higher elevations and supply most of the water for the Eslava River (Fig. 5(d)). The component of the water balance with the lowest values was deep infiltration.

Table 2
Hydrologic balance components of the Magdalena–Eslava sub-basin modelled using SWAT.

Magdalena river (cover type)	SWAT sub-basin's division	Area (km ²)	Ppt	EPT-A	BASE	WYLD
<i>Quercus</i> and mixed forest	6	2.395	78	48	34	40
<i>Abies religiosa</i> forest	20	16.133	582	373	270	325

(continued on next page)

Table 2 (continued)

Magdalena river (cover type)	SWAT sub-basin's division	Area (km ²)	Ppt	EPT-A	BASE	WYLD
<i>Pinus hartwegii</i> forest	19	9.248	375	214	165	211
Grassland	4	0.912	36	25	21	19
Urban	4	1.104	36	20	9	19
Total	53	29.792	1107	680	499	614
Eslava River						
<i>Quercus</i> and mixed forest	6	4.038	195	121	91	104
<i>Abies religiosa</i> forest	10	13.478	702	417	323	397
Shifting cultivation (crop rotation)	8	2.389	111	77	45	58
Urban	13	2.098	104	52	27	60
Total	37	22.003	1112	667	486	619

Ppt: precipitation; EPT-P: potential evapotranspiration; EPT-A: actual evapotranspiration; GW_Q: subterranean runoff; WYLD: total water yield; BASE: base runoff (lateral and groundwater runoff). Data are shown in mm.

The greatest potential for water balance ES was observed at stations located in areas of pine and oak-pine forest within the sub-basin. These stations cover the upper section of the sub-basin (M-CS-1 and E-CS-1) and the lower section of the Eslava River, which contains *Quercus* and mixed forests (E-CS-3). Intermediate zones offer lower potential water balance ES values. However, these zones are where most of the human activities in the region are concentrated, including trout farms, Christmas tree plantations, agricultural activities, and tourist attractions. Very low potential ES values were observed at point M-CS-4, likely due to greater land use for agriculture, illegal urban settlements, and a water treatment plant with a capacity of 200 L s⁻¹.

4.2. Soil and riverbank development, surface flow, chemical and biological additions/subtractions: regulation of ecosystem services

Sediment transport-fluvial geomorphology. The first- to third-order rivers in the study area have pronounced slopes: semi-straight (index value of 1–3), slightly sinuous (value of 1), or moderately sinuous (index values of 1.3–2) (geomorphology, Table 3). The transverse sections of the Magdalena River (Fig. 2(a)–(d)) were wider and shallower and exhibited greater flow values, with an average of 0.4 m³ s⁻¹ and maximum of 1.06 m³ s⁻¹ (M-CS-3) recorded during the warm rainy season and a minimum of 0.01 m³ s⁻¹ (M-CS-3) recorded in the warm dry season.

The Eslava River cross-section stations show that the rivers are fed by many shallow springs during low flows, which develop into the main river downstream (Fig. 2(f)–(h)). The lower reaches are fed by narrow, weaker flowing streams averaging 0.005–0.03 m³ s⁻¹. The highest flow was observed during the warm rainy season (0.06 m³ s⁻¹; E-CS-3) in the lower sub-basin. Minimum flow was observed during the cold dry season at the river source and averaged 0.002 m³ s⁻¹ (E-CS-1).

Following Rosgen's (1996) classification, four types of streams were differentiated in the sub-basin: Aa⁺, A, B and C (Table 2). The Aa⁺ type is a typical headwater stream, where waterfalls and plunge pools are common. These channels are very narrow and are characterized by significant erosion and transport capacity downstream. Class A streams are steep mountain rivers with narrow, confined channels. These streams have waterfalls, high flows and erosion and a limited supply of sediments (e.g., points M-CS-1 and E-CS-1). Class B streams are moderately narrow and less steep than Class A streams. Their riverbeds are relatively stable and have a limited supply of sediments (e.g., points M-CS-2, M-CS-3, E-CS-2 and E-CS-3). Class C streams are more broad than deep, with well-developed alluvial plains. These streams are stable, with limited ability to transport sediments. Sediment deposition occurs along the bed and banks, though a large percentage remains suspended in the water column. M-CS-4 on the Magdalena River was classified as a Class C stream.

Table 3

Stream classification and fluvial typology in the Magdalena–Eslava River sub-basin (after Rosgen, 1996).

Key sites /altitude m a.s.l.	Soil cover	River order	Narrowness index	Sinuosity index	Width/depth index	Slope index	Description	Type
<i>Magdalena River Conservation Soil (M-CS-)</i>								
M-CS-1 3099	Sacred fir forest (<i>Abies religiosa</i>)	2	0.75	1.16	16.25	1.477	Steep slope; tight, erosive streams with large rocks or material.	Aa ⁺
M-CS-2 2727	<i>Quercus</i> forest	3	0.75	1.84	15.94	1.86	Moderate slopes; narrow valleys with steep hillsides. Very stable riverbanks and flood plains.	B
M-CS-3 2698	<i>Quercus</i> forest	3	0.88	1.31	16.02	1.62		B

(continued on next page)

Table 3 (continued)

Key sites /altitude m a.s.l.	Soil cover	River order	Narrowness index	Sinuosity index	Width/depth index	Slope index	Description	Type
M-CS-4 2591	Degraded mixed forest	3	0.97	1.22	55.55	1.29	Streams with mild slopes; fine sediment deposition zones, fluctuation between river rapids and pools.	C
<i>Eslava River Conservation Soil (E-CS-)</i>								
E-CS-1 3557	Pine forest	1	0.93	1.22	3.23	0.52	Marked topography alternating erosion and deposition zones. Confined stream with waterfall reaches.	A
E-CS-2 2965	Sacred fir forest (<i>Abies religiosa</i>)	1	0.86	1.01	21.61	1.92		B
E-CS-3 2769	<i>Quercus</i> forest	2	0.53	1.06	6.31	3.21		B

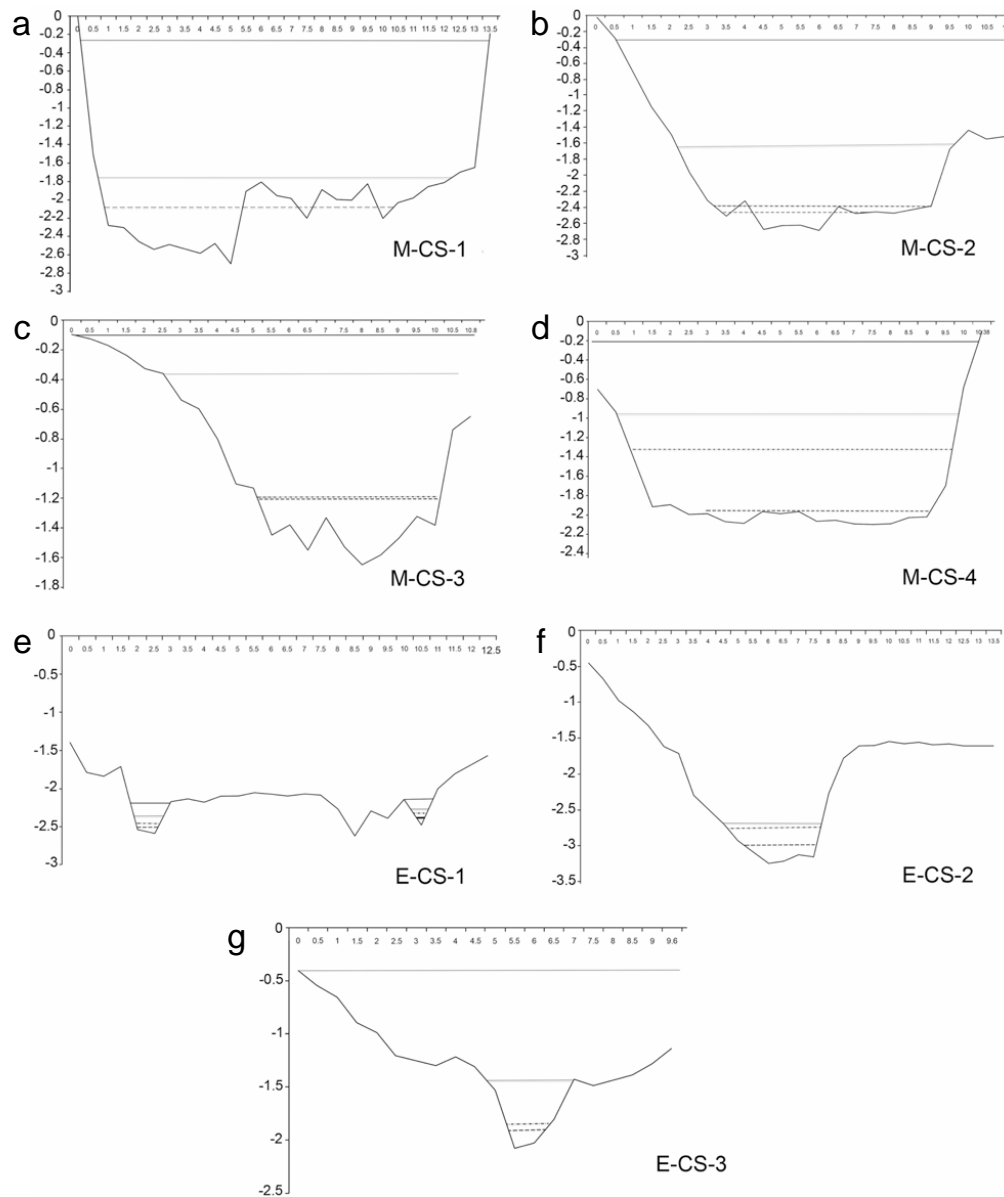


Fig. 2. Cross-sections of the Magdalena River (a–d) and Eslava River (f–g). The black solid line is the maximum extent of flooding. They light grey line corresponds to the minimum flow levels. The dot-dash line is the riverbank and the dashed line is the water mirror. Axis units are in metres.

Water quality control. According to the Mexican Official Norm for human water consumption, water in the lower reaches of the sub-basin (M-CS-4 y E-CS-3) is unfit for human consumption because it exceeds allowable total phosphorus and faecal coliform concentrations (NOM-127-SSA1-1994) (DOF, 1994) (nitrate nitrogen 10 mg L^{-1} , ammonium nitrogen 0.5 mg L^{-1} , total phosphorus $0.2\text{--}0\text{--}5 \text{ mg L}^{-1}$, and faecal coliform $0 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$). CFU (faecal coliform concentrations) increased exponentially downstream (Fig. 3). As such, the radius of enterobacteria was chosen as a reference (Toranzos et al., 2007) (Fig. 5(b), Table 4). In all sampled sites, the FC/FE radius shows that contamination comes mainly from animal sources (0.7–2) (Fig. 5(a)). This water quality pattern was also indicated by macroinvertebrate biodiversity and contamination tolerance and algal taxa, the numbers of which are notably reduced at the sites with greatest human influence (Fig. 5(c)).

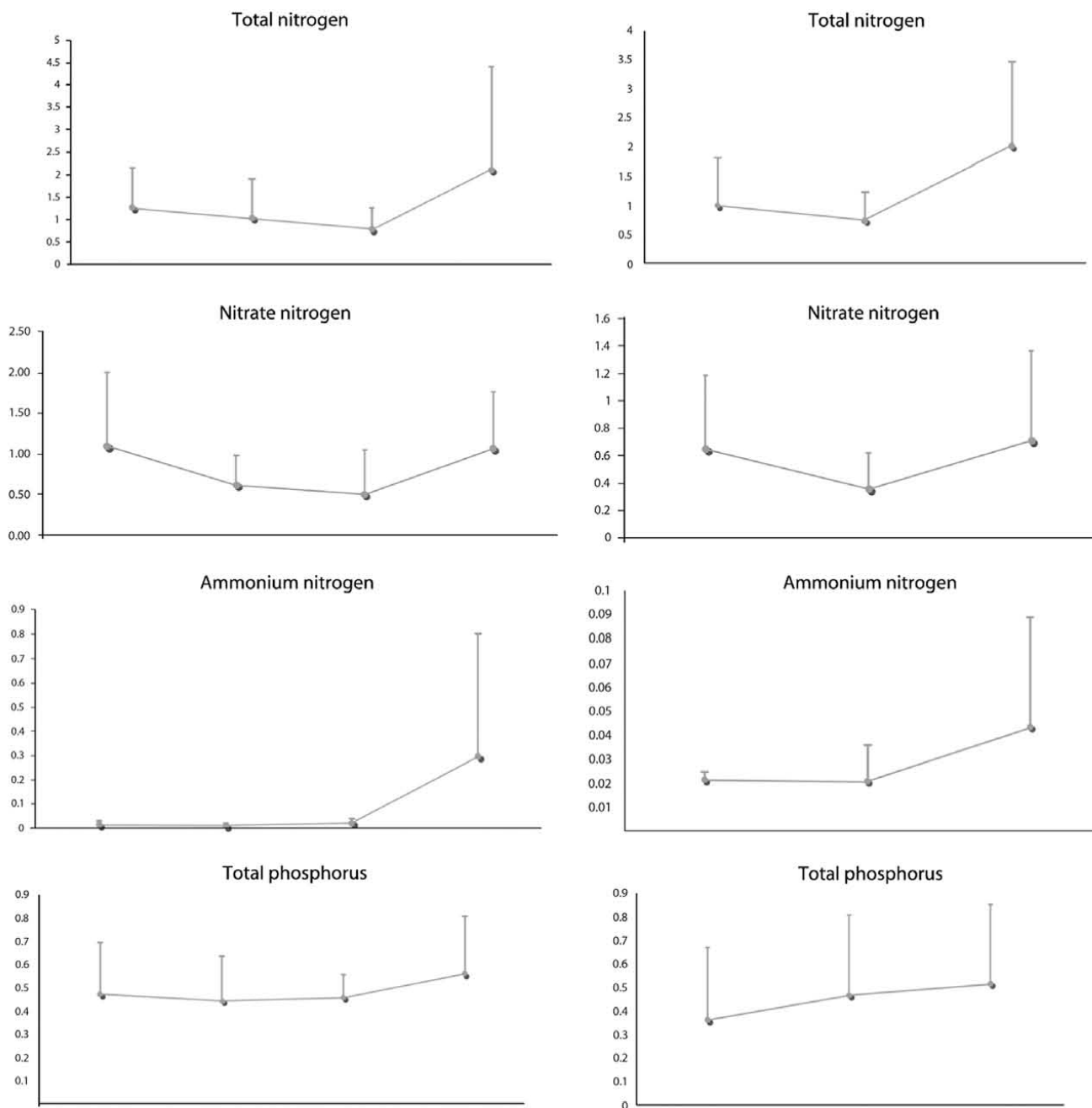


Fig. 3. Total nitrogen, nitrate nitrogen, ammonium nitrogen, total phosphorus, orthophosphate, faecal coliform bacteria and faecal enterococci ($n: 16$, mean \pm SE) for the sample stations studied. Figures corresponding to the Magdalena River data are on the right, and those corresponding to the Eslava River are on the left. Site abbreviations correspond to those shown in Fig. 1.

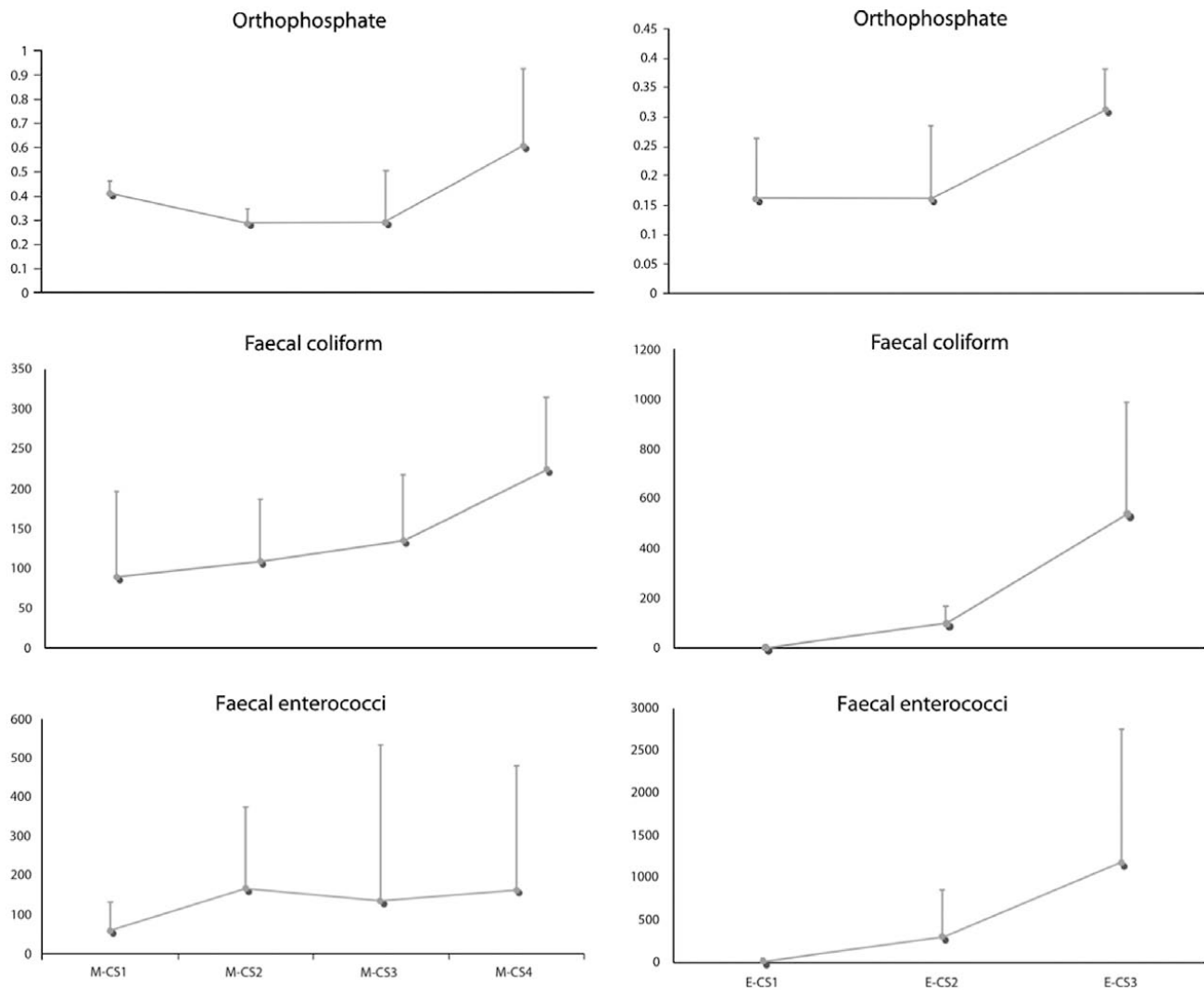


Fig. 3. (continued)

Hydraulic erosion control. The low erosion values (less than 50 ton/ha/year) for the sub-basin are likely due to the area's well-preserved forest setting. The highest recorded values ranged from 50 to 200 ton/ha/year and were found in downriver zones with hydraulic structural modifications (mainly agricultural land use and illegal urban settlements) (Fig. 4(a)). The potential erosion scenario that would result from the removal of native vegetation shows that if such land use change continues, values will range from 200 to 1200 ton/ha/year (Fig. 4(b)).

4.3. Biodiversity: supporting ecosystem services

Habitat diversity and organisms: We identified 29 benthic macroinvertebrate taxa in this study: *Acarina*, *Anomalopsychidae*, *Baetis* (Baetidae), Tanypodinae, Orthocladiinae, Podonominae (Chironomidae), Dixidae, *Dytiscus* (Dytiscidae), Elmidae, Empididae, Ephemerellidae, *Glossosoma* (Glossosomatidae), *Epeorus* (Heptagenidae), *Atopsyche* (Hydrobiosidae), *Hydropsyche* (Hydropsychidae), Hydroptilidae, Leptoceridae, *Hesperophylax*, *Limnephilus* (Limnephilidae), *Nemouridae*, Oligochaeta, Planariidae, *Polycentropus* (Polycentropodidae), Psychodidae, *Simulium* (Simuliidae), Stratiomyidae, *Tipula*, *Antocha* (Tipulidae) and Veliidae. We identified eight species of macroalgae: *Placoma regulare* and *Nostoc parmelioides* (Cyanobacteria); *Vaucheria bursata* (Heterokontophyta); *Prasiola mexicana*, *Ulothrix* sp., *Oedogonium* sp., *Spirogyra* sp. and *Cladophora* sp. (Chlorophyta). The diversity ($H' = 1-1.5$) and equitability (0.5) values are similar among stations, with a slight tendency to increase in zones near the city limits and to decrease near headwaters (as recorded at the source of the Eslava River (E-CS1)).

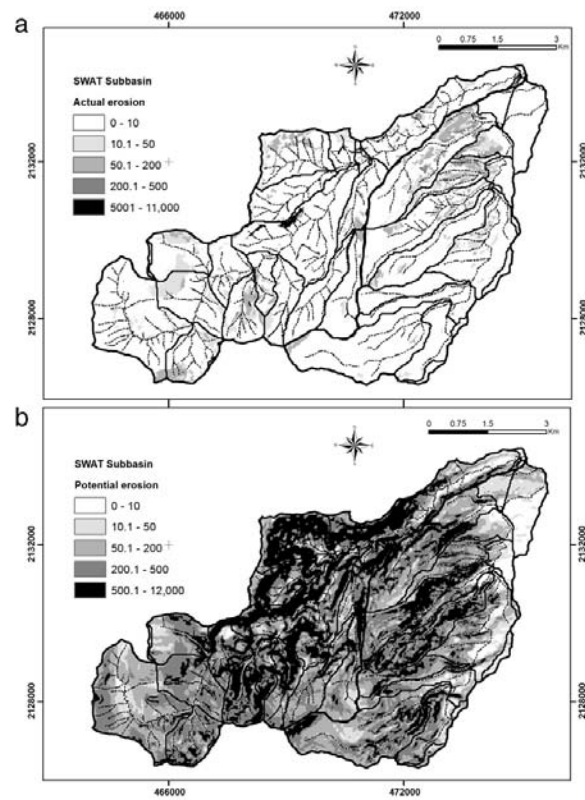


Fig. 4. Actual and potential erosion models in the Magdalena–Eslava River sub-basin. The sub-basin's spatial division was generated using SWAT. (a) Actual hydraulic erosion in ton/year. (b) Potential hydraulic erosion in ton/year.

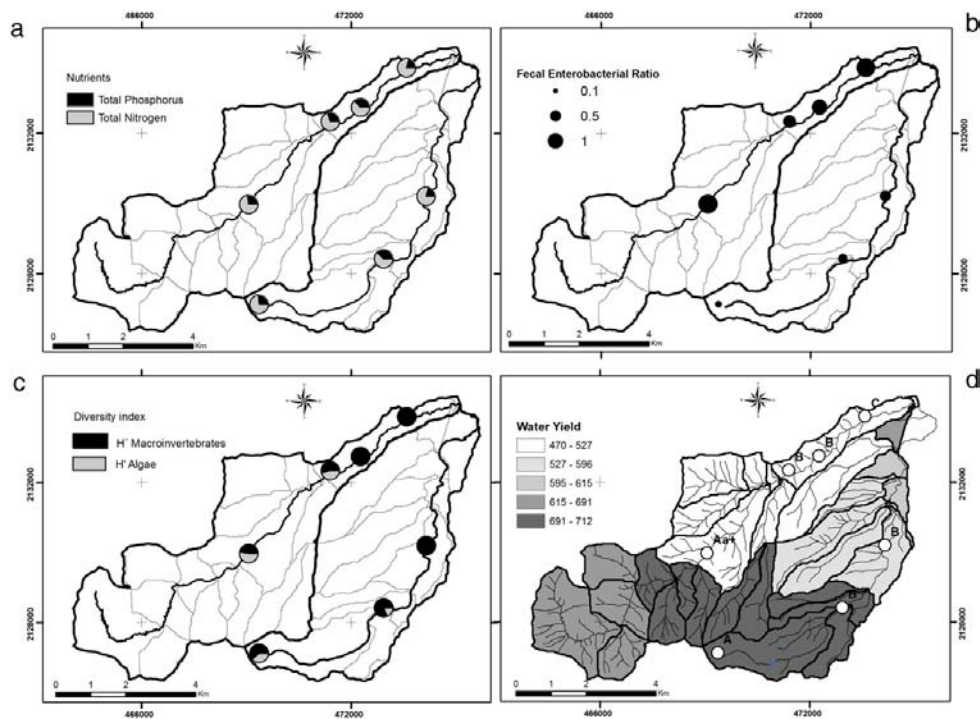


Fig. 5. Map compositions using hydrological and biological indicators in the Magdalena–Eslava Rivers sub-basin. SWAT modelling divisions of the sub-basin are shown. (a) Proportional concentration of total phosphorus and nitrogen in mg L^{-1} ; (b) faecal coliform and enterococci radii (interpretation values in Table 4); (c) proportion of macroinvertebrate and macroalgae diversity; (d) total water yield in mm/year, letters correspond to Rosgen's (1996) classification (detailed description in Table 2).

5. Discussion

Since the beginning of the last century, the Magdalena–Eslava sub-basin has been subjected to intense hydraulic and forest management. For nearly 50 years, the sub-basin was the main energy source of textile industries and the watershed was the source of wood for paper industries in the area. Aquatic communities have had to adapt to the drastic changes in the sub-basin, from a rural zone with industrial activity to a rural–urban transition zone dominated by urban land use that has included structural modifications to the channel, in only a few decades. Rivers are stochastic environments where changes in water flow are the main source of natural variation. However, human activity can establish chronic variation to which existing biological communities are not adapted (Dewalt et al., 2010).

Controlling and halting urban growth within the sub-basin is one of the greatest challenges facing decision makers. When the range of impervious cover within a watershed reaches 8%–20%, the hydrological and geomorphological consequences grossly impair biological communities (Miltner et al., 2004). Currently, and despite the fact that the sub-basin is supposed to be protected as a CS, 14% of the land is urban; the effects are visible in the hydrological behaviour as well as the diversity and composition of macroinvertebrate and macroalgae communities in the downstream section.

Despite the intense historical exploitation of these rivers and present human activity, the analysis of hydrological and biological features in the Magdalena–Eslava sub-basin, along with their consequent HES potential, indicate that elements such as water flow conservation, riparian vegetation and hydro-geomorphologic heterogeneity are key components in the recovery of stream functionality.

5.1. Local climate interactions and water use: potential for the recovery of HESs

Water quantity: The analysis of vegetation types throughout the sub-basin indicates the importance of the relationship between the composition and structure of plant communities and the hydrological processes that facilitate the regulation of water flow. Vegetation is often the driving force of ecosystem effects on water (Brauman et al., 2007). For example, forests of *Abies religiosa* and *Pinus hartwegii* are vital for water infiltration, storing water that can be used to support biological communities and human uses. However, the lower sub-basin, where *Quercus* spp. and mixed forests are found, has been heavily impacted by human activity. These impacts ultimately affect the rivers' ability to provide a sufficient quantity and quality of water (Brauman et al., 2007; Yapp et al., 2010; Radford and James, 2013; Mazari-Hiriart et al., 2014). The extent of the impervious surfaces within the sub-basin also influences differences in water production between the rivers and is related to on-going water extraction. Young and invasive plants generally have disproportionately large impacts on water quantity because vigorously growing vegetation tends to use more water than mature vegetation (Brauman et al., 2007).

Past studies evaluating water provision as an ES of the sub-basin showed that, in the period between 1990 and 2010, the natural water flow was altered in order to be controlled. This process promoted a reduced flow due to the retention and storage of water. This trend was recorded by Mazari-Hiriart et al. (2014) from 1999 to 2001, where the mean flow values were $0.70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($21,771,800 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$) and $0.67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($21,538,250 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$) between the years 2002 and 2003 and $0.59 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($18,400,000 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$) in 2012 (Jujnovsky et al., 2012). The average flow values recorded in the present study, $0.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($18,292,288 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$), are consistent with those reported by Jujnovsky et al. (2012) and equivalent to values for the Magdalena River and in the Eslava River ($0.44 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; $13,619,857 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$). Variations in the data may be explained by local climate interactions, which can either increase or decrease available water; natural factors, such as changes in precipitation and temperature patterns that may have increased the evapotranspiration volume in a particular region; and alterations of the flow dynamics caused by an artificial drainage system characterized by the flashy and short-term responses of combined and storm sewer overflow (Tetzlaff et al., 2005). Although water production seems to have remained stable, the construction of gabion dams in the headwaters to control flow (Mazari-Hiriart et al., 2014), together with land use changes, pose a potential risk to water flow stability. At present, there are 90 dams on the Magdalena River and 83 on the Eslava River. These dams are fragmentation structures that have altered the upstream section of the sub-basin.

According to Jujnovsky et al. (2012), the present water supply in the sub-basin serves 32,273 inhabitants, with 153,203 potential beneficiaries in its area of influence. Beyond being used for drinking water by the sub-basin's 32,273 inhabitants, supplying water to potential beneficiaries represents a source of income for local inhabitants. This water supply also helps to provide income to local inhabitants through tourism (e.g., restaurants along the river that make direct use of the water) (Neitzel et al., 2014). Water is primarily drawn directly from the rivers, as groundwater infiltration is negligible due to the morphological and geological characteristics of the sub-basin.

Water quantity is the first attribute of a water service many people consider, but for services such as water supply, an increase in quantity is beneficial, whereas in flood mitigation, a decrease in quantity is beneficial (Brauman et al., 2007). Based on the water balance in the Magdalena–Eslava sub-basin, maintaining flood regulation and water provision requirements necessitates better management of water during the rainy season.

5.2. Soil and riverbank development, surface flow, chemical and biological additions/subtractions: regulation of ecosystem services

Sediment transport: sediment transport has been altered by hydraulic structures in the upper section of the sub-basin (Mazari-Hiriart et al., 2014). Structural modifications in the upper sub-basin likely affect the role of riparian areas

in influencing the river's ecological processes. For example, water supply, water flow, sediment, and driftwood to small tributaries have been reduced by dams. This change results in reductions of organic matter accumulation and physical habitat heterogeneity (Benda et al., 2004; Thorp et al., 2010). The minimum stream size needed to maintain a healthy riparian ecosystem will also be altered.

Modifications using hydraulic structures help to protect human populations by reducing current speed and sediment yield downstream. However, the high density of structural modifications can reduce the channel size to below the minimum size required to maintain a healthy riparian ecosystem. Enterobacteria values obtained from water samples reveal that animal herding conducted near to or directly crossing the river contributes to an increase in sediments and a decrease in bank stability (Wohl, 2006). In the lower reaches of both rivers, the transport of sediment and organic matter has a cumulative effect; upstream modifications, illegal urban settlements, agriculture, and runoff from dirt roads combine to have a greater impact downstream. All of these factors further increase sediment yields, altering the riverbed and bank stability (Wohl, 2006). Therefore, it is necessary to reduce the number of hydraulic structures that control river flow (e.g., gabion dams and percolation trenches) and regulate activities that cause the loss of riparian vegetation and habitat (Kang and Kazama, 2014).

Water quality: Faecal enterobacteria radii have serious limitations due to different die-off rates of the two groups of bacteria. However, the samples indicated that water contamination occurred mainly from animal sources and that the influence of human settlements upstream and in the middle section of the sub-basin were weaker than downstream. Vegetation and intact groundcover and root systems are effective at improving water quality (Brauman et al., 2007); in the Magdalena–Eslava sub-basin, the vegetation and root systems were altered by water retention ponds constructed to prevent flooding downstream. The improved water quality conditions are also related to better vegetative and morphological sub-basin conditions.

Phosphorus enrichment and an increase in enterobacteria numbers are likely related to aquaculture and pastoral activities—mainly trout farming, which has an important effect on nutrient enrichment through the alteration of the composition and structure of benthic aquatic communities (Merritt et al., 2008).

The distribution and abundance of nutrients also play important roles in biotic interactions, which can be seen in the heterogeneous composition of macroalgae and macroinvertebrate communities. The presence of *Nostoc parmelioides* and *Placoma regulare* in the headwaters reflects their ability to fix atmospheric nitrogen and accumulate phosphorus in nutrient-poor aquatic environments. In addition, nutrient enrichment can explain the presence of species tolerant to riparian vegetation loss and water quality alteration. Examples of these taxa include Tanypodinae, Oligochaeta and *Dytiscus* benthic macroinvertebrates (Merritt et al., 2008). Nutrient enrichment can also explain the presence of tolerant macroalgae, such as *Prasiola mexicana*, that are also sensitive to stream flow (Bojorge et al., 2010).

Water quality may be regulated by organisms through the biochemical transformation of nutrient-enriched water. Such organic contamination-tolerant macroinvertebrates and macroalgae provide important ESs (Brauman et al., 2007; Thorp et al., 2010; Quijas and Balvanera, 2014). An example of this effect is the reduction in water-transmitted pathogens because of the diversity of filtering organisms such as *Distycus*, *Polycentropus* and Empididae.

Water quality can also influence other ESs, such as recreation, arable land irrigation, food supply through trout farms, and ecotourism. The absence of regulation of these activities is detrimental to the preservation of water quality. Water quality is also impacted by gabion dams and their related effects on nutrient retention and the “self-cleaning” dynamics of the sub-basin (Jujnovsky et al., 2010; Mazari-Hiriart et al., 2014; Caro-Borrero et al., in press).

Hydraulic erosion control: In general, the sub-basin is characterized by lower temperatures, steeper slopes, and faster currents. As the river descends to lower reaches, temperatures rise and the slope flattens and reduces the current's speed. Throughout the basin, current velocity is the major physical agent shaping the topographical profile and determining the type and size of sediment in a given reach. The zones with greater erosion correspond to areas of land use change, where elements such as urbanization, agriculture and tourism are present. Currently, 3.202 km² of land is destined to be urbanized, 0.912 km² will be expanded for tourism and 2.389 km² will be devoted to agricultural land (Ávila-Akenberg, 2002). These expansions should not be allowed to transgress into a conservation zone, but they have. In agricultural and grazing zones, soil conservation practices are non-existent and land plots are located in areas with steep slopes (PUMA, 2009). Human settlements constitute a major source of erosion and surface runoff because they often result in the removal of vegetation (Hupp et al., 2013). Variations in vegetation cover and land use are related to soil, weather, and the region's capacity to provide ESs (Yapp et al., 2010). Presently, the sub-basin shows low levels of erosion because minimal land use changes have occurred and hydraulic structures are limited. The good condition of these ESs has a strong influence on water quality; vegetation cover, soil conditions and soil-associated microorganisms in the sub-basin act as primary barriers to nitrogen and phosphorus enrichment (Quijas and Balvanera, 2014).

Another hydrologic service provided by the sub-basin is flood control; however, this service was not measured and is provided mainly by flood regulation structures in the upstream section of the sub-basin rather than natural factors. In this section, there are a large number of gabion dams, which have a negative effect on habitat fragmentation at the origin of the lotic system.

5.3. Biodiversity: supporting services

Habitat diversity and organisms. The macroinvertebrates and macroalgae communities in the Magdalena–Eslava River sub-basin have a complex structure, with clear differences in the relative influence of environmental conditions and spatial

processes on the river community's composition. The volume and velocity of water flow sculpts the physical habitat of rivers by shaping the size of sediment particles, substrate type, stream geomorphology, and distribution and cycling of nutrients. These forces effect change by intervening in the water column and substrate layer in various ways. Consequently, it is possible to identify morphological and functional patterns that are shared among aquatic systems in different habitats (Kang and Kazama, 2014). The convergence of habitats occupied by different aquatic organisms resulting from evolutionary ecological processes may be largely related to the development of similar adaptations to maintain position in fast currents. Small organisms with reduced height have flexibility and the ability to bend the body in the direction of the flow. An example is found in elongated algae, which have thin and flexible structures, such as the lamina of *Prasiola mexicana*, mucilaginous colonies of *Nostoc parmeliodes* and *Placoma regulare*, and filaments of *Vaucheria bursata* that grow on steep inclines and banks of stable riverbeds where the current velocity is high (e.g. M-CS-1, M-CS-2, E-CS-1, E-CS-2). Bending of the body in response to the current can also be found among benthic macroinvertebrate families, including some Chironomidae and most Simuliidae. Most Simuliidae modify the position of their filtering fans to increase their food-gathering capacity and reduce the drag force of the current. Additional adaptations that allow river organisms to withstand the force of the current include size, hydrodynamic body shape, and the presence of anchoring and counterweight structures. The diversity of aquatic organisms in these rivers can be attributed to the diversity of habitats to which they are adapted. Of the organisms inhabiting a particular ecosystem, feeding patterns and trophic level status can serve as a reliable indicator of ESs. Therefore, loss of species sensitive to stream alterations can be a measure of existing or impending river degradation (Tetzlaff et al., 2005). For cyanobacteria, local environmental variables (e.g., temperature and total nitrogen) have an exclusive influence on the community composition, with no significant effect related to spatial distance. The community composition of Chlorophyta and Heterokontophyta was explained by variations in local environmental characteristics (e.g., temperature and discharge flow), with no significant effect related to spatial distance. In general, these macroalgae groups have strong dispersal mechanisms over long distances (Kristiansen, 1996; Branco et al., 2014). The relative contribution of macroinvertebrates families to ESs in the Magdalena–Eslava River sub-basin can be ascribed to the differences in the ecological features of each group. The heterogeneity of the habitat, discharge flow and nutrients also play an important role in biotic interactions and dispersal mechanisms therein, which can be seen in the heterogeneous composition of organisms (Heino and Mykrä, 2008). For example, in fluctuating environments such as the Eslava River, generalist species such as *Trichoptera* are typically present because they tolerate frequent variations in water flow (Merritt et al., 2008).

Providing that dissolved oxygen conditions remain favourable, the heterogeneity of low- or no-flow habitat zones, such as behind obstructions, leads to the creation of important havens for macroinvertebrates and macroalgae and critical microenvironments required for the reproduction and survival of vulnerable life stages (Bojorge et al., 2010). Aquatic organism diversity and its relationship to suitable habitat is determined by substrate heterogeneity, the level and regulation of flow, and the condition of the riparian vegetation providing shade and inputs of terrestrial plant organic matter to the water (Pert et al., 2010; Kang and Kazama, 2014). The above combination of physical, chemical and biological factors explains the differences in macroinvertebrate and algal diversity among sample stations. Diversity in hydrological conditions can explain survival rates of macroinvertebrates, as there is a correlation between the hydrological environment and taxa diversity (Kang and Kazama, 2014). It is important to point out that in mountainous rivers, diversity values tend to be lower than in tropical ecosystems (Bojorge et al., 2010). This pattern may be an outcome of the biological adaptations to this environment.

An overview of the quantity and quality of HESs provided in the sub-basin is provided in Table 4. The magnitude of the water yield ES function obtained in this assessment indicates a negatively impacted ES within the lower sub-basin. This condition is a consequence of human activity. Other HESs, including the regulation of water quality, hydraulic erosion, and sediment transport, appear to be in good condition. With respect to habitat and aquatic organism diversity, the middle section had the lowest values and would require an intervention to ensure the maintenance of beneficial habitat conditions and diversity. The data indicate that the headwater streams provide the highest number and quality of HESs in the sub-basin.

Table 4

Actual status of hydrological and biological indicators and their relationship with ecosystem services potential in the Magdalena–Eslava Rivers sub-basin.

Sampling site	Number of associated SWAT micro-basins	Indicators of ES provided	Actual status	Signal potential
M-CS-1	9	Water yield	320 mm	+
		Water quality	1.5	+
		Habitat diversity	1.54	0
		Hydraulic erosion	0–50	+
		Sediment transport	Aa ⁺	+
M-CS-2	7	Water yield	172 mm	0
		Water quality	0.65	+
		Habitat diversity	1.85	0
		Hydraulic erosion	0–50	0
		Sediment transport	B	+
M-CS-3	1	Water yield	52 mm	x

(continued on next page)

Table 4 (continued)

Sampling site	Number of associated SWAT micro-basins	Indicators of ES provided	Actual status	Signal potential
M-CS-4	1	Water quality	0.99	+
		Habitat diversity	1.14	O
		Hydraulic erosion	0–50	+
		Sediment transport	B	O
		Water yield	52 mm	x
E-CS-1	1	Water quality	1.43	+
		Habitat diversity	2	O
		Hydraulic erosion	50–500	O
		Sediment transport	C	x
		Water yield	134 mm	O
E-CS-2	1	Water quality	0.16	+
		Habitat diversity	1.35	O
		Hydraulic erosion	0–50	O
		Sediment transport	A	+
		Water yield	42 mm	x
E-CS-3	5	Water quality	0.33	+
		Habitat diversity	1.15	O
		Hydraulic erosion	0–50	+
		Sediment transport	B	O
		Water yield	279 mm	O
		Water quality	0.46	+
		Habitat diversity	1.8	O
		Hydraulic erosion	50–500	O
		Sediment transport	B	O

(+) Good potential (O) Moderate potential (x) Poor potential.

Water yield (mm): ≥ 300 (+); 299–200 (O); ≤ 199 (x).

Water quality: FC/FE 0.7–2 (+); FC/FE 2–4 (O); FC/FE > 4 (x).

Habitat diversity (Shannon-Wiener index mean value for macro-invertebrates and macroscopic algae): $H' > 2$ (+); $H' 1-2$ (O); $H' < 1$ (x).

Hydraulic erosion control (ton/ha/year) 0–50 (+); 50–500(O); 500–1100 (x).

Sediment transport (Rosgen's classification): Aa⁺, A (+); B (O); C (x).

6. Implications for potential HES

The ecological health of rural–urban streams is negatively related to the amount and localization of urban land use inside and surrounding the sub-basin (Miltner et al., 2004). This relationship is due to the lack of attention given to the effects of hydrologic modifications and changes in land use on lotic communities. In general, the effects of land cover change on hydrologic process are not measurable until at least 20% of a catchment has been converted (Brauman et al., 2007). In this case study, 14% of the land has been converted to urban area, and the effects are visible, mainly because the sub-basin is small in size and the urban areas are completely covered.

Stream regulation through the modification of hydraulic structures affects regional hydrological function, and therefore potential water quality control and sediment and nutrient transport HESs, because the structures increase water retention time and result in related land use changes in a rural–urban setting. Such regulations, if not properly implemented, may lead to water mismanagement, as in the case of intensive groundwater exploitation, which has led to the sinking of the urban infrastructure. Better management strategies for the conservation of surface water sources are needed to prevent such mismanagement. Water flow control structures reduce the risk of flooding and negatively affect water quantity and quality regulation and sediment transport. Protecting natural hydrological regulation increases the possibility of the synergistic conservation of biodiversity and, therefore, the continuity of many ecosystem functions and the resulting HES potential (Pert et al., 2010). Furthermore, where there is a loss of biological taxa because of disruption in their life cycles, a negative ecological response can result. The system is resilient up to a point but is reaching its limits and has historically been mismanaged. The influence of this mismanagement can be observed in the middle section of the sub-basin, where the lowest diversity values are found. These low values may be the result of the accumulated effects of gabion dams located upstream. The continuity of the river system is recovered by reducing the differences in the physical environment (e.g., velocity, substrate diversity, etc.) between the upstream and downstream reaches surrounding the gabion dams (Kang and Kazama, 2014).

Aquatic biodiversity is one of the main HES indicators within the sub-basin, denoting the space and time over which ecological processes develop, both as a service itself and in terms of the region's natural and cultural heritage (Quijas and Balvanera, 2014). A habitat diversity analysis has demonstrated that aquatic organisms can also be indicators of ecosystem function, as their adaptations may reflect changes in water quantity, nutrients, sediment in suspension and ecological quality in general (Quijas and Balvanera, 2014; Caro-Borrero et al., in press). This diversity should be considered when monitoring HES potential under variable conditions, as it may reflect spatio-temporal changes based on factors beyond geophysical variables, such as in a peri-urban setting.

Fluvial geomorphology is another important factor to consider because changes in the biota are directly related to habitat distribution and heterogeneity, which in turn are related to changes in the river's hydro-geomorphology, especially at

tributary junctions (Benda et al., 2004; Thorp et al., 2010). Fluvial geomorphology may be affected by water extractions upstream, necessitating the determination of water quantity at potential extraction sites without endangering the ecosystem's function and capacity for resilience.

Illegal urban settlements, grazing and agriculture in highly erodible zones also play an important role in affecting ESs (Neitzel et al., 2014).

The removal of native vegetation may trigger a change in ESs provided, as vegetation structure and its capacity to regenerate regulates the processes involved in the water cycle and has an influence on water retention, filtration, and aquatic diversity (Yapp et al., 2010).

Cultural services, which were not directly assessed in this sub-basin study, include scenic beauty, recreational areas, sports zones and religious rituals. These representative peri-urban activities are performed by a large urban population on the outskirts of a large city with more than 20 million inhabitants (Jujnovsky et al., 2010). The riparian vegetation in urban rivers is of great cultural and scenic importance because many vegetated areas have been lost (Radford and James, 2013; Yapp et al., 2010). These potential ESs are related to the hydrologic cycle and water quality. When they are reduced, cultural services are adversely affected. Unfortunately, a common policy in Mexico City has been to channelize and pipe urban rivers, as they have been considered dumping sites in the past and sewage flow has been mismanaged, resulting in negative public health impacts in a densely populated area (Mazari-Hiriart et al., 2014). Therefore, this sub-basin has the potential to serve as an example of how good management and the maximization of potential HESs in an urban-rural setting can change water management. The improved management strategies proposed here could then be applied in other emerging economies or developing nations.

This study provides an example of the utility of an ES framework in a peri-urban system and can serve as a practical guide to decision makers when designing policy. This study recommends a policy that would take into account sustainable practices for existing activities in the area. Such a policy would involve well-regulated fish farms, native fauna farms, and controlled tourism activities that minimize human impacts in the middle and upper sections of the sub-basin, which provide the most beneficial ESs. The goal would be to promote economic growth in the area without compromising the river ecosystem's sustainability.

Acknowledgements

The authors thank Verónica Aguilar (Facultad de Ciencias -UNAM) for her informative map, Kenneth Cummins (Humboldt State University) and Javier Alcocer Durand (FES-Iztacala-UNAM) for reviewing and offering critical suggestions and improving the manuscript, and American Journal Experts for English-language editing. We are also grateful for the financial support provided by the National Council of Science and Technology (CONACYT in the Spanish acronym) through the Angela Caro Borrero Doctoral Scholarship (Grant number: 240425) and for support from the Program for Research and Technological Innovation Projects (PAPIIT in the Spanish acronym) IN211712. We would also like to thank the Graduate Program in Marine Sciences and Limnology at UNAM.

References

- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association and Water Environmental Federation, 2005. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21st ed. Port City Press, Washington, DC.
- Ávila-Akenberg, V.D., 2002. *La vegetación de la Cuenca alta del río Magdalena; un enfoque florístico, fitosociológico y estructural*. (The vegetation of the upper Magdalena River Basin; a floristic approach, phytosociological and structural) (Dissertation), Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ávila-Akenberg, V.D., 2005. *Mapa de Vegetación y uso de Suelo de la Cuenca alta del río Magdalena*. (Vegetation and land use map of the upper Magdalena River Basin). Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ávila-Akerberg, V.D., 2010. *Forest quality in the southwest of México City. Assessment towards ecological restoration of ecosystem services* (Doctoral Dissertation in Natural Resources), Department of Forest and Environmental Sciences, Albert-Ludwigs-Universität, Germany.
- Benda, L., Leroy-Poff, N., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., Pollock, M., 2004. *The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats*. *BioScience* 54 (5), 413–427.
- Bennett, C., Owen, R., Birk, S., Buffagni, A., Erba, S., Mengin, N., Murray-Bligh, J., Ofenböck, G., Pardo, I., van de Bund, W., Wagner, F., Wasson, J.G., 2011. *Bringing European river quality into line: an exercise to intercalibrate macro-invertebrate classification methods*. *Hydrobiologia* 667, 31–48.
- Bojorge, M., Carmona, J., Cartajena, A.M., Beltrán, M.Y., 2010. *Temporal and spatial distribution of macroalgal communities of mountain streams in Valle de Bravo Basin, central México*. *Hydrobiologia* 641, 159–169.
- Branco, C.C.Z., Bispo, C.P., Peres, K.C., Tonetto, A.F., Branco, L.H.Z., 2014. *The roles of environmental conditions and spatial factors in controlling stream macroalgal communities*. *Hydrobiologia* 732, 123–132.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. *The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services*. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 38, 67–98.
- Caro-Borrero, A., Carmona-Jiménez, J., Mazari-Hiriart, M., Evaluation of ecological quality in peri-urban rivers in Mexico City: A proposal for identifying and validating reference sites using benthic macroinvertebrates as indicators. *J. Limnol.*
- Cortes, H.G., 1991. *Caracterización de la erosividad de la lluvia en México*. (Characterization of rainfall erosivity in Mexico). Colegio de Posgraduados (Tesis de maestría), Distrito Federal, México.
- Dewalt, R.E., Resh, V.H., Hilsenhoff, L.W., 2010. *Diversity and classification of insects and Collembola*. In: Thorp, J.H., Covich, A.P. (Eds.), *Ecology and Classification of North America Freshwater Invertebrates*, third ed. Academic Press, Italy.
- DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica), 1999. *Obtención de Datos hidrométricos de Cinco Cauces de la Zona Poniente del Distrito Federal*. UNAM, Gobierno del Distrito Federal, México, DF.
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 1994. Norma oficial mexicana. NOM 014-SSA1-1993. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

- Dobbs, C., Kendal, D., Nitschke, C.R., 2014. Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecol. Indic.* 43, 44–55.
- Dobler, C.E., 2011. Caracterización del clima y su relación con la distribución de la vegetación en el suroeste del D.F., México. (Characterization of the climate and its relationship with the distribution of vegetation in the southwest of Mexico City, Mexico) (Tesis de grado), Distrito Federal, México.
- ERIC III (software). 2014. Extractor rápido de información climatológica. V 3.2. IMTA-SEMARNAT. Available at: www.imta.gob.mx.
- FAO. 1980. Metodología provisional para evaluar la desertificación de los suelos. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. FAO. Roma, Italia.
- Ferrusquía-Villafranca, F., 1998. Geología de México: una sinopsis. [Mexican geology: a synopsis]. In: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Diversidad Biológica de México. Orígenes y Distribución*. Biology Institute, UNAM, Mexico, pp. 3–108. (Biological Diversity of Mexico. Origins and Distribution).
- García, E., 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Geography Institute. National University Autonomous of Mexico, Mexico, (Modifications to the Köppen Climate Classification System).
- González-Martínez, T.M., 2008. Modelación hidrológica como base para el pago por servicios ambientales en la microcuenca del río Magdalena, Distrito Federal. (Hydrologic modeling as a basis for payment for environmental services in the watershed of the Magdalena River, Federal District) (Tesis de Maestría), UAQ, Querétaro, México.
- Gore, J., 1996. Discharge measurement and stream flow analysis. In: Hauer, R., Lamberti, G. (Eds.), *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, Londres, UK, pp. 53–74.
- HACH, 2003. *Water Analysis Handbook*, fourth ed. Hach Co., Loveland, Colorado, USA.
- He, C., Malcom, S.B., Dahlberg, K.S., Fu, B., 2000. A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management. *Landsc. Urban Plann.* 49, 25–34.
- Heino, J., Mykrä, H., 2008. Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental factors. *Ecol. Entomol.* 33, 614–622.
- Hupp, C.R., Noe, G.B., Schenk, E.R., Benthern, A.J., 2013. Recent and historic sediment dynamic along difficult run, a suburban Virginia Piedmont stream. *Geomorphology* 180–181, 156–169.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 2000. Modelo Digital de Elevación. Formato raster, escala 1:50,000. NAD_27_UTM_Zone_14 N. INEGI. México.
- Jacobson, C.R., 2011. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: a review. *J. Environ. Manag.* 92, 1438–1448.
- Jujnovsky, J., Almeida-Leñero, L., Bojorge-García, M., Monges, Y.L., Cantoral-Uriza, E., Mazari-Hiriart, M., 2010. Hydrologic ecosystem services: water quality and quantity in the Magdalena river, México city. *Hidrobiológica* 20, 113–126.
- Jujnovsky, J., González-Martínez, T., Cantoral-Uriza, E., Almeida-Leñero, L., 2012. Assessment of water supply as an ecosystem service in a rural-urban watershed in southwest Mexico City. *Environ. Manag.* 49 (3), 690–702. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-011-9804-3>.
- Kang, J.H., Kazama, S., 2014. Development and application of hydrological and geomorphic diversity measures for mountain streams with check an slit-check dams. *J. Hydro-environ. Res.* 8, 32–42.
- Konrad, C.P., Booth, D.B., 2005. Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. *Am. Fish. Soc. Symp.* 47, 157–177.
- Kristiansen, J., 1996. Dispersal of freshwater algae—a review. *Hydrobiologia* 336, 151–157.
- Larondelle, N., Haase, D., 2013. Urban ecosystem services assessment along rural-urban gradient: a cross-analysis of European cities. *Ecol. Indic.* 29, 179–190.
- Lauff, S., Hasse, D., Kleinschmit, B., 2014. Linkages between ecosystem services provisioning, urban and shrinkage—a modeling approach assessing ecosystem services trade-off. *Ecol. Indic.* 42, 73–94.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Malden, MA, USA, p. 256.
- Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M.T., Armas-Vargas, F., Tapia, M.A., et al., 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PLoS One* 9 (7), e102081. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0102081>.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., Berg, M.B., 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, fourth ed. Kendall/Hunt Publishing Company.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Miltner, R.J., White, D., Yoder, C., 2004. The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. *Landsc. Urban Plann.* 69, 87–100.
- Necchi Jr., O., Branco, L.H.Z., Branco, C.C.Z., 1995. Comparison of three techniques for estimating periphyton abundance in bedrock streams. *Arch. Hydrobiol., Stuttgart* 134, 393–402.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., King, K.W., 2002. *Soil and Water Assessment Tool*. Theoretical Documentation, Version 2000. Texas Water Resources Institute, Texas.
- Neitzel, K.C., Caro-Borrero, A.P., Revollo-Fernández, D., Aguilar-Ibarra, A., Ramos, A., Almeida-Leñero, L., 2014. Paying for environmental services: determining recognized participation under common property in a peri-urban context. *For. Policy Econom.* 38, 46–55.
- Pert, P.L., Butler, J.R.A., Brodie, J.E., Bruce, C., Honzák, M., Kroon, F.J., Metcalfe, D., Mitchell, D., Wong, G., 2010. A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: a case study from the Wet Tropics, Australia. *Ecol. Complex.* 7, 378–388.
- PUEC-UNAM. University Study Program of the City-National Autonomous University of Mexico, 2008. Propuesta de diagnóstico integrado de la cuenca del río Magdalena. En: Plan Maestro de Manejo Integral y Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del río Magdalena. [Integrated Diagnostic Proposal for the Magdalena River Basin. In: Master Plan for Comprehensive Management and Sustainable Use of the Magdalena River Basin] SMA-GDF, UNAM. PUEC-GDF.
- PUMA (Programa Universitario del Medio Ambiente), 2009. Sistema de indicadores para el rescate de los ríos Magdalena y Eslava. UNAM, Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal, (Indicators system for the rescue of the Magdalena and Eslava rivers). http://www.sma.gob.mx/sma/links/download/archivos/sistema_indicadores.pdf (Accessed 06.10.14).
- Quijas, S., Balvanera, P., 2014. Biodiversidad y servicios ambientales. (Biodiversity and environmental services). In: Perevotchkikova, M. (Ed.), *Pago por Servicios Ambientales en México: Un Acercamiento Para su Estudio*. Distrito Federal, México, pp. 41–63. Payment for environmental services in Mexico: An approach for studying.
- Radford, G.K., James, P., 2013. Changes in the value of ecosystem services along a rural-urban gradient: a case study of greater Manchester, UK. *Landsc. Urban Plann.* 109, 117–127.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide? To conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). In: *Agriculture Handbook*. Vol. 703. USDA-ARS.
- Rosgen, D., 1996. *Applied River Morphology*. Wildland Hydrology, Pagosa Springs, Colorado, USA.
- Sheath, R.G., Hambrook, J.A., 1990. Freshwater ecology. In: Cole, K.M., Sheath, R.G. (Eds.), *Biology of the Red Algae*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 423–453.
- Tetzlaff, D., Grottker, M., Leibundgut, Ch., 2005. Hydrological criteria to assess changes of flow dynamic in urban impacted catchments. *Phys. Chem. Earth* 30, 426–431.
- Thorp, J.H., Flotemersch, J.E., Delong, M.D., Casper, A.F., Thoms, M.C., et al., 2010. Linking ecosystem services, rehabilitation, and river hydrogeomorphology. *BioScience* 60 (1), 67–74.

- Toranzos, G.A., McFeters, G.A., Borrego, J.J., Savill, M., 2007. Detection of microorganisms in environmental freshwaters and drinking waters. In: Hurst, C.J., Crawford, R.L., Garland, J.L., Lipson, D.A., Mills, A.L., Stetzenbach, L.D. (Eds.), *Manual of Environmental Microbiology*, third ed. ASM Press, Washington, DC, pp. 249–264.
- UAM-GDF, 2008. Autonomous Metropolitan University-Federal District Government. Plan de rescate del río Eslava. [Eslava River Rescue Plan] SMA-GDF, UAM-GDF.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan II, R.P., 2005. The urban stream syndrome: knowledge and the search for a cure. *J. North. Am. Benthol. Soc.* 24 (3), 706–723.
- Wohl, E., 2006. Human impacts to mountain streams. *Geomorphology* 79, 217–248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.020>.
- Yapp, G., Walker, J., Thackway, R., 2010. Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. *Ecol. Complex.* 7, 292–301.

MACROINVERTEBRADOS
BENTÓNICOS COMO
INDICADORES DE CALIDAD
ECOLÓGICA

Evaluation of ecological quality in peri-urban rivers in Mexico City:
A proposal for identifying and validating reference sites using
benthic macroinvertebrates as indicators.

Caro-Borrero, A., Carmona Jiménez, J., Mazari-Hiriart, M.

Evaluation of ecological quality in peri-urban rivers in Mexico City: a proposal for identifying and validating reference sites using benthic macroinvertebrates as indicators

Angela CARO-BORRERO,^{1,2*} Javier CARMONA JIMÉNEZ,² Marisa MAZARI HIRIART³

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Coyoacan; ²Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Coyoacan; ³Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Coyoacan, México

*Corresponding author: angelacaro23@gmail.com

ABSTRACT

Conservation and management of aquatic ecosystems that are significantly influenced by urban activities requires the classification and establishment of potential reference sites. However, in Latin American countries, policies are not available that outlines the identification and evaluation of such sites. Therefore, this study represents a proposal for evaluating the ecological quality of peri-urban rivers in the conservation soil (CS) areas/zones of Mexico City. The proposal accounts for the zone's physicochemical, hydromorphological, and bacteriological characteristics along with its macroinvertebrate richness. Our evaluation was performed using a canonical correspondence analysis (CCA) and indicator values (IndVal) calculated for different species. River headwaters serve/work as a good physicochemical point for potential reference sites. However, the hydromorphology of the CS has been gradually modified by numerous hydraulic alterations within the peri-urban zone. Using the CCA and IndVal, two types of sites were confirmed: sites in a good state of conservation and quality and sites modified by human activity, featuring lower discharge flow, poor quality hydromorphological values and *Oligochaeta* class organisms. At the sites featuring a good state of conservation and quality, higher hydromorphological values were positively correlated with discharge flow and certain macroinvertebrate taxa, including *Nemouridae*, *Podonominae*, *Tanypodinae*, *Acarina*, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossosoma*, *Polycentropus*, *Hesperophylax* and *Limnephilus*. In the sites modified by human activity, the genus *Simulium* was classified as a disturbance-tolerant organism. The river reach within the urban zone is basically an open-air drainage ditch. Evaluations of the ecological quality of the riparian zone were used to identify the most important hydromorphological qualities and discharge flow parameters and to select the most appropriate factors that should be monitored in peri-urban rivers of the Mexico Basin

Key words: Peri-urban watersheds; ecological quality; reference sites; macroinvertebrates; Magdalena-Eslava River sub-basin.

Received: XXXXXXXX 2014. Accepted: XXXXXXXX 2014.

INTRODUCTION

The concept of *ecological quality* is defined as an expression of the structure and functioning of aquatic ecosystems and may be determined by the status of the biological elements that are supported by physicochemical and hydromorphological quality (Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). Ecological quality is influenced by geomorphology and climate in a hydrological basin as well as by local features such as land use, hydrodynamics, biological processes, and riparian vegetation (Munné and Prat, 2004). The concept of ecological quality is used as a reference point to achieve a better understanding of how ecosystem services (ES) are generated and to improve environmental standards and design monitoring strategies (Ruza-Rodríguez, 2005; Paetzold *et al.*, 2010).

Ecological quality legislation, such as the Water Framework Directive (WFD) (European Commission, 2000), suggests that reference sites should be identified

as a starting point for rehabilitating watersheds. A reference site is defined as a site with over 70% natural land use, no upstream water volume regulation, appropriate substrate diversity, stable banks with a proper riparian zone vegetation and no inputs from landfills (Hughes, 1995; Stoddard *et al.*, 2006; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). In addition, a reference site should not have been affected by large-scale disturbances and have hydromorphological and physicochemical characteristics that preclude significant negative effects on the ecosystem functions (Pardo *et al.*, 2012).

However, the biggest challenge has been finding common approaches to defining ecological quality and anthropogenic intervention degree. In addition, the reference and rejection thresholds under which a site can be classified as a reference site should be identified (Pardo *et al.*, 2012). Therefore, reference conditions are assembled from multiple sources depending on the spatial and tem-

poral scale; thus, the term may refer to historical or current conditions (Bouleau and Pont, 2015).

Because of the variety of interpretations that can be applied to the term reference site, certain alternative definitions have been provided by Stoddard *et al.* (2006) that can help with practical applications. These definitions include the biotic integrity or natural state for which long-term variability is acceptable within relatively narrow limits; a state corresponding to conditions encountered in minimally disturbed areas (this definition coincides with other definitions cited above); and conditions that occurred prior to any human modification considered important by the authors. For example, Wallin *et al.* (2003) and Friberg *et al.* (2011) consider the period prior to the development of intensive agriculture and/or industrialization to be a reference condition regardless of previous human impact. Such a definition might imply the need for paleolimnological studies, which would be a difficult task when establishing reference sites in current studies. Thus, the diversity of reference conditions found in the literature reflects the need for geographical and academic intercalibration processes (Pardo *et al.*, 2014).

The development of biotic indexes is an attempt to characterize the causal relationship between changes in biological composition and alterations in ecological quality by using organisms to indicate and track environmental changes (Friberg *et al.*, 2011). The composition of benthic macroinvertebrates communities is frequently used as an indicator because i) the majority of these organisms are localized and representative of the area where they are collected; ii) their life cycles are relatively long and sensitive to alterations in the environment; iii) they are sensitive to stressors; and iv) they constitute a significant part of the trophic chain (Ferraro and Cole, 1990; Cortes *et al.*, 2013). These organisms may exhibit the influence of pressures on both terrestrial and aquatic environments, and they can be utilized to identify degradation levels in the system prior to employing physicochemical parameters (Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). These degradation characteristics include the food resource quantity and quality, habitat quality, riverbed structure, water flow regimens, water quality, biotic interactions and riparian zone condition (Pardo *et al.*, 2004; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). In general, the taxonomic level used to assign an indicator value for ecological quality in diverse biotic indexes is at the genus or family level because that level provides sufficient ecological information in statistical analyses and adequate data for sensitive and accurate bioassessments (Greffard *et al.*, 2011). In addition, the use of functional groups of macroinvertebrates (*e.g.*, Merritt *et al.*, 2008) can be directly correlated with ecological quality and provides additional taxonomic information (Cummins *et al.*, 2005; Guilpart *et al.*, 2012; Janushke *et al.*, 2014). This ap-

proach is particularly sensitive to land-use impacts in the watershed, especially stream-side (riparian) vegetation that affects the stream/river system flowing through the landscape (Cummins *et al.*, 2005).

The ecological quality assessment of a water body is a relatively new and innovative strategy for water quality management (Bouleau and Pont, 2015). Earlier guidelines merely defined standards for water chemistry and only targeted the water used for specific purposes. This term is particularly difficult to apply in Latin America, and particularly in Mexico, where efforts at policy level are regional and the topic is new (Acosta *et al.*, 2009; DOF, 2012). The majority of new knowledge is based on studies conducted in sub-moist temperate ecosystems. Tropical Latin America requires the development of specific regional and national guidelines, and baseline information that characterizes the typology of rivers must be generated. The development of methodological alternatives capable of evaluating the full range of ecological quality of Latin American rivers is crucial. An approach to determining potential reference sites includes the development of a protocol for evaluating the ecological quality of Andean rivers (CERA) and its application to two watersheds in Ecuador and Peru. This protocol was developed following the WFD, and it is an important reference for stream conservation in Latin America (Acosta *et al.*, 2009).

Of particular interest are peri-urban rivers that often constitute a heterogeneous mosaic of agro-forestry and urban ecosystems that are subject to rapid and sudden anthropogenic effects (Allen *et al.*, 2006). Anthropogenic impacts degrade these rivers, and conservation measures usually come second to the requirements of urban growth. When aiming to monitor ecosystem changes, it is important to understand the effect of urban impacts on benthic organisms (Wohl, 2006; Pagliosa and Rodríguez, 2006).

The Mexico Basin, which supplies one of the most densely populated cities on the planet, contains several mountain streams (Dudgeon, 2008). However, these streams are impacted by changes in land use (urbanization occurring at 2500 m asl and below), recreational activities, and hydraulic projects. These impacts generally also affect other peri-urban rivers of the Mexico Basin (Legorreta, 2009).

The Magdalena-Eslava River sub-basin was selected as a study case because it is a relatively well-preserved forested area. This sub-basin provides ground and surface water that contribute up to 50% of Mexico City's surface water (Jujnovsky *et al.*, 2010). As such, the identification of potential reference sites and determining the value of benthic macroinvertebrates as indicators of ecological quality would have regional applicability. A simple methodological strategy to evaluate the ecological quality of peri-urban mountain streams is required, and the nec-

essary tools must be developed to make adjustments in public conservation policies in Mexico City. Thus, the goal of this study is to evaluate ecological quality in a representative peri-urban riparian watershed in the Mexico Basin using two methods: i) identify potential reference sites through an evaluation of the physicochemical and hydromorphological conditions of the river; and ii) estimate the ecological indicator value of benthic macroinvertebrates to characterize the ecological quality.

METHODS

Study area and selection of sampling sites

The Magdalena-Eslava River sub-basin (Fig. 1) is located in the morphotectonic region of the Trans-Mexican Volcanic Belt at minimum extreme coordinates 463 915; 2126 293 and maximum extreme coordinates 475 774; 2134 715, and it has a total surface area of 50 km² (Ferusquíá-Villafranca, 1998). The Magdalena River originates at an elevation of 3650 m asl and spans 28.2 km to the edge of the Mexico City urban zone at 2300 m asl.

The river then runs for 14.8 km through an area known as conservation soils (CS). There are two types of hydraulic river interventions: first, 90 gabion dams are concentrated along certain sections of the streams, and second, a water treatment plant is located in the transition zone between CS and urban soils (US). The gabion dams provide nutrient retention and self-cleaning dynamics in the sub-basin (Mazari *et al.*, 2014). The remaining 13.4 km of river runs through US, which is affected by urban discharge and channeled to deep drainage troughs. In addition, 4.5 km of the river within US has been piped and converted to roadway. The Eslava River is a tributary of the Magdalena, and it begins at an elevation of 3557 m asl and spans 13.4 km until its confluence with the Magdalena, just as it enters the US area at 15 km. This river also contains 83 gabion dams in the CS area. These rivers provide 5% of Mexico’s City surface water at a local level.

The climate of the region is sub-moist temperate (annual average temperature of 13.4°C and annual average precipitation between 1,200 and 1,500 mm), and it has abundant rains from June to October and a dry season

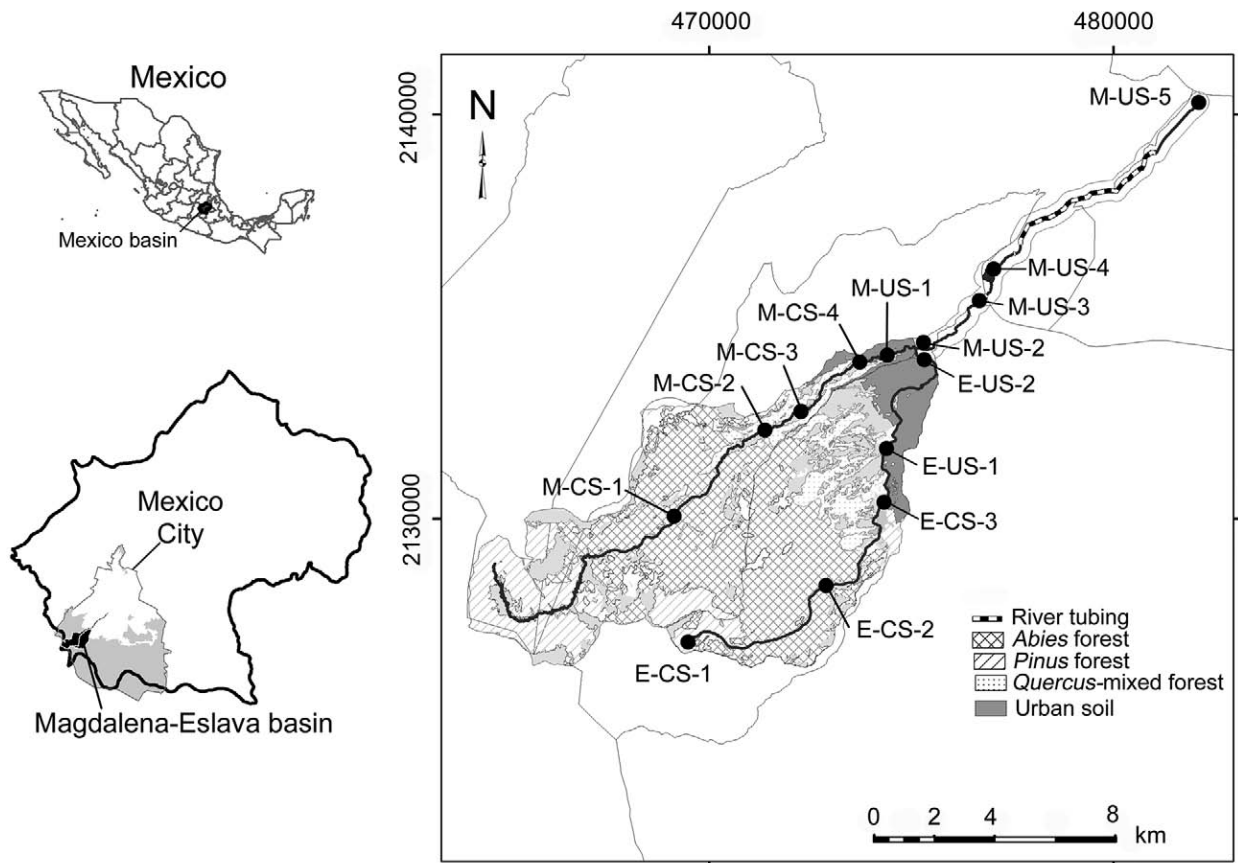


Fig. 1. Location of sampling sites in the basins of the Magdalena-Eslava rivers, Mexico. M-CS and M-US, Magdalena conservation soil and urban soil, respectively; E-CS and E-US, Eslava conservation soil and urban soil, respectively.

from November to May (García, 2004). Geological traits consist of rock packets alternating with andesitic to basaltic lavas (Ferrusquía-Villafranca, 1998). Forests of *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. and Cham., *Pinus hartwegii* Lindl. and *Quercus* spp. grow in the upper area of the sub-basin, with mixed forest occurring in the middle and lower areas (Ávila-Akerberg, 2010).

The sub-basin of the Magdalena-Eslava rivers was designated as a pilot area for the implementation of government conservation and restoration programs. One of the most important projects is the Master Plan for the Integral Rehabilitation of the Magdalena River (PUEC-UNAM-GDF, 2008; UAM-GDF, 2008). This project involves management and conservation actions that avoid jeopardizing its potential as a provider of ES. In 2009, in conjunction with the University Environment Program, this project conducted a study to present the *System of indicators for the rescue of the Magdalena and Eslava rivers* (PUMA-UNAM-GDF, 2009). The aim of this report was to provide Mexico City's government a tool that would allow it to monitor the performance progress of the goals outlined in the Master Plan. This sub-basin is of great importance for the future development of management plans and conservation in the Mexico Basin.

The selection of sampling sites was conducted following the set of rules proposed by the Freshwater Ecology and Management Research Group (FEM 2011), which were used to design an evaluation of ecological quality and create reference sites in high altitude Andean rivers (Acosta *et al.*, 2009). The potential reference sites were preselected using a digital elevation model (Instituto Nacional de Geografía e Informática-INEGI, 2000), soil cover (Ávila-Akerberg, 2005), soil type (Registro Nacional Agrario-RAN, 2000), hydrologic network (Ávila-Akerberg, 2005) and weather station data from official climatological reports (ERIC III, version 3.2. Extractor Rápido de Información Climatológica, 2014). We also used information from previous research on the status of the hydrological ES and indicator system (PUEC-UNAM-GDF, 2008, 2009; Jujnovsky *et al.*, 2010; Mazari *et al.*, 2014).

Based on this information, three types of sites were established *a priori* within the sub-basin: potential reference sites (PRS), which were identified based on the definition of Stoddard *et al.* (2006), transition sites (TS) and degraded sites (DS).

Nine sampling sites were selected on the Magdalena River [four sites within the CS (M-CS) and five within the US (M-US)] and six sites on the Eslava River (four E-CS and two E-US sites). The goal of sampling site selection in the US was to characterize the local water quality. The potential reference sites were validated using estimates of physicochemical and bacteriological water parameters, hydromorphological quality (HQ), and benthic macroinvertebrate indicator values.

Physicochemical, bacteriological, and hydromorphological quality evaluation

Sampling was performed four times between September 2012 and September 2013 during the rainy season (R1) (September 2012), dry cool season (DC) (February 2013), dry warm season (DW) (April 2013), and subsequent rainy season (R2) (September 2013). The following physicochemical parameters were recorded *in situ* using an YSI 6600 multiparameter probe (Loveland, CO, USA): water temperature, specific conductivity (K_{25}), dissolved oxygen (DO) and pH. Discharge flow ($Q3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) was calculated according to Gore (1996).

At each sampling station, 500 mL water samples were collected in sterile polypropylene bottles for the physicochemical analysis following the criteria established in the official Mexican guidelines and international standards NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003; APHA, 2005). The samples were stored at 4°C and analyzed three times in the lab within 24 h of collection. Nutrients [ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, total nitrogen (TN), orthophosphate and total phosphorous (TP)] were analysed using a portable spectrophotometer (Hach DR/2400) and digester (Hach DR/200) (Hach, 2003; APHA, 2005). One liter samples were collected in sterile polypropylene flasks for bacteriological analysis, stored at 4°C and processed within 24 h of collection using the membrane filtration technique (APHA, 2005). Membrane filters (cellulose acetate, 0.45 µm, Millipore MF type HA) were placed in Petri dishes with 2.5 mL of membrane fecal coliform agar (m-FC) medium and incubated at 35°C for 24 h and with Kenner fecal (KF) *Streptococcus* agar for fecal enterococci (FE) and incubated at 44.5°C for 48 h (APHA, 2005).

The hydromorphological quality and anthropogenic activities were evaluated based on observations in the study area and adapted to the analysis established by CERA (Ecological Quality of Andean Rivers, Acosta *et al.*, 2009). This method uses a scale of 24-120 points to classify the heterogeneity of the fluvial habitat in high-mountain rivers as determined by eight elements that could be altered by human activities, which include structure, continuity and natural condition of riparian vegetation and connectivity with the adjoining landscape, natural condition of the fluvial channel, depth regime, current velocity, channel heterogeneity, human trash and coarse sediments. The riparian vegetation (native and exotic species) was classified according to Ávila-Akerberg (2010). The sites with values higher than 100 were considered potential reference sites.

The similarity between sampling sites was examined as a function of their physicochemical, hydromorphological, and bacteriological parameters using an ascendant hierarchical grouping analysis [Euclidean distance and Unweight Pair Group Method with Arithmetic Mean (UPGMA)] and a principal components analysis (PCA)

to reduce the number of significant environmental variables. To measure the significance of variation in the physicochemical parameters, paired tests were performed using a Kruskal-Wallis analysis. Similarly, the Mann-Whitney test was used to identify seasonal differences between the parameters. All tests were performed using the STATISTICA 6.0 statistical software package (StatSoft, 2001). The significance value of the tests was set at $P=0.05$ to avoid type I errors. The environmental parameter data were transformed using the $\ln(X+1)$ function and then standardized. This process was necessary because of differences in the measuring units and the extreme variation of data between the US and CS areas.

Macroinvertebrate sampling

Collection points were selected at each sampling location according to a multihabitat criterion to obtain a representative sample and cover all possible habitats where the benthic macroinvertebrates might be found. An aquatic d-shaped net with a mesh size of 150 μm and a width of 30 cm was also used. Sampling was performed along a 50 m transect, sediments were removed over three minutes, and organisms were placed in a tray for sorting. Sampling was also conducted via manual examination and removal from the submerged faces of large rocks, branches, and leaves. A minimum of 100 individuals were collected from each location as a representative sample (by both techniques), deposited in plastic flasks and preserved in 70% ethyl alcohol. The individuals were sorted using an Olympus SZX7 stereoscopic microscope (Olympus Corporation, Tokyo, Japan) and were identified up to the genus level when possible using several sources (Meritt *et al.*, 2008; Bueno-Soria, 2010; Dewalt *et al.*, 2010). When genus-level determinations were not possible, the individuals were identified up to the subfamily, family, or class level.

The total absolute organism abundances were used for all statistical analyses, and only those taxa occurring in at least one site with an abundance of more than 1% during each of the sampling seasons were included in the analyses to minimize the influence of rare taxa and reduce the bulk and noise in the data set without losing much information (McCune and Grace, 2002). The data normality and variance homoscedasticity were analysed using the Kolmogorov-Smirnov and Shapiro-Wilk tests. Benthic macroinvertebrate abundances were also transformed using the $\ln(X+1)$ function and later standardized using an unbiased standardization [standardize (n-1)], and the IndVal calculations used untransformed abundances.

Estimation of indicator species value

The indicator values of benthic macroinvertebrates were evaluated using two approximations and only per-

formed at sites of CS because the main goal was to identify potential reference sites and associated assemblages of benthic macroinvertebrates. First, a canonical correspondence analysis (CCA) (ter Braak, 1986) and Monte Carlo test (999 permutations, $\alpha=0.05$) were performed to establish a relationship between the spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates and the physicochemical and bacteriological characteristics of the water. The temporal analysis allows for the recognition of hydrological parameters related to the abundance of benthic macroinvertebrates that are not necessarily related to channel pollution. In addition, it allows for the selection and/or confirmation of potential reference sites and impacting factors (Dufrené and Legendre, 1997; Tornés *et al.*, 2007). Statistical analyses were performed using the XLSTAT program (Addinsoft, 2013). The ecological quality categories were established according to taxa scores and axis characterizations obtained with the CCA analyses.

The second approximation determined the ecological indicator value of taxa (IndVal, Dufrené and Legendre, 1997). The IndVal method is based on the degree of habitat specificity (exclusivity to a habitat) and fidelity (frequency of occurrence within the same habitat) of the taxa in question, and both criteria were independently evaluated. Specificity, fidelity and indicator values were calculated for each family and genus using the following calculations:

$$A_{ij} = N \text{ individuals}_{ij} / N \text{ individuals}_i \quad (\text{eq. 1})$$

where:

A_{ij} is the degree of specificity;

$N \text{ individuals}_{ij}$ is the average number of individuals of taxon i at all group j sites;

$N \text{ individuals}_i$ is the sum of the average number of individuals of taxon i in all groups.

$$B_{ij} = N \text{ sites}_{ij} / N \text{ sites}_j \quad (\text{eq. 2})$$

where:

B_{ij} is the measure of fidelity;

$N \text{ sites}_{ij}$ is the number of sites in group j where taxon i is present;

$N \text{ sites}_j$ is the total number of sites in this group.

Thus, the IndVal percentage for taxon i in group j is as follows:

$$\text{IndVal} = A_{ij} * B_{ij} * 100 \quad (\text{eq. 3})$$

Higher specificity and fidelity of a taxon to a particular habitat indicate a higher likelihood of its presence in samples from that habitat. Species with an IndVal equal to or greater than 50 are considered indicators for a given site, whereas those with an IndVal lower than 50 but greater

than 25 are considered *detector species*. Detector species can provide information on environmental changes because they are found in more than one habitat (Tornés *et al.*, 2007). The lowest selected weight of 30 was assigned to taxa that were only specific indicators for one ecological status because of the low diversity typical of mountain rivers and the theory of altitudinal zonation, as this value is influenced by abundance (Chang *et al.*, 2014; Scheibler *et al.*, 2014).

RESULTS

Typification of sites

The Magdalena and Eslava rivers within the CS can be described as tropical region mountain rivers because they exhibit characteristics of pronounced slopes, high oxygen content, lower water temperature, and low chemical element variation (Tab. 1). The river sections within the US were altered by the modification of hydromorphological elements that are typical of CS. The CERA HQ varied widely along the rivers (100-30 points), where the highest value was associated with CS headwaters and the lowest was associated with US reaches. In sites located in the middle of the CS, both rivers were subject to anthropogenic impacts, such as the gabion construction, uncontrolled grazing, unregulated tourist activities, and restaurant establishment, which occurred halfway down the basin to the end of the US. Regarding the hydrological regime, changes in Q3 were observed in the Magdalena River because of seasonal changes and influenced by the large number of dams. This result differs from that of the Eslava River, where changes in Q3 were drastic and indicated a shift from a perennial to a seasonal river over the past two years. Only the headwaters maintained surface water throughout the year. Human intervention in the US zone is also drastic. Drains have replaced the natural channel, the riverbed has been completely modified by the incorporation of lateral and central drainpipes or channeling, and the floodplain has been modified, especially by changes in riparian vegetation.

The Kruskal-Wallis test revealed significant differences in the majority of the physicochemical and bacteriological parameters between the CS and US areas of both rivers, with a gradient of lower headwater concentrations to higher concentrations toward the US zone ($H=11-24$; $P=0.002-0.005$). Based on the Mann-Whitney test and ascendancy hierarchical grouping analysis, three groups of sites were found to be equivalent for both rivers based on nutrient concentrations (TN and TP) and bacteriological concentrations (FE and FC) ($U=0.000$; $P=0.029$) (Tab. 1, Fig. 2).

First, the *potential reference* group covers the sites located at higher altitudes with the highest water quality ($DO=6.74-8.1$ mg L⁻¹; $TN=0.79-2.12$ mg L⁻¹; $TP=0.36-0.56$ mg L⁻¹; $FC= -306$ UFC 100 mL⁻¹; $FE=0-738$ UFC

100 mL⁻¹) and lowest anthropogenic disturbance. The soil is occupied by native vegetation, and human settlements are rare. The HQ, naturalness and heterogeneity of the channel were assigned above 100 points. The lowest score was associated with alterations of the channel by small gabions and human influence in certain locations caused by the construction of recreational structures (*e.g.*, tourist cabins and restaurants).

Second, the *transition* group includes the first US site in the Magdalena River and last two CS sites in the Eslava River. Water quality is variable and includes natural annual variations in conjunction with the effects of human activity ($DO=4.15-6.9$ mg L⁻¹; $TN=0.73-176.66$ mg L⁻¹; $TP=0.52-11.47$ mg L⁻¹; $FC=975,000-27 \times 10^6$ UFC 100 mL⁻¹; $FE=94,000-11 \times 10^6$ UFC 100 mL⁻¹). Disturbances are in the form of human settlements. In this group, the HQ is low (≤ 99), which reveals significant alterations (90% modification) to the riparian vegetation in terms of both continuity and naturalness, altered channels related to the presence of gabions and degraded heterogeneous hydromorphological elements resulting from the establishment of human settlements in the riparian zones.

Third, the *degraded* group includes US sampling sites with high degradation and polluted water ($DO=2.56-8.06$ mg L⁻¹; $TN=3.8-62.42$ mg L⁻¹; $TP=1.18-20.13$ mg L⁻¹; $FC=87,000-44 \times 10^6$ UFC 100 mL⁻¹; $FE=5000-15 \times 10^6$ UFC 100 mL⁻¹). Alterations at these sites are evident and include the total replacement of natural channels with drains for water from human settlements and total loss of HQ elements (≤ 30).

Macroinvertebrate classification

A total of 5360 benthic macroinvertebrate specimens belonging to 5 orders, 3 classes, 12 families and 3 sub-families were identified (Tab. 2). The first two axes of the CCA (Fig. 3, Tab. 2) explained 79% of the total variation ($P=0.0001$, $\alpha=0.05$) and indicated that the physicochemical and bacteriological variables, HQ, and benthic macroinvertebrate composition were interrelated. The first axis explained 53% of the variance and was correlated negatively with TN, TP, Q3, and HQ and positively with *Dytiscus*, *Hesperophylax*, Tanypodinae and Oligochaeta. The second axis explained 26% of the variance and was correlated negatively with TN, TP, and Q3 and positively with HQ and *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossosoma*, *Simulium*, and Planariidae, Podonominae and Nematodea. Both axes were driven by the better-preserved stretches of the Magdalena River during all seasons (primarily M-CS-1 and M-CS-2). The third axis explained 12% of the total variance and was correlated negatively with TN and TP and positively with HQ, Q3 and *Hydropsyche*, *Limnephilus*, *Epeorus* and Orthoclaadiinae. These conditions were documented in the middle portion of the Magdalena River in the rainy season at points M-

Tab. 1. Physicochemical and hydromorphological characteristics of the monitoring stations in the Magdalena-Eslava River Basin.

Site key/ altitude (m asl)	Distance points* (km)	Land cover	Temperature (°C)	pH	K ₂₅ (µs cm ⁻¹)	DO (mg L ⁻¹)	Turbidity (NTU)	Q ₃ (m ³ s ⁻¹)	TN (mg L ⁻¹)	TP (mg L ⁻¹)	CERA	Ecological status
<i>Magdalena River Conservation Soils (M-CS-)</i>												
M-CS-1 3099	0 X: 469065 Y: 2130102	<i>Abies</i> Forest	5.7-9.87 8.46 ± 1.9	6.46-7.52 7.02 ± 0.48	67-225 117 ± 74.5	5.56-9.84 8 ± 1.82	0.1-2.6 1.33 ± 1.034	0.43	0.2-2.4 1.27 ± 0.9	0.35-0.8 0.47 ± 0.02	116	PRS
M-CS-2 2727	3.633 X: 471399 Y: 2132466	<i>Quercus</i> Forest	7.5-15.1 10.88 ± 3.14	6.95-7.93 7.38 ± 0.5	76-253 129.75 ± 83.6	6.18-8.74 7.23 ± 1.07	0.2-4.2 2.1 ± 1.87	0.5	0.1-2.03 1.04 ± 0.86	0.316-0.73 0.44 ± 0.19	106	PRS
M-CS-3 2698	1.046 X: 472265 Y: 2132875	<i>Quercus</i> Forest	8.7-11.79 10.73 ± 1.41	6.87-8.31 7.48 ± 0.69	76-280 142.25 ± 93.6	5.41-8.8 7.51 ± 1.48	-14.6-6.5 1.1 ± 9.5	0.5	0.3-1.26 0.79 ± 0.48	0.343-0.58 0.46 ± 0.09	86	PRS
M-CS-4 2591	1.926 X: 473584 Y: 2134007	Disturbed mixed forest	11.32-13.46 12.04 ± 0.99	6.88-8.03 7.46 ± 0.50	79-487 223 ± 182.52	5.3-8.24 6.74 ± 1.21	5.6-167.5 48 ± 79.8	0.4	0.4-5.46 2.12 ± 2.29	0.37-0.903 0.56 ± 0.25	76	PRS
<i>Eslava River Conservation Soils (E-CS-)</i>												
E-CS-1 3557	0 X: 469362 Y: 2127247	<i>Pinus</i> Forest	6.69-10.46 9.05 ± 1.75	5.55-7.7 6.28 ± 0.1	54-162 91.8 ± 48.41	4.78-10.18 8.1 ± 2.5	0.1-0.5 0.66 ± 0.47	0.005	0-1.7 1.01 ± 0.8	0.09-0.8 0.36 ± 0.3	116	PRS
E-CS-2 2965	4.033 X: 472925 Y: 2128548	<i>Abies</i> Forest	7.43-10.33 9.46 ± 1.37	5.98-7.96 6.83 ± 0.85	73-243 125 ± 79.2	5.98-8.42 7.6 ± 1.1	-0.8-3.4 1.45 ± 1.8	0.03	0.06-1.13 0.8 ± 0.5	0.186-0.963 0.5 ± 0.34	110	PRS
E-CS-3 2769	2.632 X: 474143 Y: 2130330	<i>Quercus</i> Forest	11.99-13.17 12.43 ± 0.52	6.12-7.4 6.9 ± 0.62	79-100 89.25 ± 11.9	6.41-7.37 6.9 ± 0.5	12.2-77.8 47.5 ± 30	0.01	0.8-3.93 2.01 ± 1.5	0.14-0.96 0.52 ± 0.34	69	TS
<i>Magdalena River Urban Soils (M-US-)</i>												
M-US-1 2515	0.687 X: 474215 Y: 2134142	Urban zone	12.15-12.48 12.48 ± 0.17	7.11-7.44 7.44 ± 0.16	87-418 93 ± 189.4	5.16-9.06 5.16 ± 1.95	14.5-37.9 14.5 ± 13	0.13	0.166-2.8 0.73 ± 1.39	0.603-0.723 0.72 ± 0.07	69	TS
M-US-2 2475	1.124 X: 475259 Y: 2134397	Urban zone	10.34-13.15 11.68 ± 1.41	7.17-7.2 7.19 ± 0.015	109-2475 914.67 ± 1351.52	1.73-8.7 4.15 ± 3.95	13.1-159 67.47 ± 79.73	0.4	6.66-176.66 63.83 ± 97.7	0.36-32.5 11.47 ± 18.22	35	TS
M-US-3 2493	1.899 X: 476742 Y: 2135610	Urban zone	11.53-17.6 14.2 ± 2.55	7.24-7.86 7.53 ± 0.32	237-2138 849.25 ± 894.2	1.26-7.51 3.35 ± 2.834	33-140.1 89.8 ± 50.3	1.3	15.33-200 62.42 ± 91.72	2.7-26.16 13.95 ± 12.25	30	DS
M-US-4 2394	0.647 X: 476872 Y: 2136241	Urban zone	16.35-18.36 17.32 ± 0.83	7.12-8.21 7.63 ± 0.51	507-2004 934.5 ± 716.35	1.61-5.71 3.13 ± 1.96	19.4-102.3 69.43 ± 39.4	ND	16.66-140 54.42 ± 57.6	3.43-20.66 12.85 ± 7.46	30	DS
M-US-5 2281	6.694 X: 482080 Y: 2140495	Urban zone	16.13-18-38 17.52 ± 0-97	7.25-7.66 7.46 ± 0.2	399-1692 824.75 ± 593.02	1.59-3.45 2.56 ± 1.03	21.5-78.3 55.63 ± 26.32	ND	15.66-126.334 52.083 ± 50.87	3.33-15.87 10.06 ± 5.8330	30	DS
<i>Eslava River Urban Soils (E-US-)</i>												
E-US-1 2714	1.086 X: 474382 Y: 2130729	Disturbed mixed forest	10.53-13.21 12.07 ± 1.2	6.48-7.43 7.04 ± 0.4	98-335 175 ± 110.8	6.83-8.74 8.06 ± 0.88	6.4-44.3 23.05 ± 15.9	0.01	0.9-9.9 3.8 ± 4.12	0.36-3.1 1.18 ± 1.3	30	DS
E-US-2 2580	2.692 X: 474564 Y: 2132191	Urban zone	11.48-17.07 14 ± 2.32	5.95-8.06 7.27 ± 0.91	13.14-1378 490.3 ± 610.7	2.1-8.13 4.6 ± 2.9	5.6-341.5 116.6 ± 153.3	0.01	2.86-129 41.01 ± 59.16	1.16-72.73 20.13 ± 35.1	30	DS

*Distance points is the distance in km between two sampling points. K₂₅, specific conductance standardized at 25°C; DO, dissolved oxygen; TN, total nitrogen; TP, total phosphorus; CERA, hydromorphological quality evaluation score (24-120) (Acosta et al., 2009); PRS, potential reference site; TS, transition site; DS, degraded site; ND, no data (these sites were not accessible to the river). Minimum and maximum value, average, and standard deviation correspond to the four sampling stations.

CS2-R and M-CS3-R. The fourth axis explained 9% of the variance and was correlated negatively with TP, HQ and Q3 and showed a positive relationship between TN contributions, *Polycentropus* and sample stations M-CS-3, M-CS-4, E-CS-1 and E-CS-3, where the concentrations of TN were higher (average 1.60-2.5 mg L⁻¹). Bacteriological groups and TP did not exhibit significant correlations with taxa or sample stations for the CS stations.

According to the correlation values derived from the CCA between benthic macroinvertebrate taxa, HQ and Q3, the following five related categories have been proposed for ecological quality (>0.5, P>0.05) (Tab. 3).

Ecological status 5: *potential reference sites*, which were indicated by organisms that had a clear signal for axis 2 and represent sites with the best conditions.

Ecological status 4: *good ecological quality without potential reference sites*, which were indicated by organisms that had a weight in the analysis below 0.5 in axis 2 and signals in axes 1 and 3.

Ecological status 3: *tolerant sites*, which were indicated by organisms that do not have a signal, have a strong weight within the analysis and could occur in either of the axes.

Ecological status 2: *greater nutrient concentration and reduced discharge flow sites*, which were indicated by organisms with signals in axes 1, 3 and 4 that lacked a strong (values above 0.5) preference for any axis.

Ecological status 1: *high nutrient concentration and lower discharge flow and HQ sites*, which were indicated by organisms that had signals exclusively in axis 3.

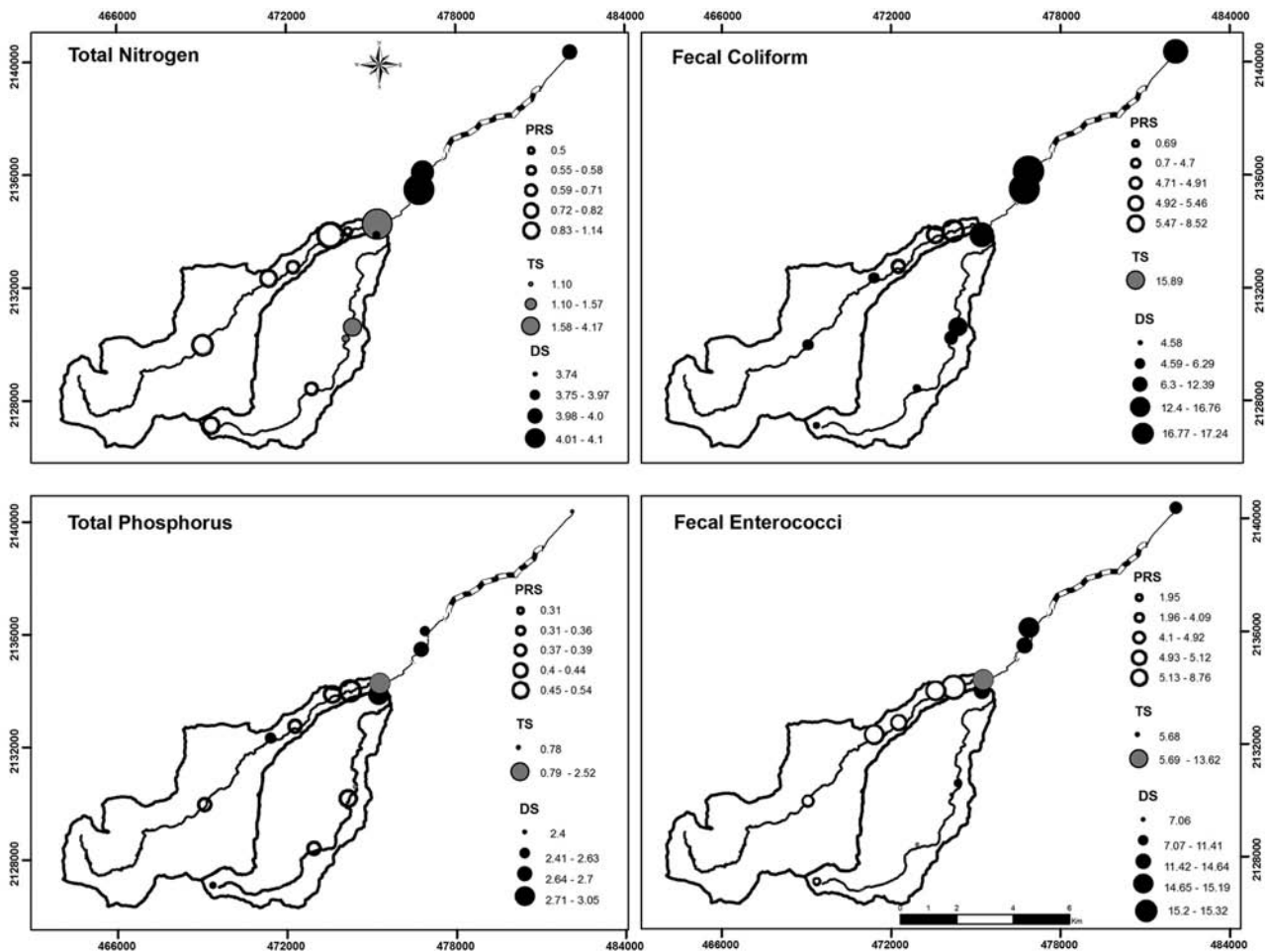


Fig. 2. Total nitrogen, total phosphorus, fecal coliform bacteria and fecal enterococci (n. 1; 6, mean values). The color of the circles indicate differences between sites according to the Mann-Whitney Test ($\alpha=0.05$): white circles indicate potential reference sites (PRS); grey circles indicate transition sites (TS); black circles indicate degradation sites (DS) in the Magdalena and Eslava Rivers. Site abbreviations correspond to those shown in Fig. 1.

Tab. 2. Value of the correlation (CCA) between environmental variables, sampling stations, and macroinvertebrate taxa in the Magdalena-Eslava River Basin. Site abbreviations correspond to descriptions in Fig. 1.

Variables/factors	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Environmental variables	Negative: TN, TP, Q3 CERA	Negative: TN, TP, Q3 Positive: CERA	Negative: TN, TP Positive: CERA, Q3	Negative: TP, CERA, Q3, Positive: TN
Sampling sites	M-CS3-DW E-CS1-DC E-CS-1-DW E-CS2-R1 E-CS2-DC E-CS2-DW E-CS3-DC E-CS3-DW	M-CS1-R1 M-CS1-DC M-CS1-DW M-CS1-R2 M-CS2-DC M-CS2-DW E-CS2-R2	M-CS2-R1 M-CS2-R2 M-CS3-R1 M-CS3-R2	M-CS3-DC M-CS4-DC M-CS4-DW M-CS4-R2 E-CS1-R1 E-CS1-R2 E-CS3-R1 E-CS3-R2
Macroinvertebrates	Tanypodinae (F. Chironomidae) (0.24) Oligochaeta (0.211) <i>Dytiscus</i> (1.315) (F. Dytiscidae) <i>Hesperophylax</i> (1.114) (F. Limnephilidae)	Podominae (0.3) (F. Chironomidae) <i>Baetis</i> (0.2) (F. Baetidae) <i>Tipula</i> (0.834) (F. Tipulidae) <i>Antocha</i> (0.843) (F. Tipulidae) <i>Atopsyche</i> (0.507) (F. Hydrobiosidae) <i>Glossosoma</i> (0.042) (F. Glossosomatidae) <i>Simulium</i> (0.4) (F. Simuliidae) Planariidae (0.7) Nemouridae (0.5)	Orthocladinae (0.715) (F. Chironomidae) <i>Hydropsyche</i> (0.84) (F. Hydropsychidae) <i>Limnephilus</i> (0.412) (F. Limnephilidae) <i>Epeorus</i> (0.3) (F. Heptageniidae)	<i>Polycentropus</i> (0.064) (F. Polycentropodidae)

TN, total nitrogen; TP, total phosphorus; Q3, discharge flow; CERA, hydromorphological quality; DW, dry warm; DC, dry cool; R1, R2, rainy.

Tab. 3. Value and indicator status of macroinvertebrate taxa in the basins of the Magdalena-Eslava rivers, which accounts for scores obtained in the classification and their correlation with environmental and hydromorphological variables.

Ecological quality	Very good hydromorphological conditions and permanent discharge flows	Good hydromorphological conditions and permanent discharge flows	No difference, which can occur in a wide range of conditions	Preference for greater nutrient concentrations (P and N)	Preference for greater nutrient concentrations (P and N) and lower discharge flows
Score	5	4	3	2	1
Indicator status	Potential reference sites	Good ecological quality	Tolerant	Sites with greater nutrient concentration, reduced flow	Sites with high nutrient concentration and lower discharge flows and hydromorphological quality
Families	Glossosomatidae Tipulidae Hydrobiosidae Nemouridae Heptageniidae	Baetidae Limnephilidae Hydropsychidae	Simuliidae Polycentropodidae Planariidae	Chironomidae Dytiscidae Limnephilidae	Chironomidae Oligochaeta
Subfamilies/Genera	Podominae <i>Epeorus</i> <i>Tipula</i> <i>Glossosoma</i> <i>Antocha</i> <i>Atopsyche</i> Nemouridae	<i>Baetis</i> <i>Hydropsyche</i> <i>Limnephilus</i>	<i>Simulium</i> Planariidae <i>Polycentropus</i>	Tanypodinae Dytiscus <i>Hesperophylax</i>	Orthocladinae

Macroinvertebrate IndVal

In the Magdalena River class I, only eight genera, one subfamily and one family were classified with an IndVal >30%, whereas in the Eslava River class I, one genus, one subfamily and one family were classified with an IndVal >30% and were related to the sample stations with high HQ and raised Q3 (Tab. 4). The lowest weight selected was 30, assigned to those taxa that were only specific indicators for one of the two classes. In class II, only one class with IndVal >30% in the Eslava River CS and no classes with IndVal >30% in the Magdalena River CS were observed. This class is characterized by low indicator values of the sampled organisms, which indicates low specificity and fidelity. *Simulium* was considered a *detector* taxon with a diffuse signal because it exhibited a different IndVal and lacked IndVal >30% in both classes for the same river (14 and 23 for the Magdalena River, and 25 and 7 for the Eslava River).

DISCUSSION

Typifying the sites

The physicochemical water composition and HQ helps to typify the Magdalena and Eslava rivers as high altitude mountain systems. However, they are altered in the middle portion of the basin by the presence of fish farms, restaurants, and recreational activities. These con-

ditions promote highly polluted environments in most downstream sections of the rivers, which are surrounded by urban development that expanded by 29% between 1960 and 2000 (Chávez and García, 2011). Therefore, the degree of deterioration has increased over the 15 years that have passed since the last evaluation. Ecological quality drastically decreased within the CS zone, primarily because of the loss of vegetation cover and changes in channel structure (*i.e.*, gabion construction and channelling). These changes elicited a linear response of ecological degradation and changes in the composition and function of the benthic macroinvertebrate community (*e.g.*, Nijboer and Verdonchot, 2004; Pagliosa and Rodrigues, 2006; Clapcott *et al.*, 2012). CERA was used to catalog the HQ and heterogeneity of fluvial habitat directly related to the diversity of available niches for macroinvertebrates (Acosta *et al.*, 2009; Januschke *et al.*, 2014). The concentrations of nutrients and bacteriological variables in the water were used to identify sites that were subject to some type of human contamination. Usually, P and N are the limiting nutrients for biological activity because they are necessary for primary productivity, and benthic macroinvertebrates respond markedly to their enrichment (Fisher *et al.*, 2004; Nijboer and Verdonchot, 2004; Hering *et al.*, 2006; Pagliosa and Rodrigues, 2006). These characteristics suggest that the monitoring of peri-

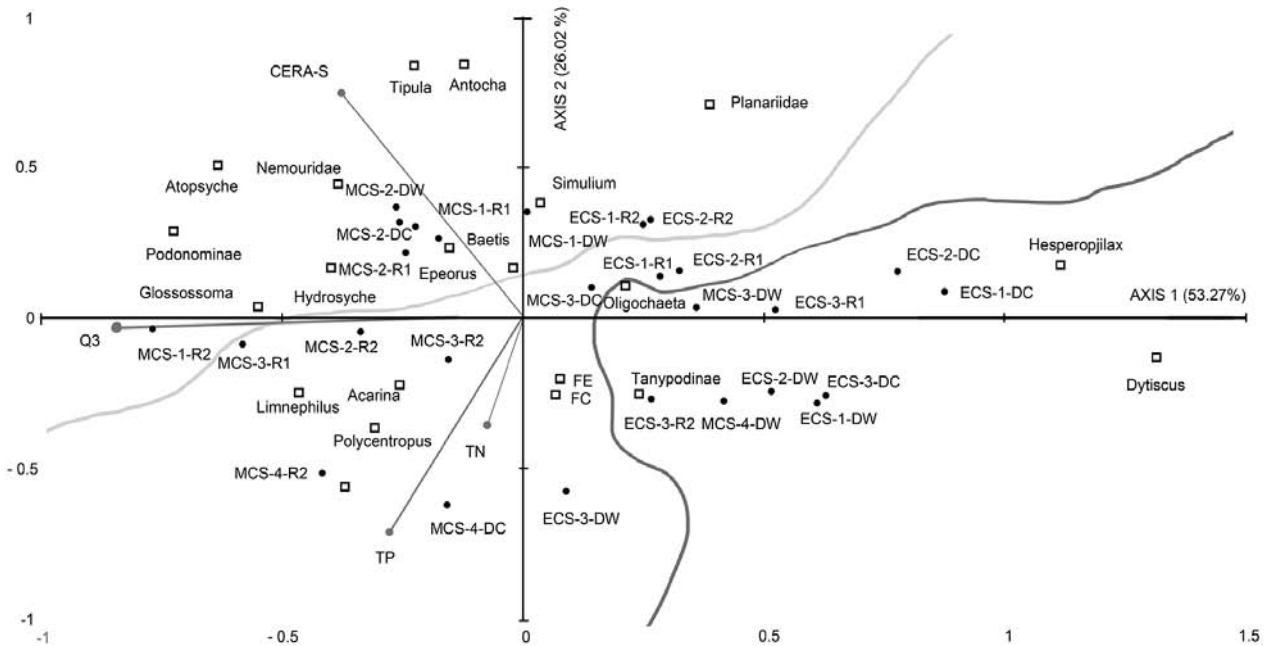


Fig. 3. CCA biplot explaining 79% of the total variance by the first two axes ($P=0.0001$, $\alpha=0.05$). Axis 1 is on the left side in light gray, and axis 2 is on the right side in dark gray. The circles correspond to sampling stations, the rectangles correspond to biological data, and vectors correspond to environmental parameters. Site abbreviations correspond to those shown in Fig. 1. DW, dry warm; DC, dry cool; R1, R2, rainy.

urban areas should be based on those variables, which can be used to rapidly identify activities that are potential sources of pollution (Pagliosa and Rodrigues, 2006). The use of such variables presents time and space limitations related to nutrient monitoring and highlights the value of macroinvertebrates that monitor conditions over the aquatic portion of their life cycles and provide broad scale (at least reach scale) monitoring.

Considering the NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003) criteria, the water in the locations considered reference sites in this study are appropriate sources of water for aquatic life conservation and human consumption. However, this appraisal is insufficient for evaluating ecosystem quality because it only considers water as a function of its potential use and not in terms of its own functional integrity. The ratio of FE to FC at a site could serve as an indicator of the origin (human or animal) of fecal waste material in an aquatic system (Toranzos *et al.*, 2007). In both rivers, the presence of fecal contamination at the CS sites was primarily animal in origin (quotient lower than two), whereas at the US sites, it was of human origin (quotient greater than four). This result is consistent

with the different land uses in both regions. In addition, the weighting of parameters and physicochemical and bacteriological parameters in the classification analysis confirms the importance of evaluating HQ and Q3 in the classification analysis.

A significant aspect when selecting potential reference sites is the prohibition on hydraulic alterations (*e.g.*, gabion dams) (Munné and Prat, 2004; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). This condition is not met in the CS zones of either of the studied rivers because the channels are regulated by a number of gabions constructed using local materials (boulders, rocks, etc.). These structures may significantly impact the magnitude, frequency and timing of discharge flows, which has been shown in other mountain rivers (Wohl, 2006; Brown and Pasternack, 2014). Moreover, the channels of both rivers may be modified by the local extraction of water for agricultural, grass, tourism and domestic activities.

Potential reference sites were located in the Magdalena-Eslava River sub-basin based on the physicochemical and bacteriological characteristics of the headwaters of both rivers. The evaluation of HQ revealed channel

Tab. 4. Indicator values of macroinvertebrate taxa (IndVal) in the basins of the Magdalena-Eslava rivers. Site abbreviations correspond to descriptions in Fig. 1.

Organisms	Class I: Magdalena River reference sites			Class I: Eslava River reference sites			Class II: altered sites in Magdalena River conservation soils			Class II: altered sites in Eslava River conservation soils		
	M-CS1-R1-2, DC, DC M-CS2-R1-2, DC, DW)			(E-CS1-R1-2, DC-DW E-CS2-R2)			(M-CS3-R1-2, DC, DW M-CS4-R2, DC, DW)			(E-CS2-R2, DC, DW E-CS3-R1-2, DC, DW)		
	S	F	IndVal (%)	S	F	IndVal (%)	S	F	IndVal (%)	S	F	IndVal (%)
Tanypodinae	0.21	0.88	18	0.65	1	65	0.09	0.71	6	0.05	0.71	4
Podonominae	0.96	1	96	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0
Orthocladiinae	0.08	0.13	1	0.32	0.2	6	0.6	0	0	0	0	0
Acarina	0.79	0.88	69	0.08	0.6	5	0.12	0.29	4	0.01	0.29	0
Baetis	0.56	1	56	0.03	0.8	2	0.15	0.71	10	0.26	0.71	19
Polycentropus	0.26	1	26	0	0	0	0.73	0.14	10	0.008	0.14	0
Tipula	0.69	0.38	26	0.18	0.2	4	0	0.14	0	0.13	0.14	2
Antocha	0.81	0.5	41	0.19	0.2	4	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	0.23	0.5	12	0.07	0.2	1	0.13	0.71	10	0.56	0.71	40
Atopsyche	0.88	0.5	44	0	0	0	0.13	0	0	0	0	0
Simulium	0.16	0.88	14	0.41	0.6	25	0.33	0.71	23	0.1	0.71	7
Hydropsyche	0.37	0.25	9	0.2	0.2	4	0.43	0	0	0	0	0
Limnephilus	0.35	0.75	26	0	0	0	0.65	0	0	0	0	0
Glossosoma	0.62	0.75	46	0.02	0.2	0	0.36	0	0	0	0	0
Planariidae	0.24	0.63	15	0.67	1	68	0	0.29	0	0.09	0.29	3
Epeorus sp.	0.53	0.63	33	0	0	0	0.13	0.43	6	0.34	0.43	14
Nemouridae	0.83	0.5	42	0	0	0	0.17	0	0	0	0	0
Dytiscus	0	0	0	0.47	0.6	28	0.05	0.43	2	0.48	0.43	21
Hesperophylax	0	0	0	0.7	1	70	0	0	0	0.3	0.71	22

DW, dry warm; DC, dry cool; R1, R2, rainy; S, specificity; F, fidelity.

modifications that could be acceptable for a potential reference site provided that a monitoring plan is designed to evaluate ecosystem functioning. Monitoring is especially pertinent because it is difficult to locate completely conserved sites in peri-urban watersheds (Wallin *et al.*, 2003; Munné and Prat, 2004; Stoddard *et al.*, 2006; Sánchez-Montayo *et al.*, 2009). Therefore, it is difficult to guarantee that ecosystem functions will be maintained over time because of on-going changes in settlements and hydraulic infrastructure (PUEC-UNAM, 2008).

Macroinvertebrate classification

The diversity of macroinvertebrates recorded in this study (12 families) was concentrated among the Chironomidae, Ephemeroptera, Trichoptera and Plecoptera groups, which is consistent with studies in other mountain rivers, such as that by Compin and Céréghino (2003), who found 283 species corresponding to these taxa and Coleoptera.

The CCA revealed that the indicator value of the taxa was consistent with the ecological characteristics of the sampling stations and suggested that higher HQ and Q3 contributed significantly to explaining the presence of sensitive organisms in the upper sub-basin areas within the CS. These results were also predicted by the River Continuum Concept model (Vannote *et al.* 1980), which states that in natural stream systems, biological communities of the headwaters form a temporal continuum of synchronized species replacements. Downstream communities are fashioned to capitalize on upstream processing inefficiencies, and both the upstream inefficiency (hydraulic intervention and organic pollution) and downstream adjustments are predictable.

Enterobacteria did not have a significant relationship with any environmental or biological variable, which means that contamination by organic material from animals and/or human waste was not a determining factor within the CS. The reduction of HQ elements in both rivers may be related to the presence of trout farms and bovine livestock. In addition, the large number of gabions, which modify the transportation of sediment, may affect the diversity of macroinvertebrates, a pattern observed in other rivers (*e.g.*, Fisher *et al.*, 2004; Nijboer and Verdonshot, 2004). Sites classified as having good HQ but no significant correspondence with Q3, which might have been caused by the permanence of the river throughout the year, were characterized by the presence of Podonominae, Planariidae, Nemouridae, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Glossosoma* and *Simulium* and related to permanent flows. This finding corresponds with the ecological characteristics of these taxa as described in the literature. Podonominae are frequently found in water with high quantities of abrasive material (gravels and boulders), and their diet consists of periphyton (Ozcós *et al.*, 2011). The *Simulium* genus grows in areas with a high current veloc-

ity is intolerant of organic contamination and requires a clean substrate upon which to anchor the silk strands that affix them to the substrate (Merritt *et al.*, 2008). Two genera were found for the Tipulidae family, and they are intolerant of organic contamination and likely prefer slimy substrates and the presence of vascular hydrophytes and algae. The *Glossosoma*, *Atopsyche*, Nemouridae and Planariidae groups are often found in upper mountain rivers in clean and cold water that is well-oxygenated (Merritt *et al.*, 2008). This is a difference between the North American (NA) and Mexican fauna because most of the NA genera are considered gathering collectors and do not occur in fast waters (Merritt *et al.*, 2008). The *Baetis* genus is generally associated with fast currents and can colonize different substrata, such as rocks, gravels, sands, branches, and leaves, where they feed on microalgae and particulate organic matter (Ozcós *et al.*, 2011). In general, these taxa are representative of sites with good ecological quality and do not tolerate organic material contamination. However, they also do not tolerate low DO; therefore, the type of organic matter and flow conditions are determining factors. Tons of leaves are introduced to streams from the riparian zones of forested streams every year, and macroinvertebrate shredders tolerate these conditions and are dependent on them (Merritt *et al.*, 2008). The presence of such organisms indicates that within the CS, such contamination is relatively insignificant.

The sites positively correlated with higher Q3 and HQ values are represented by the following taxa: Orthocladiinae (most are gathering collectors), *Hydropsyche* (all are filtering collectors), *Limnephilus* (some are detrital shredders) and *Epeorus* (all are scrapers). These shredding and scraping organisms are sensitive to low concentrations of DO and associated with turbulence and high current velocities (Compin and Céréghino, 2003; Guilpart *et al.*, 2012). However, most shredders and gathering collectors in NA occur in slower flow areas or in protected (low velocity) areas in faster water (Merritt *et al.*, 2008). The difference from the previous axis is the positive relationship with Q3 represented by the rainy season, which reduces the discharge flow by more than half during the dry warm season.

All the Eslava River sites were negatively correlated with HQ and Q3, which might have been caused by the elevated number of channel alterations (gabions and local hydraulic derivations) and areas with lower HQ. The representative taxa are Tanypodinae, Oligochaeta and *Dytiscus*. Adults are able to tolerate low oxygen because they are air breathers, but the larvae of most are not tolerant of low DO because they require aquatic respiration, elevated organic material content and low current velocity. Coleoptera are reported in sites with low current velocity (Compin and Céréghino, 2003) because the larval and adult stages breathe atmospheric oxygen and do not depend on DO. However, certain species have cutaneous

aquatic respiration and others have gills, such as Elmidae larvae (Merritt *et al.*, 2008). Thus, these invertebrates are indicator species because they can tolerate a broad gradient of DO, and the species that do breathe air are good indicators of low oxygen conditions.

Macroinvertebrate IndVal

CS sites were separated into two classes (potential reference sites and altered sites) for each river based on the same physicochemical and bacteriological parameters established according to the ascendant hierarchical grouping and CCA. However, the IndVal method was more specific than the CCA for determining the ecological quality at the sampling sites and tolerance intervals for each taxon.

Twelve taxa that are indicators of good ecological quality were found in the CS, with most located in the Magdalena River and belonging to Nemouridae, Podonominae, Acarina, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossosoma*, *Hesperophylax* and *Limnephilus*; two taxa were found in the Eslava River: Tanypodinae and Planariidae. The taxa that can be considered better indicators of potential reference sites in the Magdalena River were the Acarina class, Nemouridae family, Podonominae subfamily, and *Epeorus*, *Atopsyche* and *Glossosoma* genera. These taxa have high values of fidelity and specificity; thus, they are representative of well-preserved sites, and a high frequency of occurrence would facilitate their use as bioindicators.

The results revealed that certain combinations of fidelity and specificity provided indicators of the sites. For example, *Antocha* has a high preference for well-preserved sites of the Magdalena River, but their frequency is low, which limits their fidelity. The opposite occurred with the Tanypodinae subfamily and *Baetis*, *Dytiscus*, and *Hesperophylax* genera, which showed a high occurrence in conserved sites of both rivers but varying specificity, which compromised the exclusivity conditions for a particular habitat. In these cases, the organism indicator value and weight of other variables should be considered as the elements of HQ. An example of a tolerant organism was *Simulium*, which maintained a frequency of occurrence in all types of sites and showed poor specificity values for each site. The importance of tolerant organisms is that they provide an early indication of changes in the conditions of ecological quality.

In general, these taxa are congruent with the CCA, although the low abundance and fidelity associated with Oligochaeta and Orthocladiinae explain the relatively insignificant IndVal values in relation to areas where the values were significant. This difference could be related to changing conditions during Q3, when it is more likely for organisms to decrease or increase in abundance and demonstrate changes in fidelity and specificity values. Macroinvertebrates associated with potential reference sites exhibited spatial preferences related to the character-

istics of each river. Examples of such preferences are observed in the order Trichoptera, with *Hesperophylax* characteristic of the oligotrophic, low-flow habitat with little heterogeneity found in the Eslava River headwaters and *Limnephilus* characteristic of the higher flow, greater riparian heterogeneity and oligotrophic conditions of the upper portion of the Magdalena River. Both genera are detrital shredders found in headwaters where leaf litter is abundant, and they are key in the transfer of energy to other trophic levels (Bueno-Soria, 2010; Guilpart *et al.*, 2012). Similarly, the three Chironomidae subfamilies exhibited different habitat preferences. Tanypodinae and Podonominae may be related to clean water. Tanypodinae can occur in a wide range of environments, and Podonominae is often typical of the rheophilic zone with low temperatures and high DO concentrations. The majority of Podonominae species are found in cold high velocity streams (Ogbeibu and Oribhabor, 2002). In this study, these taxa were related to sites with higher HQ and permanent flows. In contrast, Orthocladiinae are described as tolerant of organic and even heavy metal contamination and were found in the lower parts of the sub-basin, which have greater degrees of human influence and organic material pollution. Thus, it was possible to observe a difference in habitat preference that coincided with the longitudinal degradation gradient of the watershed and low values associated with specificity for a particular habitat.

The highest taxonomic resolution (subfamily and genus) was important for attaining a greater characterization of the associations between organisms and for determining spatial preferences for and ecological quality of the sampling stations. Because most families were represented by only one genus, the analyses performed using either families or genera were similar. Refinement of the monitoring methods presented in this study could be improved if adults were collected to allow for species identifications. In addition, more data on macroinvertebrate adaptations for specific habitat feeding preferences would provide valuable information.

CONCLUSIONS

The proposed evaluation for determining ecological quality in the peri-urban Magdalena-Eslava River sub-basin provided three important conclusions: i) monitoring within the CS zone is determined by Q3 and HQ because they are directly related to channel alterations; ii) these factors could be the most significant elements in evaluating disturbances of ecological quality and the structure and function of benthic macroinvertebrate communities in the remaining rivers in the Mexico Basin; and iii) analyses of nutrient concentrations and Enterobacteria abundance are necessary for evaluating transition sites that show greater evidence of human activity.

Ecological quality in the CS decreases as anthro-

pogenic activities increase. In particular, an increase in the construction of gabions from the headwaters to the lower portions of the rivers induced changes in Q3 that masked seasonal effects (rainy and dry seasons) and affected the benthic macroinvertebrate communities. These hydraulic alterations and their impacts on hydrological dynamics have not been adequately evaluated as disturbances in the sub-basin. The full impact on macroinvertebrates benthic communities is currently underestimated and not fully understood; however, the construction of these structures continues to expand. The characterization of CS potential reference sites proved to be a difficult task because of differences in the description of conserved areas of geographic locations in the literature. However, it is important to assess the socioeconomic context and development of the entire study area to weigh the importance of potential reference status in locations that are in imminent danger of disappearing. Thus, this concept should be flexible and have adaptive capacity.

The suitability of CS potential reference sites was confirmed based on the calculated indicator values of 12 selected benthic macroinvertebrate taxa and was consistent with their known ecological traits. These 12 taxa are as follows: i) scrapers: *Antocha* and *Glossosoma* (fast water habitats); ii) detrital shredders: *Tipula*, *Hesperophylax*, and most *Limnephilus* (except for the last larval instar, which includes scrapers, and Tipulidae (other than *Tipula*), which are almost exclusively predators; the habitat is anywhere terrestrial riparian plant litter accumulates – slow water drop zones or accumulations in front of obstructions in fast water); iii) filtering collectors: none; iv) gathering collectors: certain Podonominae, *Baetis*, and Nemouridae (the habitat is mostly slow water); and v) predators: Planariidae, Acarina, Tanypodinae and Atopsyche (habitats include fast current locations, which are mostly out of the current, such as under rocks, and slow current locations).

A change in the structure of this taxonomic and functional macroinvertebrate community and the appearance of other taxa identified as tolerant to pollution could be related to land-use changes and their relationship to the physicochemical properties of water. Therefore, these taxa could be good indicators of potential reference sites in other rivers in the Mexico Basin.

The abundance of high mountain rivers in the Mexico Basin that have similar characteristics to the rivers sampled in this study demonstrates potential vulnerability to increased urban expansion. The sub-basin of the Magdalena-Eslava rivers functions as a pilot area for the implementation of conservation and management programs. Thus, this work is an important reference for evaluations and assessments of the effects of anthropogenic interventions in aquatic ecosystems near urban locations.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank Gustavo Pérez, Erick Hjort, Antonio Tapia, and Mauricio Ramírez for their fieldwork and laboratory support; the Riparian Ecosystem Lab and National Sustainability Sciences Lab, UNAM; Verónica Aguilar (Faculty of Science-UNAM) for creating maps; Kenneth Cummins (Humboldt State University) and Javier Alcocer Durand (FES-Iztacala-UNAM) for reviewing and contributing critical suggestions for this manuscript; and American Journal Experts for aiding in the English translation. We are also grateful for the financial support offered by the National Council of Science and Technology (CONACYT) through the ACB Doctoral Scholarship and for support from the Program for Research and Technological Innovation Projects (PAPIIT) IN211712. We would also like to thank the Graduate Program in Ocean Sciences and Limnology at UNAM.

REFERENCES

- Acosta R, Ríos B, Rieradevall M, Prat N, 2009. [Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú]. [Article in Spanish]. *Limnética* 28:35-64.
- Allen A, Dávila JD, Hofmann P, 2006. The peri-urban water poor: citizens or consumers? *Environ. Urban.* 18:333-351.
- APHA, 2005. Standard methods for examination of water and wastewater, 21 ed. APHA, AWWA, WEF, Port City Press, Washington.
- Ávila-Akenberg VD, 2005. [Mapa de vegetación y uso de suelo de la Cuenca alta del río Magdalena]. [Master Thesis in Spanish]. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ávila-Akerberg VD, 2010. Forest quality in the southwest of México City. Assessment towards ecological restoration of ecosystem services. Doctoral Dissertation in Natural Resources, Department of Forest and Environmental Sciences, Albert-Ludwigs-Universität, Germany.
- Bouleau G, Pont D, 2015. Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive. *Environ. Sci. Policy.* 47:32-41.
- Brown RA, Pasternack GB, 2014. Hydrologic and topographic variability modulate channel change in mountain rivers. *J. Hydrol. (Amst).* 510:551-564.
- Bueno-Soria J, 2010. [Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México]. [Book in Spanish]. Universidad Nacional Autónoma de México: 228 pp.
- Chávez M, García L, 2011. [Zonificación territorial de la cuenca del río Eslava, D.F. a partir de la identificación de áreas ecológicamente sensibles]. [Article in Spanish]. *Rev. Soc. Rur. Prod. Medio Ambiente* 11:22.
- Chang FH, Lawrence JE, Rios-Touma B, Resh VH, 2014. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environ. Monit. Assess.* 186:2135-2149.
- Clapcott JE, Collier KJ, Death RG, Goodwin EO, Harding JS, 2012. Quantifying relationships between land-use gradients

- and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biol.* 57:74-90.
- Compin A, Céréghino R, 2003. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecol. Indic.* 3:135-142.
- Cortes RMV, Hughes SJ, Rodríguez Pereira V, Pinto Varandas S, 2013. Tools for bioindicators assessment in rivers: The importance of special scale, land use patterns and biotic integration. *Ecol. Indic.* 34:460-477.
- Cummins KW, Merritt RW, Andrade PCN, 2005. The use of macroinvertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna E.* 40:69-89.
- Dewalt RE, Resh VH, Hilsenhoff LW, 2010. Diversity and classification of insects and Collembola, p. 587-657. In: J.H. Thorp and A.P. Covich (eds.), *Ecology and classification of North America freshwater invertebrates*. Academic Press, San Diego.
- DOF (Diario Oficial de la Federación), 2003. [Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (aclaración a la NOM-001-ECOL-1996), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales]. [In Spanish]. Accessed on: 20 August 2014. Available from: <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/60197.pdf>
- DOF (Diario Oficial de la Federación), 2012. [Norma mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012. Secretaría de Economía, que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas]. [In Spanish]. Accessed on: 20 August 2014. Available from: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NMX-AA-159-SCFI-2012.pdf>
- Dudgeon D, 2008. *Tropical stream ecology*. Academic Press, San Diego: 370 pp.
- Dufrêne M, Legendre P, 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67:345-366.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal, L 327, 22/12/200: 72 pp.*
- FEM (Freshwater Ecology and Management Research Group), 2011. [Diseño de programas de biomonitorio e intercalibración de metodologías para la medida del estado de salud de los ríos]. [Report in Spanish]. Universitat de Barcelona: 16 pp.
- Ferraro SP, Cole FA, 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67:251-262.
- Ferrusquía-Villafranca F, 1998. [Geología de México: una síntesis, p. 3-108]. In: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa. (eds.), [Diversidad biológica de México. Orígenes y distribución]. [Book in Spanish]. Biology Institute, UNAM, Mexico
- Fisher SG, Sponseller RA, Heffernan JB, 2004. Horizons in stream biogeochemistry: flow paths to progress. *Ecology* 85:2369-2379.
- Friberg N, Bonada N, Bradley DC, Dunbar MJ, Edwards FK, Grey J, Hayes RB, Hildrew AG, Lamouroux N, Trimmer M, Woodward G, 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. *Adv. Ecol. Res.* 41:1-68.
- García E, 2004. [Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen]. [Book in Spanish]. Geography Institute: 246 pp.
- Greffard MH, Saulnier-Talbot E, Gregory-Eaves I, 2011. A comparative analysis of fine versus coarse taxonomic resolution in benthic Chironomid community analyses. *Ecol. Indic.* 11:1541-1551.
- Guilpart A, Roussel JM, Aubin J, Caquet T, Marle M, Le Bris H, 2012. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. *Ecol. Indic.* 23:356-365.
- Hach, 2003. *Water analysis handbook*, 4 ed. Hach Co., Loveland: 1260 pp.
- Hering D, Johnson RK, Kramm S, Schmutz S, Szoszkiewicz K, Verdonschot PFM, 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biol.* 51:1757-1785.
- Hughes RM, 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions, p. 31-47. In: W.S. Davies, T.P. Simon (eds.), *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Ann Arbor.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), 2000. [Modelo Digital de Elevación. Formato raster, escala 1:50,000. NAD_27_UTM_Zone_14 N]. [In Spanish]. INEGI, México.
- Januschke K, Jähnig SC, Lorenz AW, Hering D, 2014. Mountain river restoration measures and their success(ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecol. Indic.* 38:243-255.
- Jujnovsky J, Almeida-Leñero L, Bojorge-García M, Monges YL, Cantoral-Uriza E, Mazari-Hiriart M, 2010. Hydrologic ecosystem services: water quality and quantity in the Magdalena River, México City. *Hidrobiológica* 20:117-13.
- Legorreta J, 2009. [Ríos, lagos y manantiales del valle de México]. [Book in Spanish]. Autonomous Metropolitan University: 365 pp.
- Mazari-Hiriart M, Pérez-Ortiz G, Orta-Ledesma MT, Armas-Vargas F, Tapia MA, et al., 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PLoS One* 9:e102081.
- McCune B, Grace JB, 2002. *Analyses of ecological communities*. MjM Software Design. Glenden Beach: 307 pp.
- Merritt RW, Cummins KW, Berg MB, 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 4 ed.. Kendall Hant, Dubuque: 1158 pp.
- Munné A, Prat N, 2004. Defining river types in a Mediterranean area: a methodology for the implementation of the EU water framework directive. *Environ. Manage.* 34:711-729.
- Nijboer RC, Verdonschot PFM, 2004. Variable selection for modeling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecol. Model.* 177:17-39.
- Ogbeibu AE, Oribhabor BJ, 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Res.* 36: 2427-2436.
- Ozcós J, Galicia D, Miranda R, 2011. *Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain*. Springer: 174 pp.
- Paetzold A, Warren PH, Maltby LL, 2010. A framework for as-

- sessing ecological quality based on ecosystem services. *Ecol. Complex.* 7:273-281.
- Pagliosa PR, Rodrigues Barbosa FA, 2006. Assessing the environment-benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biol. Conserv.* 129:408-417.
- Pardo I, Gómez-Rodríguez C, Wasson JG, Oven R, van de Bund W, Kelly M, Bennett C, Birk S, Buffagni A, Erba S, Mengin N, Murray-Bligh J, Ofenböeck G, 2012. The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally impacted river ecosystems. *Sci. Total Environ.* 420:33-42.
- PUMA-UNAM-GDF (Programa Universitario de Medio Ambiente-Gobierno Distrito Federal), 2009. [Sistema de Indicadores para el rescate de los ríos Magdalena y Eslava. México, D.F.] [Book in Spanish]. UNAM, Mexico: 134 pp. Accessed on: 20 February 2014. Available from: http://www.sma.df.gob.mx/sma/links/download/archivos/sistema_indicadores.pdf
- PUEC-UNAM (University Study Program of the City-National Autonomous University of Mexico), 2008. [Propuesta de diagnóstico integrado de la cuenca del río Magdalena. En: Plan Maestro de Manejo Integral y Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del río Magdalena]. [Book in Spanish]. SMA-GDF, UNAM. PUEC-GDF: 329 pp.
- Ruza-Rodríguez J, 2005. [El control del estado ecológico de las aguas superficiales en España]. [Article in Spanish]. *Revista Montes* 79:72-73.
- Sánchez-Montayo MM, Vidal-Abarca MR, Ponti T, Poquet JM, Prat N, Rieradevall M, Alba-Tercedor J, Zamora-Muñoz C, Toro M, Robles S, Álvarez M, Suárez NL, 2009. Defending criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hidrobiología* 619:39-54.
- Scheibler EE, Claps MC, Rojy-Juñent SA, 2014. Temporal and altitudinal variations in benthic macroinvertebrates assemblages in an Andean river basin of Argentina. *J. Limnol.* 73:92-108.
- Stoddard JL, Larsen DP, Hawkins CP, Johnson R, Norris R, 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecol. Appl.* 16:1267-1276.
- ter Braak CJE, 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- Toranzos GA, McFeters GA, Borrego JJ, Savill M, 2007. Detection of microorganisms in environmental freshwaters and drinking waters, p. 249-264. In: C.J. Hurst, R.L. Crawford, J.L. Garland, D.A. Lipson, A.L. Mills and L.D. Stetzenbach (eds.), *Manual of environmental microbiology*, 3rd ed. ASM Press, Washington.
- Tornés E, Cambra J, Gomà J, Leira M, Ortiz R, Sabater S, 2007. Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *Ann. Limnol.- Int. J. Limnol.* 43:1-11.
- UAM-GDF (Autonomous Metropolitan University-Federal District Government), 2008. [Plan de rescate del río Eslava]. [Book in Spanish]. SMA-GDF, UAM-GDF: 611 pp.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE, 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:130-137.
- Wallin M, Wiederholm T, Johnson RK, 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Final Report to the European Commission from CIS Working Group 2.3 - REFCOND Project.
- Wohl E, 2006. Human impacts to mountain streams. *Geomorphology* 79:217-248.

C
A
P
Í
T
U
L
O

4

CONOCIMIENTO
ECOLÓGICO LOCAL

Integrating local and scientific ecological knowledge as tools for
conservation and decision making to preserve peripheral urban
rivers

Caro-Borrero, A., Carmona-Jiménez, J., de Garay Arellano, G.,
Varley, A., Mazari-Hiriart, M., Adams, D.K.

Integrating local and scientific ecological knowledge to promote the conservation of urban rivers

Caro-Borrero, Angela Piedad^{1,2}; Carmona-Jiménez, Javier²; Varley, Ann³; de Garay-Arellano, Graciela⁴; Mazari-Hiriart, Marisa⁵ y Adams, David K⁶.

1. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Coyoacán, 04510, México. D.F. angelacaro23@gmail.com
2. Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencias, UNAM, Coyoacán, 04510, México. D.F.
3. Department of Geography UCL (University College London) 26 Bedford Way London WC1H 0AP
4. Instituto Dr. José Luis María Mora. Plaza Valentín Gómez Farías #12 Col. San Juan Mixcoac México D.F. C.P 03730.
5. Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, UNAM, Coyoacán, 04510, México. D.F.
6. Centro de Ciencias de la Atmósfera. UNAM, Coyoacán, 04510, México. D.F

Abstract

Aquatic ecosystems face management problems that could be addressed through a combination of scientific and local ecological knowledge. Large cities, such as Mexico City, would benefit from strategies that are able to blend social development with sustainable practices. The goal of this study was to note the importance and usefulness of scientific and local knowledge in a peri-urban sub-basin of Mexico City, through: a) documenting the relationship of the local settlers of this area and the river and b) assessing the quality and quantity of water in the past and present. We analyzed 19 interviews in order to assess local residents' perception of water quality and quantity during the time they have lived in the area. Additionally, we analyzed historical river flow data and water quality reports covering the last eight years. The results show that the relationship between the inhabitants of the area with the river has been governed by enforced public policies of exploitation and conservation. For over 170 years the river was used as the main source of power for the area's textile industry. When this industry collapsed, the importance of the river to the local population declined. Water quality perception is not consistent with historical empirical records because the water contamination is acknowledged as a regular phenomenon with the themselves

contribute. Analysis of river flow historical data reveals a slight increase despite a trend of somewhat lower precipitation volumes. This discrepancy may be due to hydraulic infrastructure and presumably illegal extraction. The sub-basin is subjected to a dramatic process of transformation that is related to lack of awareness of the people with the local natural resources surrounding them.

1. INTRODUCTION

Managing hydrologic resources has always been a priority in the establishment of human societies, requiring practices that are able to integrate the biological, physicochemical and socioeconomic components that result from these interactions. Rivers in particular represent a challenge since they are aquatic ecosystems characterized by a continuous water flow and a set of biotic and abiotic components that must be analyzed at different spatial and temporal scales, as well as by defining their structure and function. As a feature of the environment rivers are not bound to political divisions of territory but they are nevertheless highly sensitive to human activities, which in turn could alter the ecosystem outside the political boundaries, because of this feature the ecosystem rivers have been gaining regional importance and ultimately having a global impact (Maass & Equihua, 2015). It is this interconnection between ecosystems and human beings at different spatial and temporal scales that shapes socio-ecosystems (Maass, 2012). This concept points to a coordinated management of water, land and related resources, maximizing social welfare without comprising sustainability and making local social players a key part of the process (Swatuk & Motsholapheko, 2008). However, the intrinsic complexity of aquatic ecosystems represents a challenge when designing solutions for problems in the short and long term that require a conciliation between institutional goals and ecosystem preservation (Molle & Mamanpoush, 2012; Burgi et al., 2013).

The basis for developing an integrative aquatic resource management strategy is the use of local ecological knowledge (LEK) in scientific studies (Taylor & Loe, 2012). Involvement of local communities in resource management actions is considered crucial when planning land use policies since it encourages participation, improving the chances of successful implementation (Robertson & McGee, 2003; Taylor & Loe, 2012). LEK is defined as the understanding of local resources by a particular group of people through their perception of the environment (Olsson & Folke, 2001, Taylor & Loe, 2012). The participation of local communities is considered indispensable in land use planning and decision making, since it empowers them and increases the likelihood that the management actions will be responsive to local concerns (Robertson & McGee, 2003; Taylor & Loe, 2012).

Local ecological knowledge has traditionally been recorded in the form of oral history, although its value as a tool in ecological studies it is not yet widely accepted (Robertson & McGee, 2003). Oral history offers the possibility of having another management perspective, since written sources often reveal only official perspectives (Burgi et al., 2013). In large cities, resource management becomes a complicated task, since it is necessary to reconcile social development objectives with environmental goals in order to move towards sustainability, as is the case of Mexico City. The city faces water management problems due to intensive aquifer exploitation and mismanagement of peripheral rivers (Legorreta, 2009). Despite this, there are still some sub-basins that preserve some of their natural elements, with good potential for provision of Ecosystem Services (ES), such as the Magdalena-Eslava rivers sub-basin (Mazari-Hiriart et al., 2014; Caro et al., 2015). However, accelerated urbanization endangers this environment making it a priority to develop management strategies that take into account the watershed's present state, scientific opinion, historical socio-ecological knowledge and political will. The objective of this article is to underline out

the importance of local ecological knowledge in management alternatives for peripheral urban watersheds and their conservation through a) use of oral sources and archives to document the historic relationship between local residents and their natural resources, and b) evaluation of the quantity and quality of water available in the watershed both in the present and in the past.

1.1. Mexico City's historic context and its relation with surface water and forests

Mexico City has experienced deep social and environmental transformations since pre-Columbian times. The Mexica (or Aztec) culture settled in what was once a lacustrine system, building highly productive *chinampas*, artificial islands made by building up extensions of soil laid upon branches and roots, secured by stakes anchored to the lake's bottom, thus allowing water to reach the root system of the plants. The Mexica also accomplished engineering feats such as the installation of aqueducts that doubled as a source of drinking water and as a flood control measure given the numerous rivers that fed the area (González-Reynoso et al., 2010). During the Spanish rule many dykes and dams were built to contain the constant floods, although none proved very effective. It was not until the 17th century that a more permanent solution was found, completely transforming the environment by inverting the endorheic nature of the basin to form an exorheic system, with the construction of a deep and extensive drainage system (González-Reynoso et al., 2010).

The new outflowing nature of the lake system allowed the expansion of the city, which has continued until the present day. Nevertheless, during the first decades of the 20th century, there were still many green areas and areas of farmland fed by the numerous streams present in the Basin of Mexico. Many of these rivers were also used by the textile and paper industry from the early 1800s to the mid 20th century, when both industries started to decline due to

river flow reduction and strikes. The decline of these industries coincided with the city began a rapid growth process and by 1950, the city had spread beyond its political limits and invaded the adjoining state, with an exponential increase in population in the last 50 years (Fig. 1). This growth has exacerbated water management problems and promoted the culverting of water courses and deforestation; an ever-increasing demand of water for the population has led to disproportionate groundwater extraction and the importation of water from nearby basins.

Urban Area's Evolution Upon the Conservation Soil in Mexico City

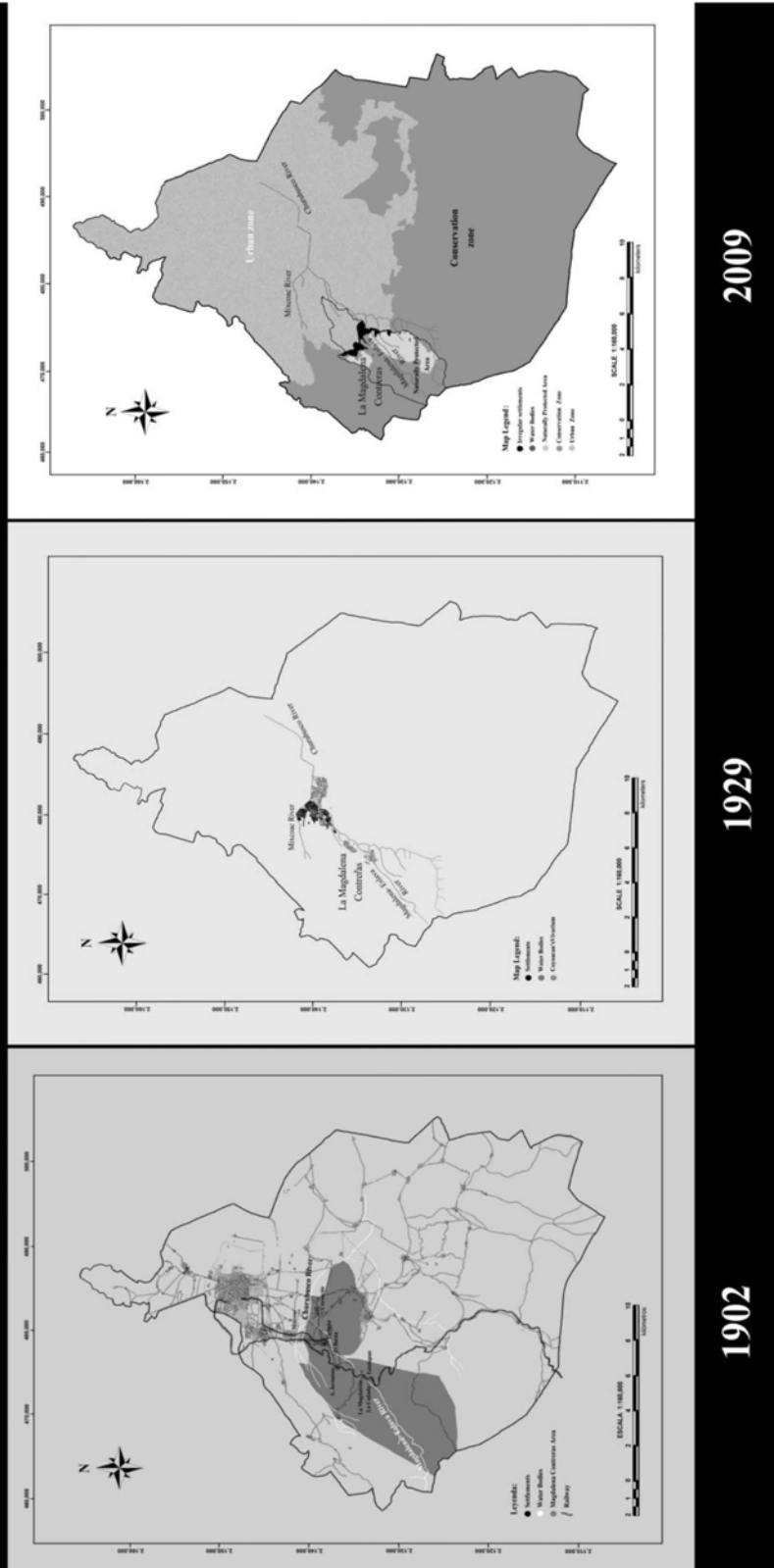


Figure 1. Cartography of major demographic changes in Mexico City from 1902-2011.
 1.2. Present day Mexico City

The Federal District of Mexico City lies in the southern part of the Basin of Mexico. It has an average elevation of 2,240 m asl and an area of 1,495 km². Administratively it is divided into an Urban Zone (UZ) with an area of 614.58 km² (41 %) and a Conservation Zone (CZ) with 872.95 km² (59%). Of the 2.2 million people who live in the Conservation Zone, 700,000 of them make direct use of it for their livelihood (i.e. agriculture, livestock breeding, extraction of non-timber forest products, etc.); they representing 8% of the total population in the Federal District (D.F.), the administrative entity that encompasses the central area of Mexico City. In the sub-basin of the Magdalen-Eslava rivers, the provision of Ecosystem Services (ES) has been directed mainly towards urban water supply and to some small extent to local ecotourism. However, uncontrolled tourism, unauthorized settlements and inefficient public policies have damaged the hydro-morphology of the sub-basin (Mazari-Hiriart et al., 2014; Caro et al., 2015). More recently the local government authorities have made some efforts to monitor and preserve the sub-basin of the Magdalena-Eslava rivers (PUEC-UNAM-GDF, 2009). However, these efforts have been based on a combination of academic research and local government policy; they have paid scant attention to local knowledge about the ecological history of the area, and this has resulted in projects that have failed to achieve the desired objective of river restoration. The rivers continue to be degraded and the true agents of change have not been addressed.

2. METHODS

The selection of criteria used to evaluate local ecological knowledge and hydrological changes was driven by availability of data within the study area at a local scale (Table 1).

2.1. Local ecological knowledge

We conducted a series of interviews with local residents, defining a resident as someone who was born in the study area or had lived there for more than 30 years. The interviewees contributed with pictures and some historic documents from the past 40 to 80 years, which were incorporated into the analysis. Between 2012 and 2014, nineteen interviews were conducted, lasting up to 2 hours each, based on an interview schedule that sought to focus responses on their knowledge of local social-ecological matters. The first interviewees selected were those who had participated in previous studies and could be contacted personally or by phone, and subsequently the snowball method was used to contact further interviewees (Neuman, 2000). The interviews were recorded and transcribed and then analyzed qualitatively with the MAXQDA.11 software program. The analysis centered on the following points: past and present relationship with the water (quantity and quality) and with the forest, community life and the influence of industrial development on the latter. These results were compared with historical records and scientific monitoring data.

2.2. Scientific knowledge: quantity and quality of water

Historical analysis of water quality was based on data obtained from 10 sampling stations from 2008 to 2012 period for the Magdalena river and 2010 to 2012 for the Eslava river (Mazari-Hiriart et al., 2014; Caro et al., 2015). The analysis measures physicochemical and bacteriological parameters (coliform and fecal enterococci), in order to assess water quality during the dry and rainy seasons in both rivers. The analysis was attuned to the maximum permissible limits established by the official water quality Mexican Norm (NOM-127-SSA1-1994) for human use and consumption (Nitrates 10 mg L⁻¹, Ammonium 0.5 mg L⁻¹, total phosphorous 0.2-0.5 mg L⁻¹ and fecal coliforms 0 CFU/100 mL) (DOF, 2000). Temporal differences in physicochemical parameters were assessed through a Kruskal-Wallis test, with

normality confirmed by a Kolmogorov-Smirnov test. Differences between years were compared using a Mann-Whitney two-tailed test with $p \leq 0.005$ significance. All statistical tests were performed using SPSS V. 13 statistical package (Softonic, 2004).

Validation of flow rates and rainfall for the Magdalena-Eslava sub-basin

Historic flow rate data were available through official records provided by a local monitoring station of the National Water Commission (*Comisión Nacional del Agua*, Santa Teresa 26440 station). The data from Mazari-Hiriart et al. (2014) were used as a reference in the analysis, since they show daily flow variability and quantity for 38 years, recognizing two distinct flow periods that correspond to a dry and rainy season.

Precipitation rates were obtained from the USA-Japan Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM). The TRMM data product used in this analysis was the 3B42 V7 3-hour precipitation rates (mm/hr) with a spatial resolution of 0.25 x 0.25 degrees. These data can be downloaded from http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/precipitation/documentation/TRMM_README/TRMM_3B42_readme.shtml. The TRMM average three hours' precipitation rate data were chosen from the latitude/longitude grid point most representative of the sub-basin of Magdalena-Eslava rivers (19.375 degrees N, 99.375 degrees W). Average three hours' precipitation rate data were analyzed from 1998 to 2010, which coincides with the discharge data from the Santa Teresa hydrometric station (26440). Given the strong seasonal cycle, with precipitation most heavily concentrated from June to September, inclusive, monthly means were calculated for the 13 years' record period. These monthly mean precipitation rates were then subtracted from each of the data points (eight per day) for the corresponding months. These data were then entered into a simple linear regression analysis. Likewise, the same procedure for

removing the annual cycle in flow rate was also carried out for the daily flow rate data. This analysis was performed to validate the official data flow records with external satellite data.

Table 1. Criteria used to evaluate hydrological and local ecological knowledge changes in the Magdalena-Eslava river sub-basin.

	Indicator	Data source and Method
<i>Local ecological knowledge</i>	Links to the river, industrial development and community life	19 interviews- Snowball (Neuman, 2000) and MAXQDA.11.
<i>Historical and scientific context</i>	Water quantity	One hydrometric station, National Water Commission, 1976-2014. (Mazari-Hiriart et al. 2014; Caro-Borrero et al., 2015)
		Precipitation rate trends Precipitation, 1998-2010. Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM)
	Water quality	One site, 1945. Historical Archive Water (AHA, 1967)
		Ten sites, 2008-2012. Physical, chemical and bacteriological (Mazari-Hiriart et al. 2014; Caro-Borrero et al., 2015)
	Urban limits	Maps 1902, 1903, 1929 and 1936. Historical Water Archive (AHA, 1967)

3. RESULTS

3.1. Local ecological knowledge

Nineteen residents of the lower part of the sub-basin were interviewed: 12 women and 7 men, aged between 57 and 92 years old. Of this group, two persons previously worked in the old factories and six reported having relatives or friends who were also employed in the factories. The perceptions and knowledge expressed in the interviews mostly concerned the river as the fundamental element and their relation with: 1) rural life developed; questions on forest cover and reforestation activities were included under this heading and 2) industrial, domestic and recreational activities were developed, including how these were connected to the quantity and quality of water available.

Table 2. Evaluation of the perceptions of interviewees from the sub basin of the Magdalena-Eslava rivers using the MAXQDA program coding system.

Analysis code	Perception	Number of people who mentioned it
FOREST		
<i>Perception of the forest's current status</i>	Existence of reforestation efforts	8
	Illegal logging contributes to forest losses	6
	The current forest cover is less now than when the factories were operational (before 1960)	11
<i>Forestry legislation</i>	Governmental control of logging	5
	Protected area status helps prevent illegal logging	4
WATER QUALITY		
<i>Current water quality</i>	Good in the upstream area of the sub-basin	8
	Poor in the downstream area because of:	
	Domestic sewage	
	Garbage dumping	10
	Dead animals	7
	Human and animal feces	3
		3
	Current water quality is worse than before the factories closed	16
<i>Water quality in and before the 1960s</i>	Excellent quality (clean and clear water) before the factories were established	18
	Uses of good quality water:	
	Drinking	9
	Bathing	8
	Laundry	11
	Crop irrigation	1
	The river was contaminated below the factory area because of:	
	Garbage dumping	3
Textile dyes and chemicals	2	
WATER QUANTITY		

<i>Present quantity</i>	Flow rate is lower now than when the factories were operational	17
	The river dries up in the dry season	11
<i>Reasons for decrease in flow rate</i>	Caused by dam building	1
	Government diverts water to other basins	8
	It used to rain more	6
	Unauthorized settlements in the basin	7
RIVER USES		
<i>Present</i>	Tourism (trout fishing and sale, trekking)	12
	Religious festivities (related to catholic celebrations mostly)	9
PERCEPTION OF RISKS ASSOCIATED TO THE RIVER		
	Landslides involving unauthorized settlements	6
	Floods in the lower part of the basin	5
RESPONSIBILITY FOR FOREST AND RIVER DEGRADATION		
	Unauthorized settlements allowed by:	
	Land owners	5
	Local government	7

Forest and rural life

Until the 1960s the main factor affecting the forest was its exploitation by the paper mill, although, according to interviewees this industry did not lead to a reduction in forest cover¹,
²: ‘*There was never excessive logging. The main activity was dealing with tree diseases. The worst attack we had was in 1961 and the paper mill bought all the infected wood*’^{3,4}. Later the paper mill closed and a logging ban was imposed, but this led to illegal logging operations: ‘*There were times when trucks came down all night loaded with wood. In the 1990s a logging company extracted wood saying that they had acquired logging rights for 100 years.*’^{2,5}.

The Magdalena-Eslava river sub-basin is mostly a woodland area with a current cover of 67% well-preserved forests primarily composed of three plant communities: *Pinus hartwegii* at higher elevations, the *Abies religiosa* community at middle elevations and mixed forests of pine and *Quercus* in the lower area (Ávila-Akerberg, 2009). The logging ban imposed by the area’s inclusion in the Conservation Zone prohibits timber extraction (other than for ecological restoration purposes), but it does permit crop cultivation in some selected areas (SEDATU, 2012). In the Conservation Zone, even tree disease control must be supervised by the local authority. In the Federal District more than 15% of the Conservation Zone has been affected by urban growth on what was forested and agricultural land, and it is predicted that by 2020, 32% of the Conservation Zone will have been occupied by urban growth (Schteingart & Salazar, 2005). Currently, unauthorized settlements are the main cause of

¹ Interview with Gregorio Valdez, conducted by Angela Caro-Borrero. February 14, 2013. Mexico City, La Magdalena Contreras. PHORM (*Proyecto de Historia Oral Rio Magdalena*).

forest loss, land use change and increased demand for domestic water supplies and drainage (Martínez-Rivera, 2009).

3.2. Local and scientific knowledge: quantity and quality of water

The general perception of the local residents on water quantity is that it was more plentiful before the factories ceased to operate, between 1963 and 1968, than it is today (Table 2, Fig. 2). There are fewer streams feeding into the river and the flow has been reduced. As the residents put it: *‘We miss the murmur (sound) of the river’*,³ *‘the river used to carry a lot more water; there was a lot more water before the water treatment plant was built, which has taken half of the river flow from here up to the first dynamo’*.^{1,4}

² Interview with Gregorio Valdez, conducted by Angela Caro-Borrero. February 13, 2013. Mexico City, Magdalena Contreras. PHORM

(*)Dynamo: were an electrical generators that delivered power using the water flow of the river for both, textile and paper industry in the Magdalena-Eslava sub-basin. At the present time only remained the abandoned dynamos construction that are out-of-use.

Local ecological knowledge shows that most of the interviewees perceive a tendency for the amount of water in the river to decrease, mostly because the river now ceases to flow at some point in the downstream area during the dry season. The quantifiable data evaluation shows that the superficial flow annual average has remained constant in the last 38 years, with variations related to seasonal changes and water flow management (Mazari-Hiriart et al., 2014). These changes are attributed mainly to the construction of gabion dams promoted by the local government in the 1990s as a flood control measure and the construction in 2011 of a marginal sewer in the river bed which was intended to transport sewage from unauthorized settlements upstream. These observations are similar to those expressed by the residents, pointing to the local population's potential role in monitoring, not only of changes in river flow but also of the detrimental effects of public policies affecting the area. The local knowledge plays an important role due to the partial absence of any systematic monitoring by local and federal governmental agencies, allowing the use the periodic data on the quantity of river water. At present seasonal low surface runoff is a consequence of the proximity with the urban area, and of unauthorized and authorized settlements occupying woodlands and agricultural lands, e.g. because of the tarmac effect hindering groundwater recharge. The observed surface runoff values in this case are 19 mm in areas currently undergoing urban growth and 325 mm in well-preserved areas.

Water quality issues have been a worry in the river for decades, although the interviewees showed less concern about pollution that the factories may have caused and in some cases they even considered it beneficial for the local people; for example, the residues of dyes used by the factories that were returned to the river were used for dyeing clothes and hair. Water quality reports from four factories that were discharging waste into the Magdalena river in

the 1960s show that the water was slightly acidic (pH 6.4-6.8), contained abundant organic matter, was murky and coloured (gray, blue, purple or yellow) with a sulfuric odour, and was deemed not fit for human or animal consumption and in some cases not even for agricultural irrigation (AHA, 1967).

Current perceptions of quality are related to contamination coming mostly from human settlements (authorized or unauthorized) lacking connections to the sewerage system. The interviewees mentioned that they do not use water from the river, although they did acknowledge that water quality was better upstream: *‘For the last 20 years I have been forbidding my son to swim in the river because it is not the same as before; he had a severe eye infection. With the dynamos the water was intercepted; when the water was released the river was cleaned and because of that the coloured water produced by the factory discharges was flushed away and there were no infections.’*³

According to a recent monitoring study, there is an increase in the number of enterobacteria found at the stream head, possibly due to illegal grazing activities. In the middle section of the sub-basin there is evidence that the number of enterobacteria decreases and thus water quality is improved, which is a sign of the river’s self-purification ability. In the downstream section, water quality is again compromised because of sewage discharge, shown by the rise in enterobacteria numbers (Figure 3).

³ Interview with María Isabel Olvera conducted by Israel Limón. February 12, 2013. Mexico City, Magdalena Contreras. PHORM

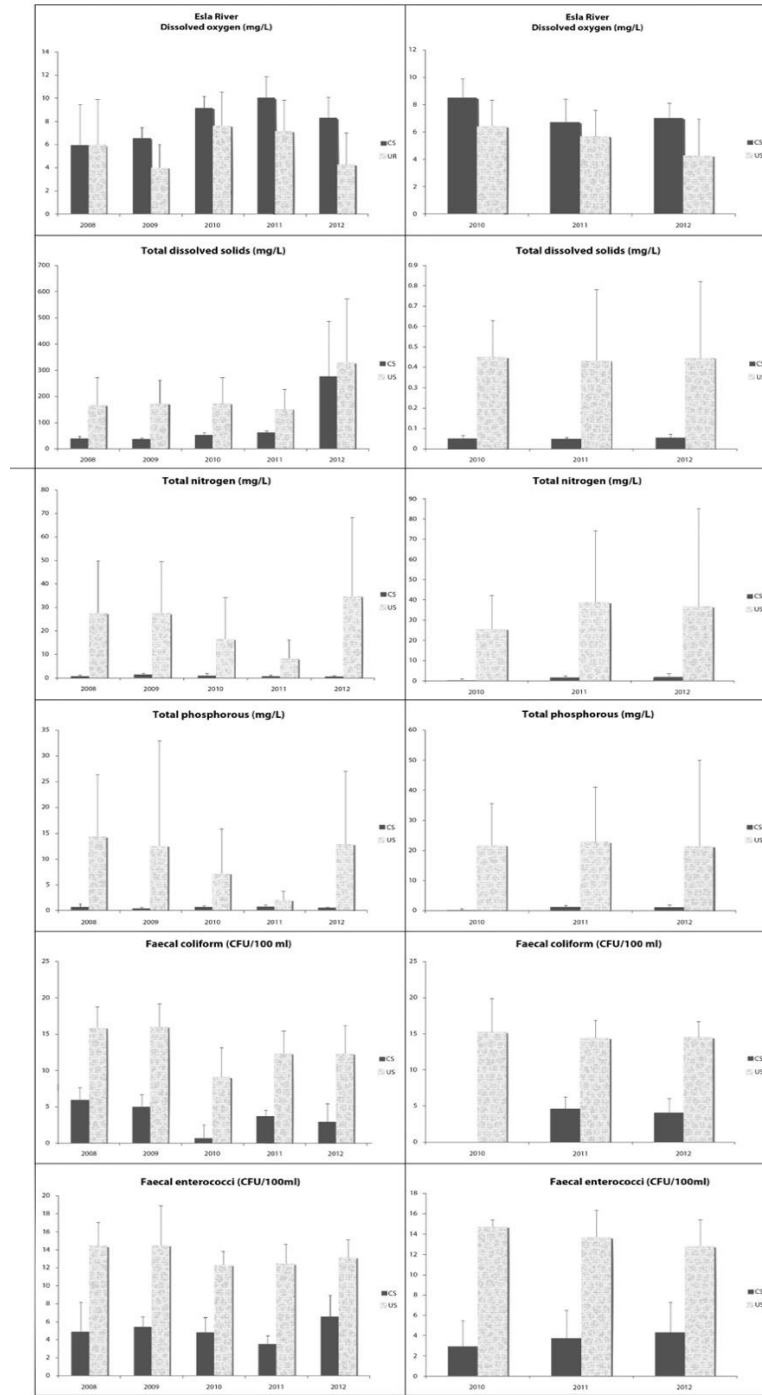


Figure 3. Representative physicochemical parameters with the highest annual average variations. Left side: Magdalena river (n=30, mean \pm SE, five year sampling). Right side: Eslava river (n=12, mean \pm SE, three year sampling). CZ: Conservation Zone. UZ: Urban Zone.

The Kruskal-Wallis test showed a significant variation in the physicochemical and bacteriological parameters in at least one year of sampling in each river ($p=0.001$; $p=0.005$). The Mann-Whitney test detected significant differences in total nitrogen ($p=0.001$; $p=0.022$) and total phosphorous ($p=0.00$; $p=0.009$) in the Magdalena river between 2008 and 2009 and in enterobacteria ($p=0.00$; $p=0.001$) between 2011 and 2012. In general, concentrations in the Urban and Conservation Zones were similar and displayed similar tendencies over time with a rise in total nitrogen observed in 2012 (Fig. 3). There were significant differences in dissolved oxygen concentration ($p=0.008$) and fecal coliforms ($p=0.032$) in the Eslava river between 2010 and 2012 (Fig. 3).

Analysis of rainfall versus discharge

According to the results from the TRMM satellite data, precipitation intensity has decreased by $-0.00148 \text{ mm hr}^{-1}\text{year}^{-1}$. This decreasing trend in precipitation was shown to be significant using the Mann-Kendall test at the 95th percentile. By contrast, the flow rate in the Magdalena river increased by $0.007 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}\text{year}^{-1}$, this being significant to the 99th percentile. That is, rainfall rates appear to decrease over the basin and elevated terrain, yet there is an increase in the Magdalena river flow (Fig. 4).

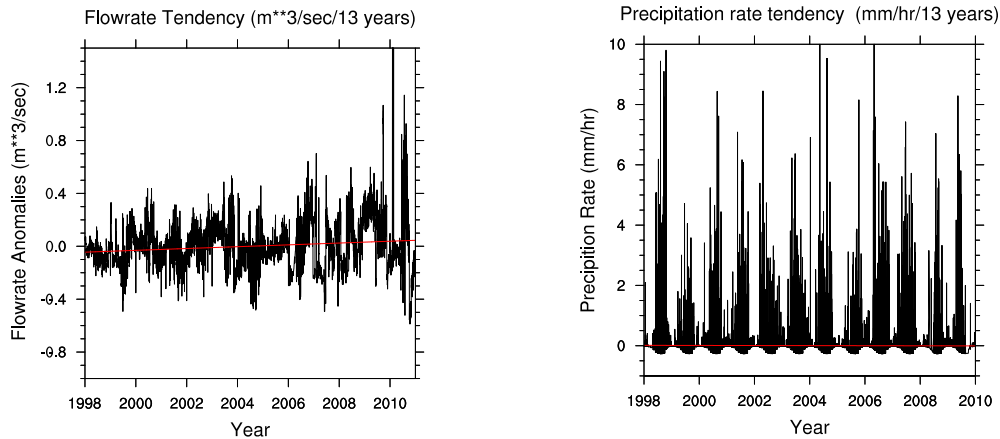


Figure 4. Comparison of the flow rate tendencies obtained from official data collected by local government and precipitation records obtained from the satellite system between 1998 and 2010.

4. Discussion

When searching for management and conservation alternatives in the Magdalena-Eslava river, local ecological knowledge suggests a weak relationship between the residents and the natural resources in their area, and in particular in their relationship with water. There is an evident lack of knowledge about regulations and government policies. The poor results of the management and conservation policies enforced in the area are most likely the result of inadequate property rights laws, *e.g.*, unauthorized human settlements and in part as a result of utilitarian view of the river, expressed by local people through their relationship with the river when factories were operating. Here is important pointing to some sort of “tragedy of the commons” (Ostrom, 1991), because the sub-basin is important for the entire City (inhabitants’ health and socio-economic development) and only some of the landowners have the full weight of the conservation on their shoulders. Historical records show the sub-basin has been constantly modified through time. The headwaters have been affected by

deforestation and water extraction while downstream the river has been used to supply drinking water to City and for industrial activities.

Trends towards change within the basin: water quantity

As local knowledge showed, the use of the river as an energy source for the factories was not a cause of significant reductions in water quantity. It did however have an impact on the river bank structure and stream bed. Local residents are aware and interested in giving qualitative tracking these impacts and as such they could be persuaded to engage in a potential community monitoring, but they can be aware 'passively' and finally they do not be engaged in the monitor activities, in this sense the aware is not the only factor that plays a role to start the community monitoring program. However, the effects of flow rate reductions by hydroelectric infrastructure like as dynamos and water diversion channels, could not be assessed either via local ecological knowledge or by historical records. It could potentially cause habitat fragmentation and lower biodiversity, as has been recorded elsewhere when gabion dams are present (Caro-Borrero et al., 2015).

According to local residents, changes in flow rates were attributed to water extraction operations by the government addressing water demand in other parts of the city. The latter causes a feeling of uncertainty on the actual local river water distribution, that is, the local community does not know which parts of the City the local water administration agency (CONAGUA) send and use the river water. It is necessary to include well-defined water availability and variability clauses in management policies (Molle & Mamanpoush, 2012). The hydrologic cycle of basins generates numerous externalities that extend well beyond

their territory and that benefit different social actors. This effect is magnified in closed basins (Molle & Mamanpoush, 2012), such as the Mexico basin.

Analysis of official records concerning historical flow rates shows that in the period from 1990 to 2010, natural flow became regulated, with a recorded flow rate average of $0.70 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ but $0.67 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ between 2002 and 2003, when the hydraulic works on the river bed became more evident (Mazari-Hiriart et al., 2014). Average monthly flow rate values show that the natural rate remained unchanged until 1989 with the expected rise during the rainy season and lower values in the dry season. However, observations from 1990 onwards show a constant flow rate across the different seasons, a clear indication of flow regulation activities (Mazari-Hiriart et al., 2014). This trend is also confirmed by the annual average flow rate data and the local residents' perceptions. Local residents' perceptions of the effects of hydraulic infrastructure and city water extraction on flow rates and water baseline are quite close to what was observed in reality and as such they can be valued as potential monitoring agents, as long as they decide to be active agents and not just passive observers aware.

The comparison of flow rate and precipitation reveals that precipitation trends have little effect on flow rate reductions, and as such there is no evidence of climate-induced change. On the contrary, the analysis shows a slight increase in flow-rate trends and a decrease in precipitation values. The latter may be a consequence of a higher runoff caused by the presence of non-porous materials, a sign of urban expansion (Wohl, 2006) in the conservation zone. This means that sub-superficial and deep-water infiltration may be compromised, affecting the perennial character of the Magdalena-Eslava system. As such, hydraulic infrastructure and urban expansion have a great impact on the structure and health of the ecosystem, taking water quality and quantity parameters to the limit, hence presenting a

challenge when designing environmentally and socially sustainability public policies in the short and long run.

Water quality

Local residents interviewed did not perceive water pollution caused by the factories as a problem; some seemed to be oblivious to it and others even took advantage of it: *“Sometimes water was dyed in different colours, mostly red and blue, so when the water was blue, we washed our clothes in it to colour them and when it was red I dipped my hair in to dye it”*.⁴

Nonetheless, these dyes and chemicals, a byproduct of textile companies, were an evident sign of contamination (AHA, 1967). The industrial activity presents in the Magdalena river basin led to deforestation and chemical pollution of the water that eventually caused complaints, not only about environmental problems but also because the river water could not be used for other activities such as agriculture and livestock breeding (Barboza-Cruz, 2005).

The analysis of five years of water quality data shows that the construction of perimeter drainage infrastructure in Magdalena river greatly reduced the river’s self-purification ability. During 2011 and 2012, an increase in organic matter and enterobacteria in the urban zone was recorded, despite the perimeter drainage that was supposed to reduce pollution from human waste originating in human settlements lacking adequate sewerage. In the same period, the Eslava river was also altered by a perimeter and urban area drainage construction,

⁴ Interview with Lucia Rosas, conducted by: Israel Limón. February 12, 2013. Mexico City, Magdalena Contreras. PHORM

with a similar outcome to the Magdalena. As such, recovery measures undertaken in both rivers were unsuccessful and even unlawful since local regulations forbid permanently altering the natural flow and riverbed of streams and land use change in the Conservation Zone (GODF, 2000 and 2003). The failure of the perimeter drainage system demonstrates the inefficiency of outdated river control practices that do not incorporate an integral environmental approach, but it might also be a product of technical problems in designing the perimeter drainage system mostly due to geomorphological characteristics of the sub-basin (PUEC-UNAM-GDF, 2009). The Federal District authorities have also been unsuccessful when trying to implement integrated sustainability policies, probably because they have neglected local and traditional knowledge, as budget deficits and law enforcement get in the way of political goals.

Precipitation and flow rate trends: evolution of the Magdalena-Eslava socio-ecosystem

Local residents' testimonials emphasize that the river has lost relevance in everyday life because there are no major practical uses to it, like when the factories operated and they got jobs. This perception can to some extent be linked to the relationship between water, forests and local economic development and job generation. For nearly three centuries mills and other industries relying on the river for their functioning were the main economy drivers in the area and for that reason the river was perceived as providing direct advantages to the area (Acosta-Colín, 2001). Once industrial activities ceased, however, the river was no longer seen as useful. In urban areas tangible benefits are more readily appreciated than environmental ones that lack any immediate implication for socio-economic wellbeing, on the other hand the rural inhabitants in occasions they seem to be more "sensitivity", it is

surely more likely to be because their livelihoods depend more directly and visibly on environmental quality (Silvano et al., 2005).

As the result of continued urban expansion over the past 50 years, the sub-basin has been almost entirely absorbed into the city, eliminating its sense of remoteness. This is a common problem in the southwest region of the city, where the higher parts of the area are becoming part of the built-up area despite the local regulations, including the ecological planning decree that forbids human settlement in the Conservation Zone (Jujnovsky et al., 2012; GODF, 2000, 2003). During the final 30 years of industrial operation in the area, several ordinances were issued to protect the forested areas, but these have only hindered management efforts in the area because they complicated matters, because of the contradictions in the size of the protected area resulting in the reduction of forests and even the intervention of the riverbed (Jujnovsky et al., 2012). However, the General Programme of Ecological Planning of the Federal District, issued in the year 2000, established a Protected Forest Zone in an area of 215 ha from the middle section of the basin up to the urban area.

Using the integrated management of hydric resources as a basic base framework, it is essential to empower local residents and landowners in order for them to identify once again with their environment and recover their relationship with the forest. The local residents express an interest in rescuing the river and recognizing once again its usefulness as a symbol of progress, as it once was when the factories were operating, and also to use it as a direct source of water: *‘When the factories ceased operations the river died, outsiders began to arrive to the community and the river was no longer the main development driver in the area. People switched jobs and community unity was lost. People even stopped using public*

laundry facilities supplied by river water and stopped doing their laundry at the edge of the river”⁵.

It is evident that there is a need for strategies that allow people to renew their relationship with the river and the surrounding environment in order to create a socio-ecosystem (Maas & Equihua, 2015). For example, in the Magdalena-Eslava River sub-basin there are two particularly conflictive groups in the area. The first group is formed by the original residents with legal ownership rights and the second is formed by illegal settlers. The original residents who lived from the land showed local knowledge of their environment, acquired through experience and oral tradition. Unauthorized settlers arrived from other areas and since they have no legal rights most of the times they are overlooked when implementing environmental management policies. Urban sprawl in many cases been favored by the landowners themselves, the illegal sale of land is theoretically for conservation or agriculture for self consumption. In this way, it has been the massive sale of forest land to people highly marginalized (for more details about it see: Varley, 1985).

These informal settlements are not anti-social elements – they simply need somewhere to live, but they are a convenient scapegoat to blame for everything that goes wrong. This adds to the social injustice that led to their marginalization in the first place. Taken in account this argument, unauthorized residents might represent the largest potential for change when designing sustainable strategies. Hence, the importance of a decision-making process that takes into account every actor involved, because they live within the forested area and may be the only ones capable of generating positive action for conservation.

⁵ Interview with Isabel Dolores Guzman conducted by Israel Limón. February 12, 2013. Mexico City, Magdalena Contreras. PHORM

In order to understand contemporary environmental problems and to build a sustainable future, experts and laymen must be aware of the ecological history of a place and its most common problems. Oral history is a way to study human interaction with the environment, making available to researchers access to local knowledge that cannot be obtained through traditional scientific methods. The testimonials gathered in this fashion enable use to capitalize on the experience of local residents in an area and thus become useful when planning sustainable urban developments (Wall, 2014).

5. Conclusions

This work shows that local ecological knowledge is a useful tool to incorporate in conservation and rescue strategies of river basins, mainly because of the fundamental role local residents play in relation to the success of public policies. Figure 5 shows the conceptual scheme of what the latter public policies should be.

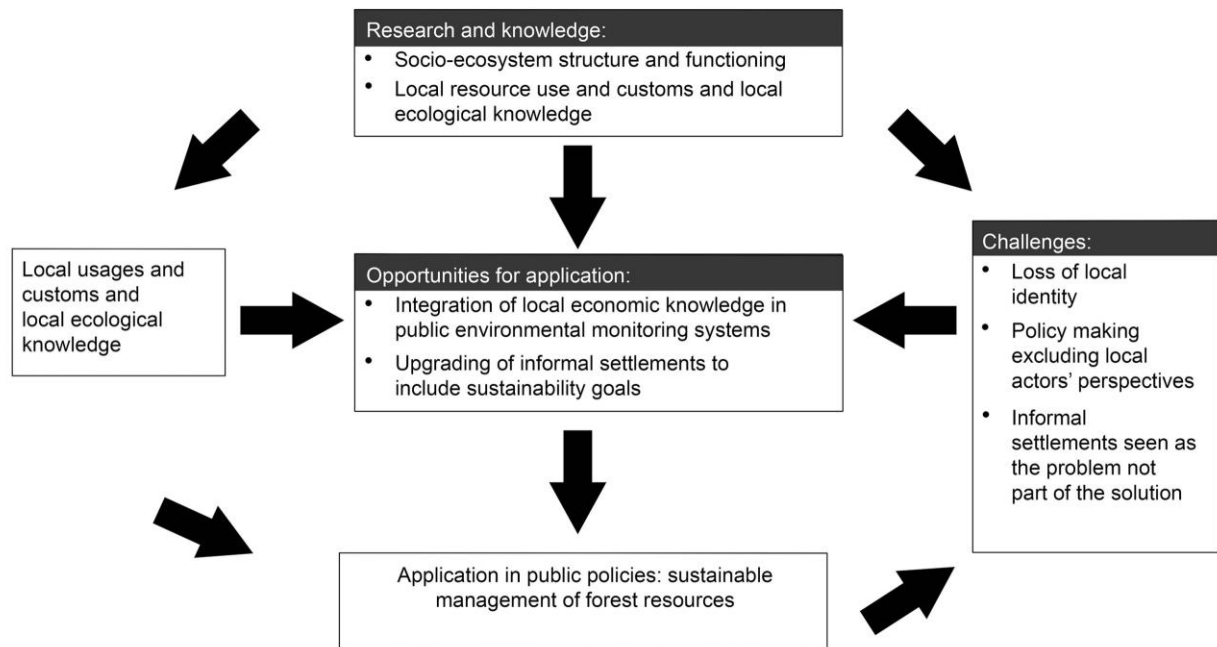


Figure 5. Conceptual framework that includes the socio-ecosystem relationship with local ecological knowledge (Modified from Terer et al., 2012).

In the Magdalena basin, local residents' perception of water quality differs from what historical records show. While residents did not recognize pollution, such as the textile dyes that were even considered as an advantage, official records show that there were serious contamination issues in the area.

The analysis of official data revealed a slight trend towards increased flow rates, whereas precipitation records show a trend towards somewhat lower rainfall levels. This might be explained by the proliferation of hydraulic infrastructure, unregulated water extraction, and the regulation in surface runoff.

Land use change, the conflicts between ownership rights and environmental needs result in a problem that is not only environmental but also social . In order to achieve social, economic and environmental progress in the city, it is essential to consider the future of unauthorized settlements; it will otherwise be impossible to figure out a comprehensive solution.

This article has discussed two types of knowledge that may be useful in understanding the sub-basin of the Magdalena river: local ecological knowledge and scientific knowledge. The combination of these two presents a great opportunity to test a monitoring system that incorporates the environmental features that were more accurately described by the local residents: water quantity and forest cover. This could in practice translate into more job opportunities for legal and illegal residents alike, as well as improving the chances of successful recovery strategies for the river when including biological and physicochemical parameters identified in previous studies

References:

Acosta-Colín, S.L. 2001. Las tierras comunales de La Magdalena Contreras: una naturaleza socializada. Tesis de Pregrado en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México: 188.

Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 599, Epx 8711, FS 69-72, Año 1967.

Ávila-Akerberg, V.D. 2009. Forest quality in the southwest of Mexico City. Assesment towards ecological restoration of ecosystem services. PhD Thesis, Faculty of Forest and Environmental Sciences, Albert-Ludwigs-Universitat, Germany.

Caro-Borrero, A.P., Carmona-Jiménez, J., González-Martínez, T. & Mazari-Hiriart, M. 2015. Hydrological evaluation of a peri-urban stream and its impact on ecosystem services potential. *Global Ecology and Conservation* 3: 628-644.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2000. Norma Oficial Mexicana. NOM 127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

González-Reynoso, A.E., Hernández-Muñoz, L., Perló-Cohen, M. & Zamora-Saenz, I. 2010. Rescate de ríos urbanos. UNAM-PUPEC. México, D.F. 108 p.

Jujnovsky, J., González-Martínez, T., Cantoral-Uriza, E. & Almeida-Leñero, L. 2012. Assessment of water supply as an ecosystem service in a rural-urban watershed in southwest Mexico City. *Environmental Management* 49 (3):690-702.

Legorreta, J. 2009. Ríos, lagos y manantiales del valle de México. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F.: 365.

Martínez-Rivera, S.E. & Monroy-Ortiz, R. 2009. La expansión urbana sobre el campo mexicano. La otra cara de la crisis agrícola. *Revis. Estud. Agrar.* 29.

MAXQDA V. 11. 2014. VERBI Software. Consult. Sozialforschung. GmbH, Berlin (v1.2).

Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M.T., Armas-Vargas, F., Tapia, M.A., et al. (2014). Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PlosONE* 9(7). e102081. doi:10.1371/journal.pone.0102081

Metropolis world congress 11th, Report 2014. Mentoring on upgrading informal settlements. United Cities and Local Governments, eThekweni Municipality, Prefeitura de Sao Paulo. Available on line: http://www.metropolis.org/sites/default/files/durban_initiative-final-web.pdf

Molle, F. & Mamanpoush, A. 2012. Scale, governance and the management of river basins: A case study from central Iran. *Geoforum* 43: 285-294.

Neuman, W.L. 2000. *Social Research Methods: Qualitative and Quantitative Approaches*, 4th ed. Allyn and Bacon, Boston.

Olsson, P. & Folke, C. 2001. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: a study of Lake Racken watershed, Sweden. *Ecosystems* 4: 85–104.

Ostrom, E. 1991. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, Cambridge University Press.

PUEC-UNAM-GDF (Programa Universitario de Estudios de la Ciudad-Universidad Nacional Autónoma de México). 2009. "Propuesta de diagnóstico integrado de la cuenca del río Magdalena." En Plan Maestro de Manejo Integral y Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del río Magdalena. SMA-GDF, UNAM. PUEC-GDF.

Robertson, A.H. & T.K. McGee. 2003. Applying local knowledge: the contribution of oral history to wetland rehabilitation at Kanyapella basin, Australia. *Journal of Environmental Management* 69: 275-287.

Secretaria de Desarrollo Agrario Territorial y Urbano (SEDATU). 2012. Boletín No. 66 Dirección General de Comunicación Social mayo 13. México D.F.

Schteingart, M. & Salazar, C.E. 2005. Expansión urbana, sociedad y ambiente. El caso de la Ciudad de México, 1st ed. México Distrito Federal, El Colegio de México.

Silvano, R.A.M., Udvardy, S., Ceroni, & Farley, J. 2005. An ecological integrity assessment of a Brazilian Atlantic forest watershed based on surveys of stream health and local farmers' perceptions: implications for management. *Ecological Economics* 53: 369-385.

Softonic v. 13. 2004. *SPSS® 13.0 Brief Guide*. United State of America. <http://brain.mcmaster.ca/SPSS.manual/SPSS%20Brief%20Guide%2013.0.pdf>

Swatuk, L.A. & Motsholapheko, M. 2008. Communicating integrated water resources management: From global discourse to local practice – Chronicling an experience from the Boteti River sub-Basin, Botswana. *Physics and Chemistry of the Earth* 33: 881-888.

Taylor, B., & Loë, R.C. 2012. Conceptualizations of local knowledge in collaborative environmental governance. *Geoforum* 43: 1207-1217.

Terer, T., Muthama, M.A., Dahdouh-Guebas, F., Ndiritu, G.G. & Triest, L. 2012. Integrating local ecological knowledge and management practices of an isolated semi-arid papyrus swamp (Loboi-Kenya) into a wider conservation framework. *Journal of Environmental Management* 93:71-84.

Varley, A. 1985. La zona urbana ejidal y la urbanización de la Ciudad de México. *Revista de la Metrópoli Mexicana*. Vol. VI, No. 15: 71-95.

Wall, D. 2014. *The Commons in History Culture, Conflict and Ecology*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England (History for a Sustainable Future).

Wohl, E. 2006. Human impacts to mountain streams. *Geomorphology* 79, 217–248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.020>.

C
A
P
Í
T
U
L
O

5

CONCLUSIONES Y
PERSPECTIVAS

La transformación hidrológica en la cuenca de México es uno de los procesos de degradación ambiental más intensos registrados en el mundo, convirtiéndola en una ciudad caracterizada por ríos entubados y lagos desecados. A lo largo de su historia surgieron propuestas hidráulicas, sociales y de conservación que pretendían resolver problemas de abasto de agua potable y el mantenimiento de la diversidad de las zonas de captación fluvial. Algunas experiencias recientes han tenido éxito relativo como lo son los decretos para la conservación de áreas naturales protegidas que funcionan en la captación de agua fluvial y proveen de servicios ecosistémicos, o bien, la construcción de presas en las partes altas de la cuenca, que regulan el volumen, la velocidad de transporte del agua y proveen de agua a la población humana. Sin embargo, en diversas áreas de la zona metropolitana de la Ciudad de México aún persisten problemas de contaminación, desabasto, inundación y abandono de las obras hidráulicas, lo que refleja una administración que regula con desigualdad de criterios e interés social los recursos naturales. Esta heterogeneidad de situaciones en la que se encuentran los distintos ríos en la región, justifica la necesidad de abordar el estudio de la estructura y función en cada subcuenca.

El estudio de la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava constituye un importante esfuerzo de integración interdisciplinario, que muestra que el manejo de cuencas es una labor que requiere de la participación de diferentes disciplinas que evalúen y diseñen planes de manejo viables, acordes con el marco conceptual del socioecosistema. Adicionalmente, que involucre la participación de diferentes actores sociales clave desde el ámbito gubernamental a nivel federal, como lo son la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), a nivel local como la Comisión de Recursos Naturales

(CORENA) las autoridades de la delegación política Magdalena Contreras, así como las instituciones y académicos que investigan el área en conjunción con los dueños de la tierra y vecinos activos. Cabe resaltar que una población local con sus recursos no es del todo factible de comprender sin un estudio histórico de dicha relación; en esta investigación tanto la documentación de archivo como los datos recopilados de historia oral fueron una herramienta clave para comprender los procesos de degradación derivados de la actividad antropogénica. De esta manera, la reconstrucción del uso y el aprovechamiento histórico en la subcuenca ha permitido determinar que hay una pérdida del conocimiento ecológico local, el cual principalmente gira en torno al carácter utilitario e intervención industrial ejercida en el río por aproximadamente 170 años. Lo anterior no significa que no puedan establecer una relación conservacionista con el área, significa que al vivir dentro de la zona y depender económicamente de la misma, otros valores pueden estar implícitos dentro de su sistema de vida incluido el de la conservación, o simplemente dejar en segundo plano aquellas actividades que no sustentan sus medios de vida.

La subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava es un ejemplo histórico de problemas que aún están vigentes y que se pueden reconocer en otros ríos de la cuenca de México. Ríos que fueron objeto de una intensa explotación fabril en la ciudad y promotores del desarrollo de una relación muy cercana de los lugareños con los recursos naturales como fuente de empleo y crecimiento económico. El cierre de las fábricas tuvo como consecuencia el fin de ésta prospera relación y dio paso a una estricta política de conservación a través de la declaración de Suelo de Conservación que más allá de implementar un plan de co-manejo embebido en los principios de la gobernanza, se instauró ejerciendo una relación vertical desde el gobierno hacía los dueños de la tierra, con un esquema de veda total que en gran

medida obligó a los lugareños a perder todo tipo de conexión con sus ecosistemas y por lo tanto a perder la voz y el voto en la toma de decisiones sobre sus recursos. Así, esta área semi-industrial con aspecto y vida rural conserva en términos generales su estructura, función y consecuente provisión de beneficios para la población humana en las partes altas, que a la fecha funciona como un ecosistema peri-urbano con sus respectivas consecuencias, como lo son la pérdida de áreas verdes debido principalmente al crecimiento desmedido de la ciudad.

A partir de los análisis realizados para determinar la calidad ecológica en la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava a través del desarrollo de indicadores y su relación con la provisión espacial e histórica de servicios ecosistémicos hídricos se puede concluir lo siguiente:

- La distribución espacial de las condiciones hidrológicas y biológicas resultantes de los diferentes usos de suelo en la subcuenca, determinó que el mayor potencial de provisión está dentro del suelo de conservación en la parte media, con la mayor provisión de agua y la mejor calidad. Así mismo, se identificó la mayor diversidad de hábitats en la parte media y baja de la subcuenca, donde los macroinvertebrados y las macroalgas funcionan como muy buenos indicadores de la calidad del ecosistema y del estado de provisión de otros servicios ecosistémicos hídricos, por ejemplo, de cambios en el caudal, de la calidad hidromorfológica y de la vegetación ribereña principalmente, lo que los hace útiles como subrogados para evaluar las funciones del ecosistema.
- La evaluación de la calidad ecológica y la tipificación de los sitios de referencia se ajustó a definiciones establecidas principalmente por la Directiva Marco del Agua

Europea y por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. Bajo este panorama, se identificaron potenciales sitios de referencia que fueron adaptados a las condiciones de transformación a las que ha estado sujeta la subcuenca y más aún a la condición peri-urbana. El establecimiento de estas condiciones según la definición, fallaría de entrada porque la gran mayoría de los ríos de la cuenca de México fueron intervenidos a favor de la industrialización y el progreso (p.e. derivaciones para la generación de energía hidroeléctrica). Para lo cual, se utilizó y ajustó como criterios de calidad: (i) la conservación de la vegetación ribereña, la cual tuvo gran influencia en el establecimiento de las comunidades acuáticas y en el aporte potencial de materia orgánica; (ii) la temporalidad del caudal relacionado con un cauce permanente, el cual garantizó la resiliencia de las comunidades biológicas acuáticas, y por lo tanto de asegurar funciones ecológicas de vital importancia, como el ciclaje de nutrientes; (iii) la calidad hidromorfológica de buena a excelente, es decir, que el cauce y el ecosistema ribereño conservaran en mayor medida su naturalidad; y (iv) el uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores estableció una base metodológica para obtener un valor indicador, el cual plantea la posibilidad de desarrollar un índice que pueda ser adaptado a los ríos de la cuenca de México.

- Para contribuir con una propuesta de calidad, tanto ecológico como social, en este trabajo se determinó cuáles son las condiciones de referencia a tomar en cuenta en ambos ríos de la subcuenca; de esta manera se estableció una línea de base ecológica con parámetros ambientales y sociales susceptibles de ser monitoreados en el espacio y en el tiempo y dar seguimiento a los cambios derivados de la influencia antropogénica. El establecimiento de condiciones de referencia es tema

pobrementemente discutido en México, por lo tanto, aún se requiere de una evaluación espacial y temporal permanente para confirmar y/o ajustar los métodos de colecta, la importancia de los parámetros medidos y sus umbrales de respuesta. Por lo que es necesario seguir avanzando en estudios que permitan establecer un marco conceptual y legal sobre esta línea de investigación.

- La generación de un índice de calidad ecológica propio para la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava es junto con la evaluación del conocimiento ecológico local el primer avance para el establecimiento del monitoreo participativo y actividades de rehabilitación con un sustento ecológico. Lo cual puede funcionar como un programa piloto con perspectivas a que sea replicado en otras subcuencas de características similares.
- La integración científica y social a través del marco conceptual de los socioecosistemas, mostró que es posible conservar y plantear alternativas de manejo y conservación en los ríos. Los datos históricos concluyen que la cantidad de agua se ha mantenido con variación significativa en los picos máximos y mínimos, lo que significa que el régimen hídrico a sufrido modificaciones relacionadas con una intervención hidráulica como las presas de gavión y la instalación de un drenaje perimetral en el centro del cauce de los ríos. Estas modificaciones han traído adversas consecuencias ecológicas, que van desde la fragmentación del hábitat hasta la condición más severa que es la pérdida de caudal en algunos tramos de los ríos.
- La calidad de agua responde a los cambios en el uso de suelo, por ejemplo, en la parte alta la alteración de la calidad del agua es por actividad de pastoreo descontrolado, recuperándose en los puntos de la parte media. Sin embargo, en la

transición del suelo de conservación con la zona urbana, donde se establecen las actividades turísticas y los diferentes asentamientos irregulares, la alteración se relaciona principalmente con desechos humanos. En retrospectiva, la perturbación en los ríos ha sido continua desde el mismo establecimiento de las fábricas que continuamente vertían desechos químicos. Actualmente, el principal problema de alteración en los ríos está vinculado con el crecimiento urbano irregular. Esta condición impone nuevos desafíos de gobernanza donde es indispensable establecer acuerdos que eviten que los ríos sean utilizados como vertederos a cielo abierto y que la declaratoria de suelo de conservación sea continuamente vulnerada.

- El manejo de los ecosistemas peri-urbanos requiere que todos los actores sociales estén involucrados en el proceso de toma de decisiones. Sin embargo, en la subcuenca de los ríos Magdalena-eslava los asentamientos irregulares no tienen el reconocimiento legal que legitime su participación en el socioecosistema, aun cuando contribuyen de forma importante con el deterioro en la zona. Esta última argumentación debe tomarse con cuidado, puesto que aunque en este trabajo se sugiere la integración de los asentamientos establecidos a la fecha, no significa que sea una sugerencia para nuevas transgresiones al ordenamiento territorial; por lo cual no hay que perder de vista que estas invasiones deben parar y las que ya están deben ser aquellas consideradas dentro de los planes de manejo.
- Desde el punto de vista del manejo adaptativo, esta claro que los intentos de recuperación deben replantearse en función de los resultados de la investigación académica y las oportunidades de intervención social. Por ello, en esta investigación se plantea la necesidad de generar espacios para la inclusión de estos habitantes sin derechos, haciéndolos parte de los sistemas de monitoreo y generando

responsabilidades compartidas que mejoren su calidad de vida, así como la calidad ecológica de los ecosistemas adyacentes y la sostenibilidad de la ciudad en general. Entonces, para incrementar la resiliencia socio-ecológica en la subcuenca es necesario incrementar la participación social para promover arraigo e identidad con el río y empalmar el conocimiento social y científico en una estrategia que genere soluciones conjuntas.