

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS: ESTUDIOS DE CASO EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE

Antonio Lara
Pedro Laterra
Robert Manson
Gerardo Barrantes
(Editores)



**SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS:
ESTUDIOS DE CASO EN
AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE**

Antonio Lara
Pedro Laterra
Robert Manson
Gerardo Barrantes
(Editores)

Valdivia - Chile

Lara A, P Laterra, R Manson, G Barrantes eds. 2013. Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe. Valdivia, Chile. Red ProAgua CYTED, Imprenta América. 312 p.

Diseño de portada

Arnoldo Ojeda

Fotografía de portada

Antonio Lara: Lago Tinquilco, región de la Araucanía, Chile

Diagramación y Diseño

Lorenzo Palma lorenzopalma.morales@gmail.com

Arnoldo Ojeda ojeda.arnoldo@gmail.com

Impreso en

Imprenta América S.A.

Valdivia, Chile

Septiembre 2013

El archivo digital de este libro puede obtenerse en :

www.lanes.cl

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS: ESTUDIOS DE CASO EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE

Antonio Lara
Pedro Laterra
Robert Manson
Gerardo Barrantes
(Editores)



DEDICATORIA

*Dedicamos este libro a los profesores **Claudio Donoso Zegers** y **Jorge Morello**¹ fundadores y precursores de la ecología y silvicultura de los bosques nativos en Chile, y de la ecología en Argentina, respectivamente. Supieron enseñarnos el valor de los ecosistemas y su manejo mucho antes que se instalara el concepto de servicios ecosistémicos. Sus convicciones y su compromiso nos inspiraron y seguirán inspirando.*

Los Editores

¹ El Dr. Morello falleció el 27 de agosto de 2013

ÍNDICE

	Pág.
Prólogo	11
Editores	14
Lista de autores	16
Introducción	19
Nahuelhual L, P Lateral, A Carmona, N Burgos, A Jaramillo, P Barral, M Mastrángelo, S Villerino. <i>Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos: una revisión y análisis de enfoques metodológicos.</i>	21
Meli P, J Rey Benayas, J Carabias, L Ruiz, M Martínez Ramos. <i>Restauración de los ecosistemas ribereños y sus servicios ecosistémicos. meta-análisis global y un estudio de caso en Chiapas, México.</i>	39
Lara A, C Little, M E. González, D Lobos. <i>Restauración de bosques nativos para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en el centro-sur de Chile: desde las pequeñas cuencas a la escala de paisaje.</i>	59
Francisco Pons G, JA Cabrera, D Martínez. <i>Enfoque de servicios ecosistémicos en el manejo de zonas costeras: estudio de caso en manglar de costas en el municipio Martí (Cuba).</i>	81
Goirán S, A Tonolli, J Aranibar, PE Villagra, E Millán, L Forconesi, E Bringa. <i>Factores que determinan el uso del espacio y los recursos en zonas áridas no irrigadas del noreste de Mendoza (Argentina).</i>	97
Villagra PE, PA Meglioli, FI Pugnaire, B Vidal, J Aranibar, E Jobbágy. <i>La regulación de la partición del agua en zonas áridas y sus consecuencias en la productividad del ecosistema y disponibilidad de agua para los habitantes.</i>	111
Beltrán SA. <i>Pago por servicios ambientales hidrológicos en el estado de México.</i>	127
Manson R, G Barrantes, P Bauche Petersen. <i>Lecciones de Costa Rica y México para el desarrollo y fortalecimiento de programas de pago por servicios ambientales hidrológicos en América Latina.</i>	145
Cárcamo M, A Lara, L Palma, M Lavado, D Roco, R Bravo. <i>Proyecto Innova Cuencas APR: hacia la construcción de un modelo de gestión en la región de Los Ríos.</i>	171
Oppliger A. <i>Bases para un proceso de gestión integrada en las microcuencas hidrográficas de Mashue, con énfasis en la producción de agua potable rural, comuna de La Unión, región de Los Ríos, Chile.</i>	189

Estrada JE, J Villanueva Díaz, R Trucios Caciono. <i>La cuenca del río Nazas en el norte de México: retos y perspectivas de sus recursos naturales.</i>	213
Salas-Dueñas D, L Bartrina, M Velázquez. <i>Secuestro de carbono y biodiversidad: servicios ecosistémicos como elementos fundamentales en el modelo de gestión de la Reserva Natural del Bosque Mbaracayu (Paraguay).</i>	237
Weyland F, P Laterra. <i>Una propuesta metodológica para el estudio del potencial recreativo a escala de paisaje.</i>	249
Boninsegna JA, R Villalba, R Urrutia. <i>El cambio climático y los servicios del agua en la Cordillera de los Andes.</i>	263
Lavado M, L Palma, M Cárcamo. <i>Transferencia Tecnológica, Servicios Ecosistémicos y CAPR: Mecanismos de vinculación integral para los diversos actores que conviven en una cuenca: Caso Innova Cuencas APR, Chile.</i>	281
Palma L, M Lavado, M Cárcamo, V Martínez. <i>Problemática socioambiental consecuencia de las plantaciones forestales de rápido crecimiento como el eucalipto y el pino en la percepción de 17 localidades rurales de la región de Los Ríos respecto agua como servicio ecosistémico.</i>	297
Síntesis y conclusiones	309

Restauración de los ecosistemas ribereños y sus servicios ecosistémicos: meta-análisis global y un estudio de caso en Chiapas, México

Paula Meli ^{a,b*}, José María Rey Benayas ^b, Julia Carabias ^c, Lucía Ruiz ^c, Miguel Martínez Ramos ^d

*Autor de correspondencia: ^aNatura y Ecosistemas Mexicanos A.C., San Jacinto 23, Interior D, Col. San Ángel, México DF, CP 01000, México, paula@naturamexicana.org.mx

^bUniversidad de Alcalá, Departamento de Ecología, Alcalá de Henares, España.

^cUniversidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, México D.F., México.

^dUniversidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Morelia, México.

RESUMEN

Los ecosistemas ribereños proveen funciones ecológicas esenciales, que redundan en la provisión de servicios ecosistémicos (SE) de gran importancia para la sociedad, como son el control de inundaciones y la depuración y provisión de agua para el consumo humano. Las actividades de origen antrópico degradan estos ecosistemas y, en consecuencia, implican una pérdida de sus servicios. Un meta-análisis global indicó que la restauración ecológica favorece la recuperación de los SE en promedio en un 36 % y éstos pueden incluso alcanzar niveles similares a los de ecosistemas naturales, dependiendo el resultado del tipo de ecosistema y del servicio en cuestión, siempre y cuando la degradación inicial no supere ciertos umbrales. En un estudio sobre la recuperación de servicios ribereños en Marqués de Comillas, una zona rural del trópico húmedo de México, se introdujeron plántulas de siete especies arbóreas nativas en diez parcelas experimentales con el fin de recuperar la vegetación ribereña para proveer hábitat, favorecer el restablecimiento de interacciones bióticas y aumentar la diversidad y la productividad primaria. Después de un año, la supervivencia resultó del 26 % en promedio, y la presencia de invertebrados y aves en las riberas sugiere un proceso de restauración incipiente. Sin embargo, estos esfuerzos de restauración no serán exitosos si no son acompañados por un marco legal eficaz y eficiente. La incorporación de los ecosistemas ribereños como un componente específico del paisaje, en el marco de la legislación ambiental y de la implementación de instrumentos de gestión, es crucial para su conservación.

Palabras clave: biodiversidad, funciones ecológicas, marco legal y social, recuperación, selva tropical húmeda.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas ribereños son sistemas complejos en sus características biofísicas y procesos ecológicos únicos (NRC 2002). Lo anterior les brinda la capacidad de interrelacionar con otros tipos de ecosistemas y aportar importantes servicios ecosistémicos que redundan en el bienestar humano (MEA 2005). Aunque son muy dinámicos, siendo los disturbios naturales un componente importante para el mantenimiento de su funcionamiento, las alteraciones de origen antrópico suelen exceder su capacidad de resiliencia (Naiman *et al.* 2005). Estas alteraciones desencadenan su deterioro y degradación, e incluso en algunos casos, generan su pérdida directa (Richardson *et al.* 2007).

La restauración ecológica de los ecosistemas ribereños puede enfocarse al principal factor de

control de éstos, es decir, la dinámica hidrológica, pero también a la recuperación de su estructura, que determina algunos SE como la filtración y difusión de contaminantes y sedimentos (Naiman *et al.* 2005). Para ello, es necesaria la investigación y sistematización de experiencias, cuyo enfoque principal sea la recuperación de los SE que prestan los sistemas ribereños.

Considerando la importancia de estos ecosistemas y del mantenimiento de los servicios ecosistémicos que proveen, el presente capítulo revisa las principales características de los ecosistemas ribereños, incluyendo su biodiversidad, funciones y SE, así como las causas de su degradación. Estas características son la base para su conservación y restauración. Haremos énfasis en las comunidades vegetales de

tipo boscoso, como las selvas húmedas y estacionales de los trópicos, en las riberas de ríos y arroyos. Para mostrar la importancia de la restauración ecológica en la provisión de servicios ecosistémicos de los ecosistemas ribereños y otros humedales, presentamos un resumen de los resultados de un meta-análisis a escala global. Asimismo, presentamos los resultados de un estudio de caso de restauración ecológica de ecosistemas ribereños en el municipio Marqués de Comillas localizado en la Selva Lacandona en Chiapas, México. Como la conservación y restauración de los ecosistemas ribereños dependen no sólo de factores ecológicos, sino también de la regulación jurídica y la percepción social, revisaremos el papel de las distintas leyes existentes en México para lograr estos fines. Finalmente, se realizarán algunas recomendaciones para orientar los futuros intentos de restauración ripariana en esta región, discutiendo las implicancias de los resultados de la investigación realizada hasta el momento sobre la recuperación de los SE de las riberas.

LOS ECOSISTEMAS RIBEREÑOS

Características generales. Los ecosistemas ribereños constituyen la interfase entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos y son el hábitat de una comunidad vegetal característica y de otras especies que habitan en ellos. Se caracterizan por: (1) la presencia de gradientes de saturación de agua debido a su variación en la topografía, materiales geológicos e hidrodinámica; (2) el desarrollo de procesos biofísicos dirigidos por la saturación de agua; (3) la retroalimentación entre ambientes superficiales y subterráneos que controlan los flujos de energía y materia; y (4) la existencia de comunidades bióticas estructuradas u organizadas en tiempo y espacio a lo largo de gradientes longitudinales, laterales y verticales (Gregory *et al.* 1991, NRC 2002, Naiman *et al.* 2005).

Los ecosistemas ribereños con frecuencia presentan llanuras de inundación físicamente complejas, con largos periodos de inundación, migración lateral (de sedimentos y nutrientes), una comunidad vegetal diversa y suelos húmedos la mayor parte del tiempo (figura 1). También incluyen a la vegetación fuera de esta zona que, aunque no está directamente asociada a las condiciones hidrológicas del sistema, contribuye con materia orgánica al cuerpo de agua o a la llanura, e influye en el régimen físico, determinando lo que se

conoce como “sombra” (Naiman y Décamps 1997). Por lo general, es difícil delinear la extensión espacial de la zona ribereña y el límite con el ecosistema terrestre, porque su heterogeneidad física es expresada en una variedad de historias de vida de las plantas, característicamente freatófitas y de comunidades vecinas, al igual que sus estrategias y patrones de sucesión (Naiman y Décamps 1997, Naiman *et al.* 2005).

La dinámica de inundaciones es un proceso clave que distribuye el agua y determina gradientes de intercambio, así como el tamaño y las características del ecosistema ribereño (NRC 2002). En el contexto hidrológico, existen tres procesos y sus interacciones, que determinan los patrones de desarrollo y estructura de las comunidades vegetales ribereñas: (1) la respuesta a los disturbios, (2) la dinámica interna del suelo, y (3) las características biológicas a lo largo de la sucesión.

Entre los ecosistemas ribereños, los de tipo boscoso son uno de los más complejos e importantes para mantener la salud de los ríos y arroyos, así como también la heterogeneidad y conectividad del paisaje.

Biodiversidad. Los ecosistemas ribereños sostienen una alta diversidad de especies vegetales y animales, así como numerosos procesos biológicos (Naiman y Décamps 1997, NRC 2002, Naiman *et al.* 2005). Esta contribución es proporcionalmente mayor a la superficie que ocupan dentro de la cuenca (Gregory *et al.* 1991, Naiman *et al.* 1993, Sabo *et al.* 2005). La distribución y estructura de las comunidades ribereñas son el reflejo de la heterogeneidad espacial y temporal, resultado de la interacción entre la hidrología, litología, topografía, clima, disturbios naturales y la historia de vida de los organismos (Gregory *et al.* 1991, Naiman *et al.* 2005).

En particular, la riqueza de plantas vasculares varía considerablemente en el tiempo y en el espacio, a lo largo de los márgenes de los ríos y arroyos (zonación longitudinal). Ello, debido a que estos sistemas se han adaptado a distintos regímenes de disturbio hidrológico (es decir, la frecuencia, magnitud y duración de caudales extremos) y a los correspondientes regímenes de movimiento de nutrientes (p. ej. la frecuencia y la magnitud del transporte y del tamaño de partículas) (NRC 2002), que resultan de diferentes combinaciones de elevación, procesos geomorfológicos y diversidad de sustratos (Rot *et al.* 2000, Catterall *et al.* 2001).

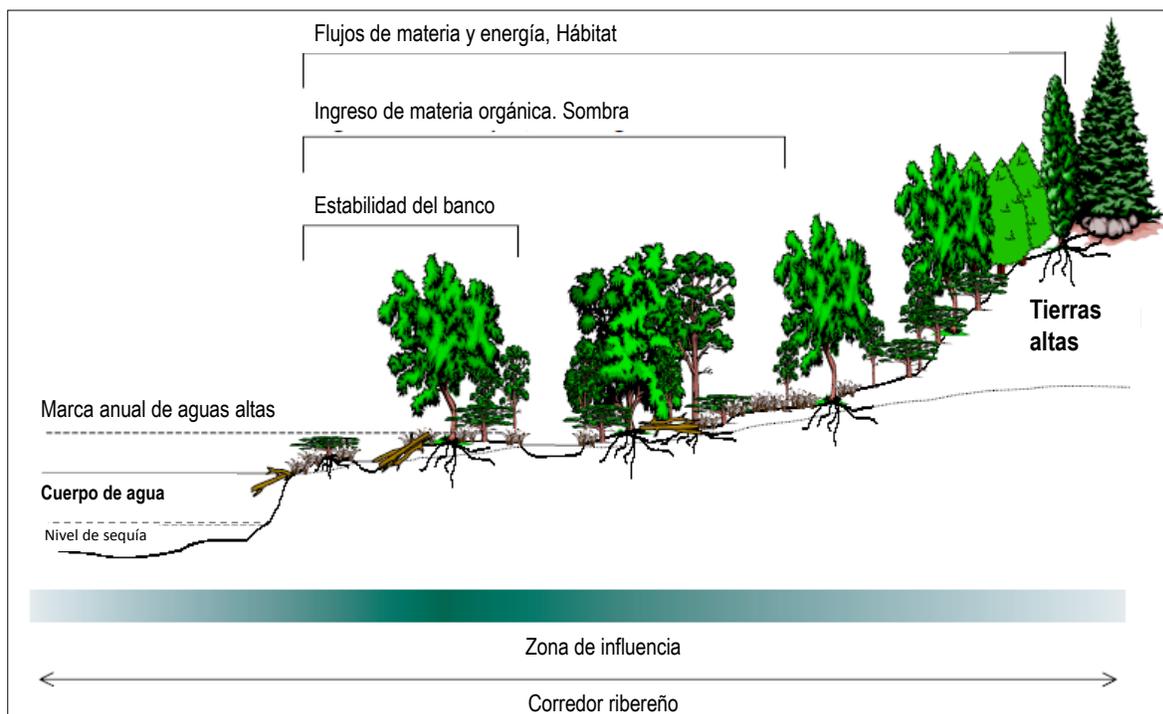


Figura 1. Esquema tipo de un ecosistema ribereño. Se observa las zonas de influencia relativas al ecosistema acuático (cuerpo de agua) y a las tierras altas. La intensidad de la influencia ribereña se indica con un gradiente de color. Tomado de NRC (2002).

Muchos de estos factores covarían en el espacio a lo largo del río, y su influencia se refleja en la distribución de especies, determinando también una importante diversidad a escala regional (beta) y de paisaje (gamma) (Malanson 1993, Naiman *et al.* 1993) a medida que el río atraviesa el mosaico de diferentes hábitats. Estos últimos cambian como respuesta a los flujos variables de agua y también por respuestas bióticas a las variaciones topográficas y del clima (Naiman *et al.* 2005). Esta variación no es únicamente longitudinal sino también lateral ya que las plantas vasculares se distribuyen según sus formas de vida desde el cauce y hacia tierra firme, dependiendo de los diferentes procesos hidro-geomorfológicos (Hupp y Osterkamp 1996, Gregory *et al.* 1991, Rot *et al.* 2000). Cerca del cauce crecen aquellas especies adaptadas a ambientes con pocos nutrientes y luz elevada, mientras que a elevaciones más altas, y a medida que el suelo se aleja del cauce, existen especies de ciclo de vida más largo, frecuentemente arbustivas, tolerantes a la sombra y a inundaciones (Naiman *et al.* 2005). Las comunidades vegetales de los sistemas ribereños incrementan la diversidad de flora y fauna de los ecosistemas donde se ubican, debido a que (1) influyen en la biota que

habita dentro del agua (Naiman *et al.* 1993, Naiman *et al.* 1997), (2) proveen hábitat para especies ribereñas obligadas o de hábitats inundables (Naiman *et al.* 2005) y pueden constituir (3) corredores para la dispersión (Gardali *et al.* 2006) o (4) un refugio seguro en caso de cambios ambientales, como sequías prolongadas. La diversidad animal en las zonas ribereñas probablemente excede la diversidad vegetal, especialmente la de los invertebrados (Naiman *et al.* 2005). Al mismo tiempo se ha observado que cerca del 70 % de los vertebrados tienen contacto con este ecosistema, utilizándolo en algún momento de sus ciclos de vida (Naiman *et al.* 1993, Sabo *et al.* 2005). Sin embargo, esta biodiversidad frecuentemente no está bien documentada.

Funciones ecológicas y servicios ecosistémicos. Los servicios ecosistémicos (SE) han sido definidos como beneficios directos o indirectos que prestan los ecosistemas hacia la sociedad, derivado de sus funciones y procesos (Costanza *et al.* 1997, MEA 2005).

Son varias las funciones o procesos que ocurren dentro de un ecosistema ribereño. Los principales

procesos fluviales que influyen sobre la vegetación ribereña incluyen la fuerza de la corriente, los cambios morfológicos del cauce (Opperman y Merenlender 2004) y la deposición de sedimentos (Richards 2004). Al mismo tiempo, la vegetación ribereña, al controlar la deposición y erosión de sedimentos, es clave en las funciones geomorfológicas y ecológicas que ocurren en los cuerpos de agua (Corenblit *et al.* 2009). Es también el principal factor que controla las relaciones entre los cuerpos de agua y la llanura de inundación, así como, entre el corredor ribereño y la zona alta (figura 1) (Tabacchi *et al.* 1998). Las comunidades vegetales influyen en las propiedades de los ecosistemas ribereños (Tabacchi *et al.* 2000) y, por ende, soportan numerosas funciones, incluyendo: la estabilización de los márgenes del río, la deposición de sedimentos, la provisión de hojarasca y madera de gran tamaño hacia los cuerpos de agua. Estas funciones ejercen una influencia substancial en la complejidad del canal y las características del hábitat para la fauna íctica. Además, retienen y reciclan nutrientes, modifican las condiciones micro-climáticas (Gregory *et al.* 1991) y sostienen una amplia red trófica que es la base para la subsistencia de un diverso ensamblaje de peces y fauna terrestre (NRC 2002).

Estas funciones ecológicas tienen efectos dentro y fuera del sitio donde ocurren, y algunas pueden ser expresadas como SE (NRC 2002, Naiman *et al.* 2005). De manera general, los servicios que brindan los ecosistemas ribereños pueden agruparse en tres categorías principales (NRC 2002): (1) hidrología y dinámica de los sedimentos, (2) biogeoquímica y ciclo de nutrientes, y (3) provisión de hábitat y mantenimiento de cadenas tróficas (cuadro 1). A continuación se describe cada una de estas categorías.

Las funciones relacionadas con la dinámica hidrológica incluyen el almacenamiento de agua superficial y sedimentos, lo cual favorece la atenuación de los picos de flujo de agua y el desarrollo de la geomorfología fluvial y ribereña (Francis 2006). Esto regula la dinámica hidrológica y reduce los posibles daños por inundaciones, y por lo tanto también controla la erosión de la ribera, favoreciendo el desarrollo del suelo y los ciclos biogeoquímicos completos. Al mismo tiempo, el mantenimiento de la dinámica hidrológica permite el desarrollo de una comunidad vegetal estructurada y diversa, la cual provee un hábitat natural adecuado para la comunidad de fauna terrestre.

De manera similar, los ecosistemas ribereños son componentes fundamentales de los ciclos biogeoquímicos, ya que al ser ambiente muy ricos en biomasa de raíces y materia orgánica, presentan una alta diversidad microbiológica, la cual soporta una variedad de procesos biológicos que transforman los elementos químicos disueltos en el suelo (NRC 2002). Por ejemplo, las zonas ribereñas son conocidas por su capacidad de interceptar y retener el exceso de partículas y nutrientes disueltos en el agua (Naiman y Décamps 1997). Esta capacidad se relaciona con una disminución de la velocidad de la escorrentía, la cual reduce la erosión hídrica, facilita la remoción de nutrientes y sedimentos suspendidos y, eventualmente, también de compuestos tóxicos y pesticidas. Estos nutrientes y sedimentos pueden ser transferidos aguas abajo a los sistemas estuarinos, ser devueltos a la atmósfera (Naiman *et al.* 2005), o participar en distintas transformaciones químicas o interacciones biológicas. Así, de manera directa e indirecta, impactan sobre la calidad del agua y finalmente su provisión para consumo humano. Al mismo tiempo, la presencia de una comunidad vegetal desarrollada favorece el secuestro de carbono y por ende contribuye a la regulación del clima, a la provisión de reservorios de biodiversidad y al soporte de cadenas tróficas terrestres y acuáticas, que finalmente redundan en interacciones bióticas y a veces en la provisión de alimento o materias primas de origen animal.

Entre los ciclos biogeoquímicos, la producción y descomposición de hojarasca en los ecosistemas ribereños tiene efectos directos en la retención y el ciclo de nutrientes, así como en los ensamblajes de fauna bentónica (Wallace *et al.* 1999). Además, la hojarasca, la materia orgánica y muchos artrópodos terrestres son consumidos por los invertebrados acuáticos (Sanpera-Calbet *et al.* 2009) y los peces (Nakamo y Murakami 2001), favoreciendo también las cadenas tróficas y las interacciones bióticas. La atenuación de las concentraciones de nitratos o denitrificación de fertilizantes también es una función importante de estos ecosistemas, y tiene efectos directos en la regulación de la calidad del agua (Naiman *et al.* 2005).

Las funciones directamente relacionadas con el hábitat y el mantenimiento de las cadenas tróficas son la base de la provisión de alimento y materias primas. Al mismo tiempo, el mantenimiento de una vegetación ribereña desarrollada, modifica las condiciones microclimáticas, tales como la temperatura, el

ambiente lumínico, la humedad y el viento (Chen *et al.* 1999, Meleason y Quinn 2004), las cuales influyen en procesos ecológicos, como el crecimiento de las plantas, la respiración del suelo, el ciclo de nutrientes y la selección de hábitat por parte de la fauna. La vegetación ribereña también contribuye a regular el microclima del ecosistema acuático (Meehan 1991, Maridet *et al.* 1998, Opperman y Merenlender 2004), a través de la modificación de la cantidad y calidad de radiación solar que llega al cuerpo de agua, influyendo en la productividad primaria de las plantas acuáticas y en la actividad de los distintos organismos (Naiman *et al.* 2005).

Por otra parte, la vegetación ribereña constituye un corredor para la dispersión y el movimiento de la fauna silvestre (Malanson 1993, Gardali *et al.* 2006), y puede actuar como conductor, filtro o barrera en el flujo de información entre los organismos. Así, la vegetación puede absorber los sonidos, dificultar la visión y controlar el movimiento direccional de compuestos químicos (Naiman *et al.* 2005). Estas funciones afectan no solamente a la provisión de hábitat terrestre y acuático, sino también a las interacciones bióticas. Por último, la vegetación de las riberas suele tener un importante valor cultural, tanto estético como recreativo (Malanson 1993), proporciona sitios para el asentamiento humano cerca de los puertos, proximidad a las fuentes de agua y oportunidades para la recreación basada en el uso del agua (NRC 2002).

Todos estos SE dependen de manera directa del mantenimiento de las funciones ecológicas de estos ecosistemas. Sin embargo, como se explicó anteriormente, muchas veces resulta difícil definir el límite de esta zona debido a su heterogeneidad intrínseca (Naiman y Décamps 1997). Por esta razón, la delimitación de franjas ribereñas de un ancho mínimo ha sido un tema de importante discusión en las estrategias de conservación y restauración. Se ha sugerido un ancho mínimo de 30 metros a ambos lados de los cursos de agua, los cuales en la mayoría de los casos podrían sostener estas funciones, aunque debería ser aún mayor en el caso de pendientes pronunciadas (Wenger 1999). Esta franja debería extenderse a lo largo de cauces permanentes y temporales.

Disturbios y deterioro de los ecosistemas ribereños. Los ecosistemas ribereños son inherentemente resilientes a los disturbios (Richardson *et al.* 2007).

Existen dos tipos principales de disturbios: los ocasionados por procesos y fenómenos naturales y los que suceden como consecuencia de las acciones del hombre (antrópicos). Los naturales afectan de manera temporal, pero resultan beneficiosos para su funcionamiento en el largo plazo, mientras que los antrópicos los debilitan al impedir su recuperación natural (Naiman *et al.* 2005). Otra diferencia principal entre estos dos tipos de disturbios es la magnitud de los impactos. Aun cuando los fenómenos naturales pueden llegar a tener implicaciones ecológicas importantes, las consecuencias de las actividades humanas pueden llegar a ser más drásticas, amplias e irreversibles. Los impactos antrópicos que afectan a estos ecosistemas pueden agruparse en cuatro principales tipos (Naiman *et al.* 2005): afectación de la dinámica hidrológica de la cuenca, contaminación, cambio de uso del suelo y cambio climático. Cada uno de estos impactos, tiene tanto efectos comunes como específicos, en el ecosistema ribereño y se describen a continuación.

El disturbio antrópico más importante es la alteración del régimen hidrológico de la cuencas, debido a que amenaza la sustentabilidad ecológica de la llanura de inundación (Naiman *et al.* 2002, Nilsson y Svedmark 2002). La canalización, el drenado, la construcción de diques o presas, y la deforestación entre otros, alteran los patrones de inundación y aíslan la zona ribereña del río, afectando el transporte de sedimentos (Richardson *et al.* 2007), reduciendo los flujos laterales de agua y materiales. Un canal de río que se desconecta de su área ribereña, pierde la capacidad de almacenar agua y sedimentos y, por lo tanto, pierde la mayor parte de sus funciones ecológicas, afectando también las oportunidades estéticas, recreativas y otras características con valor humano (NRC 2002). A largo plazo esto detiene la formación de nuevos hábitats y la modificación de los procesos sucesionales, un proceso conocido como “aterramiento” (Naiman *et al.* 2005).

La contaminación, por su parte, se puede deber a un exceso de nutrientes (típicamente provenientes de fertilizantes agrícolas) o a compuestos tóxicos ya sea de fuentes puntuales como difusas (es decir, de aguas negras o como resultado de actividades industriales). Dependiendo del tipo de contaminante y de su régimen (concentración, frecuencia de ingreso, etc.) se altera el ensamblaje de las comunidades, la productividad primaria y las condiciones físico-químicas del suelo. Si los contaminantes alcanzan el curso de agua, afectan su calidad y eventualmente también a la calidad de las

aguas abajo.

El cambio de uso del suelo determina la pérdida de hábitat natural y de biodiversidad, así como la modificación de la composición específica de las comunidades, lo que favorece la invasión de especies exóticas (Richardson *et al.* 2007). Al disminuir la productividad primaria, y consecuentemente la cantidad de hojarasca que ingresa al ecosistema acuático, ocurren cambios significativos en la abundancia y biomasa de los insectos acuáticos, lo cual afecta directamente las cadenas tróficas (Naiman *et al.* 2005). Otro importante efecto es la alteración de los patrones de temperatura (Meleason y Quinn 2004), un factor crítico que regula los procesos biológicos, ya que la vegetación influye en la temperatura del agua del arroyo. Finalmente, si las actividades humanas afectan la vegetación ribereña, modifican de forma relevante las cantidades y la relación entre los nutrientes del suelo, del agua y de la atmósfera (Melillo *et al.* 2003), así como la deposición de sedimentos y la eutroficación (Patten 1998), afectando su capacidad de transportar, retener y procesar contaminantes y elementos tóxicos (Sweeney *et al.* 2004). En el trópico por ejemplo, la tala incrementa dramáticamente el aporte de sedimentos a los cuerpos de agua; empero, una vez que la cubierta vegetal se restablece y forma acahuals, las tasas de erosión por lo general se revierten a las condiciones originales en pocos años, normalmente no más de veinte (Douglas *et al.* 1993). Podemos concluir que las alteraciones al ecosistema ribereño tienen efectos ecológicos que pueden extenderse a toda la cuenca del río (Tabacchi *et al.* 1998) e implican la pérdida de los SE que estos ecosistemas proveen (Sweeney *et al.* 2004).

Por último, el clima actúa a escala local y regional mediante la afectación de los regímenes de precipitación y de temperatura, y es la perturbación más difícil de monitorear. Puede tener impacto en los procesos hidrológicos a escala de la cuenca, influyendo en la cantidad y en la circulación de la escorrentía, y en consecuencia en la frecuencia y magnitud de las inundaciones, en los regímenes de aguas subterráneas y en los suelos. Estos cambios hidrológicos, a su vez, influyen en el régimen de transporte de sedimentos (Steiger y Gurnell 2003). Además, debido a que los requisitos para la germinación y el crecimiento de las diferentes especies son muy sensibles al microclima y al régimen hidrológico, las variaciones en el clima pueden afectar profundamente la composición de la

comunidad vegetal.

Restauración De Ecosistemas Ribereños Y Humedales Para La Recuperación De Sus Servicios Ecosistémicos.

Aunque algunas áreas ribereñas no constituyen formalmente un humedal, debido a que no tienen una inundación permanente (Malanson 1993), en general la mayoría puede ser considerada humedales de tipo ribereño (*sensu* Ramsar 2006). La restauración de los ecosistemas ribereños y los humedales, en general, se ha enfocado al restablecimiento de los procesos que afectan la dinámica hidrológica, la configuración morfológica de su cauce y la estructura y/o diversidad de sus hábitats (Naiman *et al.* 2005). Sin embargo, no siempre estas acciones se concentran en la recuperación de SE. Recientemente se ha mostrado que los humedales restaurados recuperan la mayor parte de su biodiversidad pero no sus SE. Aunque los procesos hidrológicos se recuperan inmediatamente, la estructura biológica y los procesos biogeoquímicos se mantienen por debajo de lo observado en humedales naturales (77 y 74 % respectivamente), aún 100 años después de la restauración (Moreno-Mateos *et al.* 2012). Así, los distintos tipos de humedales podrían responder diferencialmente a la restauración, dependiendo de la tasa a la cual el proceso que subyace al servicio se recupera, pero también por las diferencias en las condiciones biofísicas que los dominan.

Basándose en estas ideas, Meli *et al.* (en revisión) desarrollaron un meta-análisis a escala global sobre los impactos de la restauración ecológica en la provisión de SE de humedales. Para el mismo se seleccionaron 70 trabajos publicados en revistas indexadas, en los que se aplica alguna acción de restauración a humedales degradados, y se clasificaron según el tipo de humedal (*sensu* Ramsar 2006), el tipo de ecosistema y el servicio que es restaurado, entre quince SE principales de los humedales (Costanza *et al.* 1997). Cuando el trabajo original no brindó detalles explícitos sobre las características del humedal, se denominaron como “humedal sin clasificar”. Se compararon, dependiendo del caso, la condición restaurada con la degradada, y la restaurada con la natural, mediante el logaritmo denominado log response ratio (ln RR), que se calculó como $\ln RR = \ln [R/X]$, donde R es la condición restaurada y X la condición degradada o la natural. Cuando ln RR tiene valores positivos significa que el numerador es mayor que el denominador, es decir,

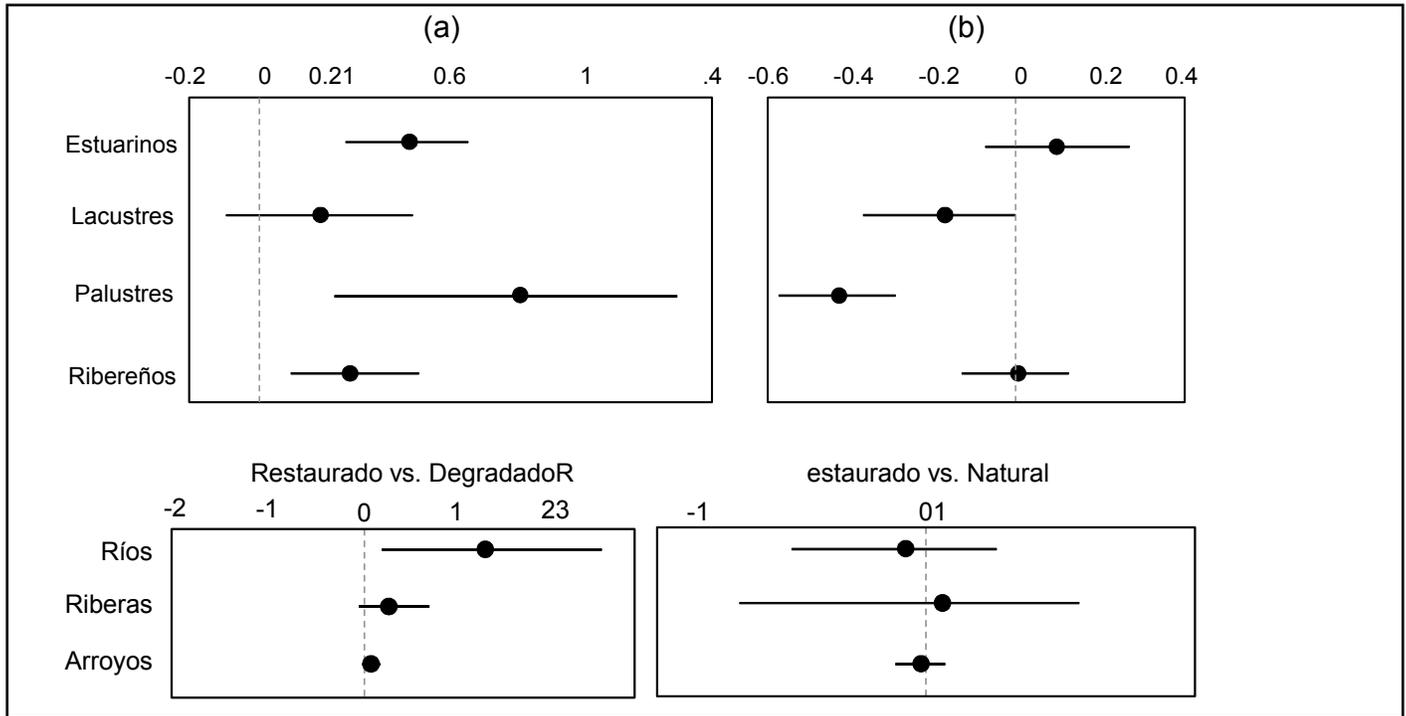


Figura 2. (a) Recuperación de los servicios ecosistémicos (SE) en humedales después de la implementación de acciones de restauración con respecto a la condición degradada y (b) niveles que alcanzan estos SE en los humedales restaurados respecto a los humedales naturales de referencia (ln RR medio \pm IC). Las barras alrededor del valor promedio, este último representado por un punto, denotan el intervalo de confianza del 95% corregido por el método bootstrap. En (a), los valores positivos, situados a la derecha de la línea discontinua, indican un efecto positivo de la restauración, mientras que en (b) los valores negativos indican que el ecosistema natural proporciona mayor cantidad de SE que el restaurado. Un valor es significativamente diferente de cero cuando el IC no se superpone con el valor cero (efecto nulo). Los humedales marinos no fueron incluidos en este análisis debido a que su dinámica hidrológica se considera diferente.

implica un efecto positivo de la restauración en la recuperación del ecosistema.

De manera global, estos autores observaron que la restauración aumenta un 36 % la provisión de SE, pero ésta no alcanza el nivel de la condición natural (-12 %). Estos resultados varían dependiendo del tipo de humedal y de ecosistema. Los mayores efectos se observaron en humedales palustres (81 %), seguidos por los estuarinos (47 %), y los ribereños (29 %) (figura 2a). Los lacustres no mostraron efectos de la restauración en la provisión de servicios, mientras que la provisión de éstos alcanzó valores similares en humedales restaurados y naturales de tipo ribereño y estuarino, pero fue menor en humedales palustres (-43 %) y lacustres (-17 %) (figura 2b). En relación a los diferentes ecosistemas ribereños la restauración mejoró la provisión de SE en los ríos (134 %), pero no en los arroyos ni riberas (figura 3a). Por otro lado, la provisión de SE en los ecosistemas restaurados y naturales resultó similar (figura 3b).

Estos resultados, además de otros relacionados

con SE específicos y características de biodiversidad que reportan Meli *et al.* (en revisión), sugieren una tendencia general de los humedales (excepto en humedales sin clasificar y praderas húmedas) a alcanzar condiciones equivalentes a las naturales o de referencia en la provisión de SE y también en lo referente a la biodiversidad, luego de experimentar procesos de restauración. Sin embargo, se observa cierta variación relacionada con su ecología y dinámica. Por ejemplo, los humedales con mayor intercambio hidrológico se recuperan más rápidamente que los que no reciben un flujo externo de agua (por ejemplo, recuperación en humedales ribereños y estuarinos pero no en los lacustres) (Moreno-Mateos *et al.* 2012). Los resultados específicos obtenidos en los distintos ecosistemas podrían deberse también al tiempo que transcurre desde la implementación de la restauración, así como al nivel de degradación inicial y a los factores que operan en ellos. Esta variación enfatiza la necesidad de acciones de restauración orientadas a la especificidad de cada tipo de humedal.

Cuadro 1. Ejemplos de funciones ecológicas de los ecosistemas ribereños, sus posibles indicadores y principales servicios ecosistémicos asociados. Los SE se clasifican según los cuatro grandes grupos propuestos por el MEA (2005). A/MPv: Alimento y materias primas de origen vegetal; A/MPa: alimento y materias primas de origen animal; PA: provisión de agua; RC: regulación del clima; DH: dinámica hidrológica; CA: calidad del agua; RSpInv: regulación de poblaciones de especies invasoras y plagas; REE: regulación de los impactos de eventos extremos; EFS: prevención de la erosión y mantenimiento de la fertilidad del suelo; CB: ciclos biogeoquímicos; IB: interacciones bióticas; Ht: provisión de hábitat terrestre; Ha: provisión de hábitat acuático; Cult: cultural; Rec: recreativo.

Ejemplos de funciones ecológicas (NRC 2002)	Indicadores de que la función existe	Efectos de las funciones	Servicios Ecosistémicos														
			Provisión			Regulación				Soporte			Cultural				
			A/MPv	A/MPa	PA	RC	DH	CA	RSpInv	REE	EFS	CB	IB	Ht	Ha	Cult	Rec
<i>Dinámica hidrológica y de sedimentos</i>																	
Almacenaje de agua en el corto término	La planicie de inundación se conecta al canal principal del río o arroyo	Atenuación de picos de flujo hídrico aguas abajo								X							
Acumulación y transporte de sedimentos	Presentes las secuencias "rápidos - remansos" y otras características	Contribución a la geomorfología fluvial					X				X	X					
Mantenimiento del nivel alto del agua	Presencia de especies vegetales tolerantes a la inundación o intolerantes a la sequía	Mantenimiento de la estructura de la vegetación												X			
<i>Ciclos biogeoquímicos y de nutrientes</i>																	
Ciclaje y retención de compuestos químicos	Indicadores de químicos y bióticos de un ecosistema sano	Contribución a la intercepción de la escorrentía de nutrientes y elementos tóxicos			X			X				X					
Descomposición de hojarasca y detritos	Tasas de descomposición	Contribución a los procesos biogeoquímicos y las interacciones bióticas						X				X		X	X		
Secuestro de carbono en el suelo	Suelos ricos en carbono / materia orgánica	Contribución a la retención de nutrientes y al secuestro de CO ₂ de la atmósfera				X						X					
Producción de carbono orgánico	Comunidad biótica balanceada	Provisión y mantenimiento de cadenas trófica terrestres y acuáticas	X										X				
Contribución a la biodiversidad	Alta riqueza de especies de plantas y animales	Provisión de reservorios para la diversidad genética											X	X	X		
<i>Mantenimiento del hábitat y cadenas tróficas</i>																	
Mantenimiento de la vegetación ribereña	Presencia de un dosel arbóreo	Provisión de sombra durante la época cálida y fijación de carbono	X		X					X	X		X	X	X		
Soporte de poblaciones de vertebrados terrestres	Especies apropiadas tienen acceso a la zona ribereña	Permite migraciones diarias y anuales										X				X	X
Soporte de poblaciones de vertebrados acuáticos	Migración y mantenimiento de las poblaciones de peces	Permite completar ciclos de vida de especies de peces migratorias		X								X					X

UN ESTUDIO DE CASO: LA RESTAURACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS RIBEREÑOS EN EL MUNICIPIO MARQUÉS DE COMAS (CHIAPAS, MÉXICO)

Área de estudio. El municipio Marqués de Comas (MdC) limita al norte y al este con el municipio Benemérito de las Américas, al sur con Guatemala, al oeste y suroeste con el municipio de Ocosingo, particularmente con la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) a través del río Lacantún (figura 4). La precipitación media anual es de 2.143 mm, aunque puede sobrepasar los 4.000 mm al año, y se concentra entre junio y septiembre, con mínimos entre marzo

y abril. Entre mayo y octubre la temperatura mínima promedio, oscila entre los 21 y 22,5 °C, y la máxima entre 30 y 34,5 °C, mientras que entre noviembre y abril la temperatura mínima promedio fluctúa entre los 18 y 19,5 °C y la máxima entre 27 y 30 °C.

Debido a diferencias en el tipo de suelo, la topografía y la compleja red de escurrimientos superficiales (Siebe *et al.* 1996) en la localidad, existen varios tipos de vegetación característicos de los ecosistemas tropicales, aunque predominan las selvas altas y medianas perennifolias (INE 2000). Estas selvas son de alta importancia biológica y ecológica, ya que buena parte son inundables, característica que ya no se encuentra en otra parte del país. MdC tiene particular importancia por encontrarse en el área de influencia de la RBMA. Además, es considerada por el Corredor

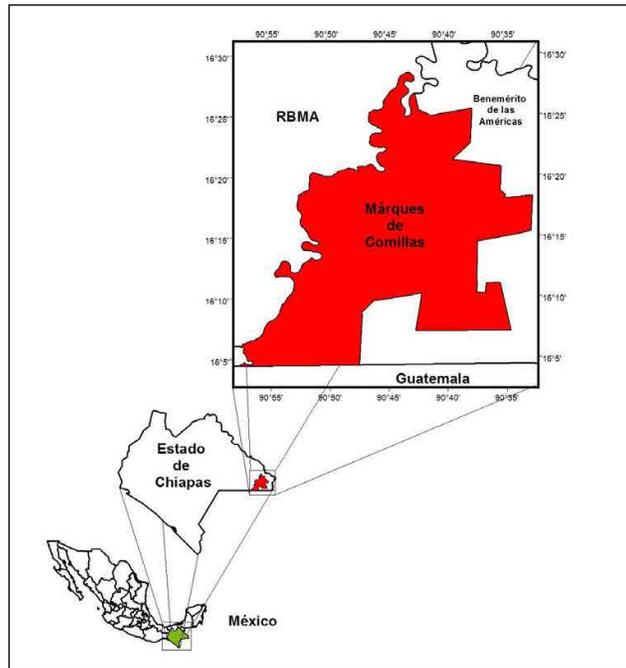


Figura 4. Ubicación geográfica del municipio Marqués de Comillas en Chiapas, México.

Biológico Mesoamericano México como una región estratégica para mantener la conectividad de la RBMA con el Petén guatemalteco (CCAD 2002).

Restauración de las riberas y sus servicios ecosistémicos en Marqués de Comillas. La degradación de los ecosistemas naturales afecta su estructura y funcionamiento y, al mismo tiempo, implica una pérdida de su biodiversidad y de los SE que proveen. Debido a esta situación se ha planteado la necesidad de implementar acciones de restauración, enfocadas no solamente a recuperar la estructura y composición de

especies, sino también sus funciones, y en definitiva su biodiversidad y la provisión de SE.

En el contexto de la restauración ecológica, cualquier mejora o recuperación de los componentes o el funcionamiento de un ecosistema, debería redundar en la recuperación de los SE que dicho ecosistema provee. Un punto clave para demostrar esta recuperación es la identificación de los indicadores adecuados. En este sentido, para investigar desde sus inicios el proceso de recuperación de los SE de los sistemas ribereños de MdC, se estableció una parcela en diez arroyos distintos, donde se

Cuadro 2. Relación y principales características de las especies arbóreas nativas trasplantadas en parcelas experimentales de restauración de riberas en Marqués de Comillas. La altura inicial corresponde al momento del trasplante en las parcelas, mientras que la altura y el diámetro finales corresponden a un año después del trasplante. La supervivencia se ha estimado como una tasa anual. La fuente de algunas características reportadas es la siguiente: (1) Pennington y Sarukhán (2005); (2) Martínez Ramos *et al.*, datos no publicados; (3) Chazdon *et al.* (2003); (4) Ibarra Manríquez *et al.* (2001).

Especie	Nombre común	Familia	Supervivencia (%)	Altura inicial (cm)	Altura final (cm)	Altura máxima (m) ⁽¹⁾	Etapas sucesional ^(2,4)	Reproducción ⁽¹⁾	Síndrome polinización ^(3,4)	Síndrome dispersión ^(3,4)
<i>Brosimum alicastrum</i>	Ramón	Moraceae	15.1±8.0	21.3±5.6	31.1±11.1	40	persistente	monoica / dioica	Insectos	Animales
<i>Bursera simaruba</i>	Mulato	Burseraceae	14.4±7.0	14.6±5.6	47.8±36.7	30	persistente	monoica / dioica	Insectos / Aves	Animales
<i>Castilla elastica</i>	Hule	Moraceae	21.1±9.4	17.1±4.7	34.6±15.6	25	intermedia	monoica	Viento	Animales
<i>Ficus insipida</i>	Amate	Moraceae	34.5±10.2	29.3±9.9	70.9±42.4	30	persistente	monoica	Insectos / Aves	Animales
<i>Inga oerstediana</i>	Guatope	Mimosoideae	29.6±3.6	11.8±3.9	41.2±36.8	10	intermedia	hermafrodita	Insectos / Aves	Animales
<i>Pachira aquatica</i>	Zapote de agua	Bombacaceae	45.5±7.8	47.8±20.8	83.2±30.3	18	intermedia	hermafrodita	Mamíferos	Animales
<i>Vatairea lundellii</i>	Amargoso	Faboideae	24.1±4.8	17.0±4.5	40.5±22.1	40	persistente	hermafrodita	Insectos / Aves	Viento

Cuadro 3. Resultados del ANOVA de la supervivencia y del crecimiento de especies arbóreas trasplantadas en parcelas de restauración de riberas. TCA: tasa de crecimiento en altura; TCD: tasa de crecimiento en diámetro.

	g.l.	Supervivencia		TCA		TCD	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Especie	6	2.79	0.018	1.15	0.3481	1.58	0.175
Tratamiento	3	0.77	0.511	3.47	0.0176	4.26	0.006
Especie x Tratamiento	18	0.88	0.602	0.96	0.5015	0.93	0.545

introdujeron especies arbóreas nativas con el de fin de: (1) favorecer el aumento de la cobertura vegetal, (2) mejorar la condición ecológica de los suelos a mediano plazo, (3) modificar las condiciones microclimáticas para hacerlas más favorables para el establecimiento de especies de la selva (tolerantes a la sombra), (4) atraer dispersores de semillas que favorezcan la regeneración natural, y (5) recuperar a largo plazo sitios de anidamiento y alimentación de los peces. Se consideró que el restablecimiento de la vegetación ribereña permitirá, en un mediano plazo, la recuperación de la biodiversidad y de algunos servicios de soporte y regulación fundamentales para el funcionamiento de un ecosistema ribereño sano, como son la provisión de hábitat, las interacciones bióticas, la captura y fijación de carbono a través de la productividad primaria, el control de la erosión, la fertilidad del suelo y los impactos de las inundaciones, entre otras (cuadro 1).

Sin embargo, varios factores limitan el restablecimiento de la vegetación en las riberas. En los ecosistemas tropicales húmedos, como es la selva de MdC, son factores críticos la ausencia de dispersión de semillas (Widjeven y Buzee 2000, Zimmerman *et al.* 2000) y su depredación (García-Orth y Martínez-Ramos 2008), la herbivoría y la competencia con los pastos (Midoko-Iponga *et al.* 2005, Parsons *et al.* 2007).

La introducción deliberada de plantas podría mitigar estas limitaciones a la regeneración natural. Además, estas plantas pueden tener un efecto facilitador sobre el establecimiento de nuevas especies, al mejorar las condiciones microambientales (Meli y Dirzo 2012) y edáficas (Rhoades *et al.* 1998), así como al reducir la cobertura de los pastos (Zimmerman *et al.* 2000), sobre todo si se trata de especies exóticas. Para evaluar la importancia de algunos de estos factores

cada una de las diez parcelas fue dividida en cuatro partes iguales que representaron cuatro tratamientos experimentales o condiciones: (1) trasplante de árboles nativos (tratamiento control de la restauración activa, es decir, sin ninguna actuación adicional para facilitar el establecimiento de las plántulas), (2) remoción de pastos (aérea y subterránea), (3) descompactación del suelo y (4) descompactación de suelo y eliminación de pastos. Las especies trasplantadas fueron seleccionadas a partir de (a) información obtenida en el ecosistema de referencia (inventarios de vegetación, Meli *et al.* en prensa), (b) experiencias previas (Meli y Carrasco Carballido 2008, 2011) y (c) propuestas de la población local (cuadro 2). Todas las especies corresponden al estrato superior de la selva (dosel), la mayoría presenta síndromes de polinización y dispersión por animales y corresponden a distintas etapas sucesionales. Las plántulas fueron trasplantadas a mediados de la época de lluvias (octubre del 2010), una vez pasada la temporada de crecientes, para evitar el arrastre por inundaciones, y cada una de ellas fue monitoreada de manera individual.

Un año después del inicio del experimento, la supervivencia promedio fue del 26 ± 10 %, con una variación entre el 14 % en el caso de *B. simaruba* y el 44 % en *P. aquatica* (cuadro 2). La supervivencia resultó significativamente diferente entre especies, pero no hubo un efecto estadísticamente significativo de los tratamientos ni de la interacción especie x tratamiento (cuadro 3), probablemente debido a la alta variación encontrada hasta el momento. No se observa un patrón claro; así, algunas de ellas como *F. insipida*, *I. oerstediana* y *P. aquatica* parecen responder positivamente al tratamiento de remoción, lo que concuerda con sus características de alta demanda lumínica, mientras que otras de sombra, como son *B. alicastrum* y *B. simaruba*, sobrevivieron

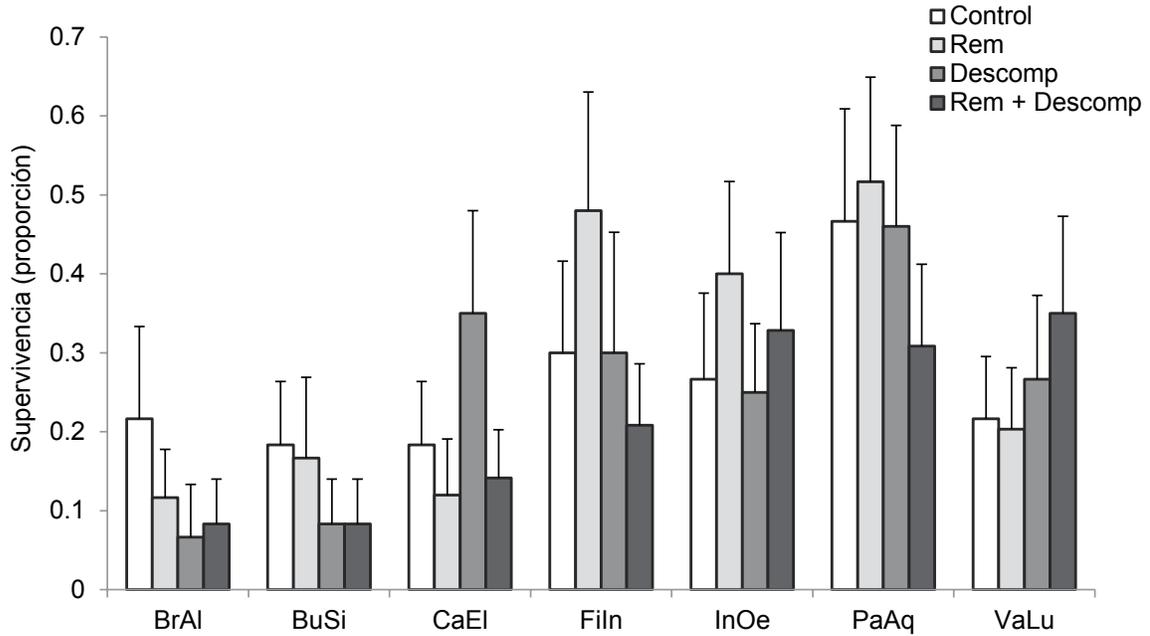


Figura 5. Supervivencia (media \pm error estándar) de siete especies arbóreas nativas trasplantadas en parcelas experimentales de restauración un año después del trasplante. BrAl: *Brosimum alicastrum*; BuSi: *Bursera simaruba*; CaEl: *Castilla elastica*; Filn: *Ficus insipida*; InOe: *Inga oerstediana*; PaAq: *Pachira aquatica*; VaLu: *Vatairea lundelii*. Los distintos colores indican los tratamientos experimentales: Control; Rem: remoción de la biomasa aérea de pastos; Descomp: descompactación de la capa superficial del suelo; Rem + Descomp. Leer el texto para más detalles de los tratamientos.

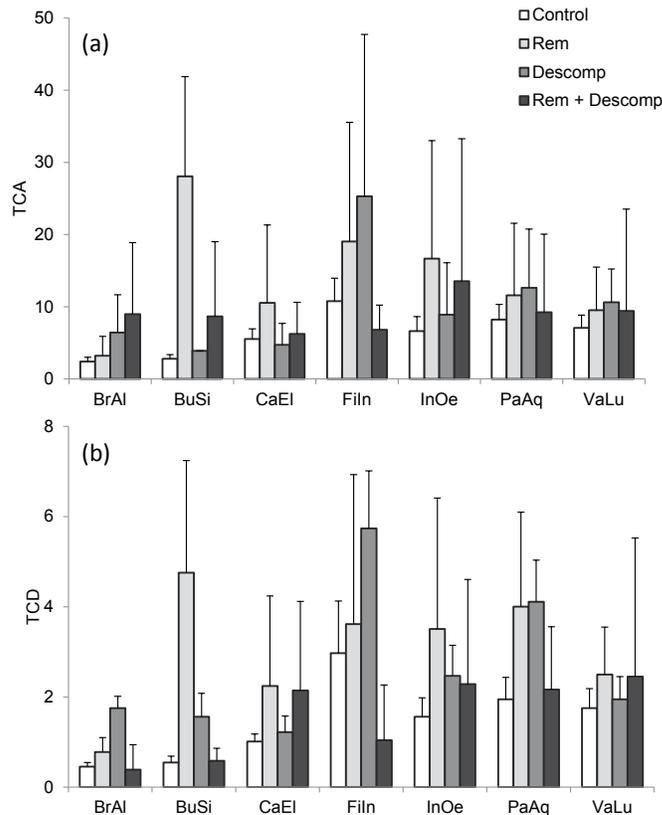


Figura 6. Tasa de crecimiento mensual (media \pm error estándar) en (a) altura (TCA) y (b) diámetro (TCD) de las siete especies arbóreas nativas trasplantadas un año después del trasplante. Las especies evaluadas son BrAl: *Brosimum alicastrum*; BuSi: *Bursera simaruba*; CaEl: *Castilla elastica*; Filn: *Ficus insipida*; InOe: *Inga oerstediana*; PaAq: *Pachira aquatica*; VaLu: *Vatairea lundelii*. Los distintos colores indican los tratamientos experimentales: Control; Rem: remoción de la biomasa aérea de pastos; Descomp: descompactación de la capa superficial del suelo; Rem + Descomp. Leer el texto para más detalles de los tratamientos.

Cuadro 4. Recomendaciones al marco legal mexicano relacionadas con la conservación, manejo y restauración de los ecosistemas ribereños y sus servicios ecosistémicos.

		Líneas estratégicas	Recomendaciones específicas
Recomendaciones generales para la gestión (de implementación transversal)	<ul style="list-style-type: none"> • Incorporar la definición de vegetación ribereña a la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable • Incluir las riberas como ecosistemas específicos en los programas de conservación, manejo y restauración tanto gubernamentales como privados. • Incluir las riberas como ecosistemas específicos en los instrumentos de gestión ambiental o de manejo de recursos (p.ej. ordenamiento territorial, sistemas agro-silvo-pastoriles, corredores biológicos). • Promover el manejo de cuencas y el manejo integrado del recurso hídrico (MIRH) a escala local y regional. • Establecer corredores biológicos ribereños en el marco de programas institucionales. • Promover la cooperación institucional 	Conservación	<p>Deslindar las zonas ribereñas federales.</p> <p>Re-evaluar el ancho de la franja de conservación desde un enfoque de conservación.</p> <p>Conservar áreas de captación en microcuencas.</p> <p>Promover el desarrollo e implementar incentivos para la conservación de riberas.</p> <p>Difundir la legislación ambiental relacionada a las riberas.</p> <p>Revisar la normativa legal relacionada con el manejo y uso de los ecosistemas ribereños.</p>
		Manejo	<p>Crear una zona de "amortiguamiento" de especies útiles en riberas conservadas o bajo uso.</p> <p>Promover reglamentos locales o micro-regionales de conservación y manejo de riberas.</p> <p>Promover el manejo sustentable y productivo de los ecosistemas acuáticos asociados a las riberas.</p> <p>Asociar a las riberas las distintas prácticas de conservación de suelos.</p> <p>Incluir las riberas como un componente específico de los sistemas agrosilvo-pastoriles.</p>
		Restauración	<p>Recuperar suelos y realizar obras de conservación en caso de erosión física grave.</p> <p>Introducir vegetación herbácea con crecimiento subterráneo (p.ej. caña) en áreas con proceso avanzado de erosión del suelo.</p> <p>Introducir árboles nativos de rápido crecimiento en áreas abiertas.</p> <p>Enriquecer con especies nativas las riberas con regeneración secundaria.</p> <p>Controlar el uso de agroquímicos y la descarga de residuos tóxicos a los cuerpos de agua.</p>

más en el tratamiento control (figura 5). Sin embargo, estos resultados aún se consideran preliminares.

No hubo diferencias significativas en el crecimiento de las distintas especies ni de la interacción entre especies y tratamientos, aunque encontramos un efecto significativo de estos últimos (cuadro 3). Al igual que con la supervivencia, no se observó un patrón claro en la respuesta. Del mismo modo, los patrones entre tratamientos aún no resultan claros y las respuestas parecen depender de la especie (figuras 6a y b). Por ejemplo, *F. insipida* y *P. aquatica* crecieron más en el tratamiento de descompactación y en el de remoción en segundo lugar, mientras que *B. simaruba* lo hace en el tratamiento con remoción de pastos. Estas variaciones, sin embargo, no son significativas estadísticamente y es necesario un monitoreo en un plazo mayor de tiempo para extraer conclusiones de los resultados finales.

El establecimiento exitoso y el crecimiento de estos árboles trasplantados permitirán el desarrollo de una comunidad vegetal más estructurada y diversa, al mismo tiempo que aumentará la biomasa vegetal (productividad primaria, fijación de carbono). Esto favorecerá la modificación del microclima (menor amplitud térmica e insolación, mayor humedad relativa) para el establecimiento de nuevas especies. Al mismo tiempo, la presencia de estos árboles será un atractivo para grupos de la fauna silvestre, como aves (Gardali *et al.* 2006) y pequeños mamíferos. Además se espera la recuperación de la condición del suelo y de las funciones relacionadas con los ciclos biogeoquímicos, como son la producción y descomposición de hojarasca. Las interacciones bióticas son difíciles de evaluar, pero en algunos de los individuos trasplantados ya se ha observado la presencia de invertebrados terrestres como hormigas, orugas de mariposa y visitas y nidos de aves (Meli obs. pers.).

Marco legal para la conservación y restauración de los ecosistemas ribereños en México. La conservación y restauración de los ecosistemas ribereños, debido a su papel fundamental en la provisión de biodiversidad y SE, depende no sólo de factores ecológicos sino también de la regulación jurídica y la percepción social. El marco jurídico determina los regímenes de propiedad de la tierra, y las actividades permitidas o prohibidas, que afectan de manera directa al uso de éstos y sus recursos. La percepción social también es

importante, debido a que los actores locales pueden tomar decisiones sin conocer las consecuencias ecológicas ni los regímenes normativos establecidos (Ruiz 2011).

En el marco jurídico mexicano, actualmente no existe ningún instrumento diseñado específicamente para la conservación de los ecosistemas ribereños, con una lógica de ecotono y que defina el ancho mínimo de 30 metros (Wenger 1999), requeridos para el mantenimiento de su biodiversidad y funciones ecológicas (Ruiz 2011). Sin embargo, este marco jurídico contiene algunas disposiciones dispersas aplicables a la conservación y restauración de la vegetación ribereña.

El marco de referencia más general está en el párrafo quinto del artículo 27 de la Constitución, la norma jurídica por excelencia a la cual todas las demás están sujetas y subordinadas, que determina el régimen de propiedad pública de las aguas nacionales. A su vez, la Ley de Aguas Nacionales (LAN), reglamentaria de este párrafo, determina que la administración de estos bienes nacionales, incluyendo las riberas o zona federal, queda a cargo de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). El artículo tercero define el régimen espacial de la ribera o zona federal, el cual es equivalente a diez metros de anchura contigua al cauce de las corrientes medida horizontalmente a partir del nivel de aguas máximas ordinarias, o de cinco metros cuando la anchura de los cauces es menor a cinco metros. Aunque no se menciona explícitamente la vegetación ribereña, ésta queda incluida dentro de esta franja de dominio público que constituye la zona federal, por lo cual no puede incluirse en ningún certificado de propiedad y debe respetarse dentro de un régimen de propiedad pública federal. A pesar de la importancia de estas definiciones, la LAN no exige explícitamente la protección de la vegetación ribereña, limitándose a imponer modalidades de uso reguladas por otras normatividades. Además, una franja de diez o cinco metros resulta insuficiente para asegurar su conservación y el desarrollo de las funciones ecosistémicas. A escalas locales, como en el caso de MdC, el problema se agrava porque la zona federal no ha sido delimitada en las parcelas ribereñas, existe un desconocimiento de la extensión de la ribera federal y, como consecuencia, la vegetación ribereña continúa siendo deforestada. La definición de ribera o zona federal fue realizada para efectos prácticos y operativos de la LAN y no de la función ecológica

que representan los ecosistemas ribereños; por ello, ésta no es una norma eficiente para dicho fin sino sólo un instrumento que puede ayudar indirectamente a impedir que la ribera se use libremente.

Mientras tanto, en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS), si bien no hay mención explícita a la vegetación ribereña, ésta queda incluida como vegetación forestal y por lo tanto sujeta a las disposiciones de la misma. En sus artículos segundo y tercero puede interpretarse la vegetación ribereña como un ecosistema hidrológico forestal de ecotono. Esta ley regula la protección, conservación y restauración de estos recursos forestales y coadyuva a su ordenamiento, recuperación y rehabilitación para conservar suelos y aguas que dependen, directa o indirectamente, de esos recursos. Incluso en aquellos sitios en donde se haya removido la vegetación ribereña, parcialmente o en toda su extensión, el terreno sigue considerándose como forestal o preferentemente forestal. La LGDFS no permite el cambio de uso de suelo forestal en los casos en los que se comprometa la biodiversidad, se provoque la erosión del suelo y se deteriore la calidad del agua o disminuya su captación, por lo que no pueden otorgarse autorizaciones para la remoción de la vegetación ribereña (Art. 117). A pesar de estas disposiciones, en realidad la LGDFS no es eficiente para proteger estos ecosistemas.

Si bien la propiedad de la franja de las riberas comprendida entre los 10 o 5 metros, según el caso, es propiedad de la nación tal y como fue explicado anteriormente, la ley agraria determina el régimen de propiedad de las comunidades y, por lo tanto, de los terrenos adyacentes a las riberas o zona federal. Esta ley establece que las comunidades deben operar según un reglamento interno que debe estar inscrito en el Registro Agrario Nacional (Art. 10). Estos reglamentos podrían regular la franja de vegetación contigua a la zona federal y, de esta forma, promover la conservación de los ecosistemas ribereños.

Por su parte, la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) regula la preservación de la cobertura vegetal original y la restauración de la dañada, aunque no exista una mención explícita a la vegetación ribereña en la misma. Esta ley establece diversos instrumentos de política ambiental que son relevantes en la identificación de opciones para la conservación de los ecosistemas ribereños, particularmente la evaluación de impacto ambiental y el ordenamiento ecológico del

territorio, los cuales se mencionarán posteriormente. Además, las regulaciones de esta ley que se aplican a la flora y fauna silvestre, así como al suelo y agua, son igualmente válidas para la vegetación ribereña, tanto la correspondiente a la zona federal como a los terrenos colindantes con ésta. La vegetación ribereña, al ser un ecotono, puede considerarse como una pieza fundamental del ecosistema acuático, por lo que sus suelos, vegetación y afluentes deben conservarse para asegurar la integridad y el equilibrio del mismo. Por ello, a partir de las consideraciones de la LGEEPA sobre la preservación de la biodiversidad y del hábitat natural, no pueden otorgarse concesiones, permisos o autorizaciones que modifiquen estos ecosistemas. Desafortunadamente esta ley no se aplica a pesar de ser un instrumento eficiente para la conservación de la flora y fauna silvestre en zonas ribereñas, por lo que resulta ineficaz.

Adicionalmente, existen dos Normas Oficiales Mexicanas que definen a la vegetación ribereña como aquella que “crece sobre o cerca de los bancos de corrientes o cuerpos de agua en suelos que presentan ciertas características de humedad”. Se trata de la NOM-060-ECOL-1994, expedida para mitigar los efectos adversos ocasionados en los suelos y en los cuerpos de agua por el aprovechamiento forestal, y de la NOM-062-ECOL-1994, que establece las especificaciones para mitigar los efectos adversos en la biodiversidad ocasionados por el cambio de uso del suelo de terrenos forestales a agropecuarios. Las especificaciones de ambas, aunque fueron expedidas para aplicarse en terrenos donde se realicen aprovechamientos forestales, son útiles para la conservación de la vegetación ribereña, ya que resaltan que debe ser conservada en su distribución natural total. En particular para la NOM-060-ECOL-1994 lo relevante de sus disposiciones es que su alcance rebasa la superficie definida dentro de la zona federal, independientemente del régimen de propiedad. Según los criterios de esta NOM, la vegetación ribereña no debería ser manejada ni transformada en caso de que se comprometiera su conservación.

A partir de este marco jurídico se desprenden algunos instrumentos de política ambiental que contribuyen a la conservación y restauración de estos ecosistemas y sus SE:

- Las áreas de protección forestal, definidas en la LGDFS como aquellas que comprenden los espacios

forestales o boscosos colindantes a la zona federal y de influencia de nacimientos, corrientes, cursos y cuerpos de agua. Permiten delimitar polígonos sujetos a esquemas de protección, en los cuales podrían incluirse 30 metros adyacentes a las riberas para destinarse a fines de conservación y restauración, independientemente del régimen de propiedad de los terrenos que las comprendan. Asimismo, estas áreas declaradas se consideran dedicadas a una función de interés público y pueden inscribirse en programas especiales para conservación y reforestación.

- Los programas de restauración ecológica. Según la LGDFS, estos programas son obligatorios para los propietarios que realicen aprovechamientos forestales. A su vez, la LGEEPA plantea que la Secretaría promoverá la participación de los actores implicados en la restauración.

- Las zonas de restauración ecológica, instrumento regulado en la LGEEPA, que consiste en una medida extrema de intervención del ejecutivo federal como respuesta a procesos acelerados de desertificación o degradación que impliquen la pérdida de recursos muy vulnerables.

- Las vedas forestales, reguladas por la LGDFS y la LGEEPA y decretadas por el Ejecutivo Federal.

- La zonificación forestal, definida en la LGDFS, un tipo de ordenamiento que posibilita que la vegetación ribereña se conserve como porción de una zona forestal.

- El Ordenamiento Ecológico del Territorio, un instrumento de planificación territorial planteado en la LGEEPA que podría incluir a la vegetación ribereña como un elemento destinado a la conservación o restauración, en una franja de 30 metros a partir del cauce de agua.

- La evaluación de impacto ambiental, definido en la LGEEPA como obligatorio en un conjunto de obras o actividades entre las que se encuentran los aprovechamientos forestales, cambios de uso de suelo u obras y actividades en humedales, ríos o zonas federales, con el fin de establecer la condiciones a las cuales se deben sujetar los terrenos para prevenir desequilibrios ecológicos. Este instrumento es útil

para los terrenos colindantes con la zona federal, aunque en la práctica no se aplica para estos fines.

- Las zonas de destino, definidas en la Ley General de Bienes Nacionales, y aplicables a las riberas federales para ser consideradas como un inmueble federal.

- Los predios destinados a la conservación, una disposición de la LGEEPA que establece que los sujetos interesados pueden destinar los predios que les pertenecen a acciones de preservación de manera voluntaria.

En resumen, podemos decir que los instrumentos jurídicos para la conservación y restauración de los ecosistemas ribereños no resultan sólidos, están dispersos y adolecen de vacíos y omisiones.

Además, su vaga definición y regulación se presta a ambigüedades. Por su parte, algunos de los instrumentos de política pública podrían lograr buenos resultados si son aplicados correctamente, destacando entre ellos las áreas de protección forestal, las zonas de restauración, las vedas forestales y el ordenamiento ecológico territorial. Lamentablemente, raramente se contemplan los ecosistemas ribereños en la aplicación de estos instrumentos.

El principal problema es que los ecosistemas ribereños continúan siendo deforestados o transformados en otros tipos de uso de suelo, no existen reglamentos escritos a escala local y las comunidades locales desconocen la regulación legal sobre éstos.

De esta manera, ni los instrumentos jurídicos ni los de política ambiental se cumplen cabalmente, por lo que se convierten en ineficaces. La situación se agrava porque la distribución de competencias es compleja y en los mismos espacios tienen competencias varias autoridades que, por lo general, no actúan de manera coordinada. Por ejemplo, las áreas de protección forestal, así como las zonas de restauración ecológica y las vedas forestales, son decretadas directamente por el Presidente de la República. Los programas de restauración y las zonificaciones forestales son expedidos por la Comisión Nacional Forestal, mientras que los ordenamientos ecológicos territoriales requieren de la participación de varios actores.

CONCLUSIONES SOBRE LA RESTAURACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS RIBEREÑOS

La revisión realizada y los resultados a lo largo de este trabajo permiten concluir lo siguiente:

1. Los ecosistemas ribereños presentan características estructurales y funcionales que los hacen únicos. Todas las funciones hidrológicas, geomorfológicas y biológicas que se desarrollan en éstos se deben a la interacción de las diferentes dimensiones espaciales, por lo que no pueden ser considerados de forma aislada respecto a otros cuerpos de agua.
2. La geomorfología y la comunidad de organismos de un sistema ribereño están intrínsecamente relacionadas con el agua como agente de disturbio. Como los ecosistemas ribereños se adaptan a patrones de disturbio hidrológico específicos para cada sitio, su manejo debe tener en cuenta que estos patrones son un aspecto fundamental de su funcionamiento. Su salud depende en gran medida del mantenimiento de la frecuencia y magnitud de estos procesos.
3. Estos ecosistemas proveen importantes servicios a la sociedad humana. Almacenan agua y regulan su calidad, reducen la erosión, mitigan los efectos de las inundaciones, recargan los acuíferos, proveen refugio y alimento para la fauna y una amplia gama de servicios culturales. Además, soportan una importante diversidad y conectan el territorio a varias escalas espaciales y temporales.
4. Aunque los ecosistemas ribereños son inherentemente resilientes, las actividades humanas pueden ocasionar daños irreversibles cuando superan la magnitud o frecuencia de los disturbios naturales.
5. La restauración ecológica de los ecosistemas ribereños degradados puede aumentar un 10 % los niveles de biodiversidad y un 29 % la provisión de SE, y alcanzar niveles de biodiversidad y de SE similares a los de los ecosistemas naturales.
6. El uso y manejo de estos ecosistemas debería enfocarse en la conservación de sus funciones y servicios, en lugar de priorizar la mitigación o la sustitución mediante el avance tecnológico.
7. Cualquier iniciativa de restauración es única en sus parámetros ecológicos, sociales y económicos, por lo que se requiere de planes específicos adaptados a las condiciones locales para que tengan éxito.

RECOMENDACIONES FINALES

Las recomendaciones para la conservación y restauración de los ecosistemas ribereños y su SE son

de carácter ecológico, social y político. Se propone lo siguiente:

1. Las acciones para lograr el mantenimiento y recuperación de la provisión de SE de los ecosistemas ribereños, deberían implementarse en el contexto de una política transversal de gestión desde diversos sectores, orientada hacia tres líneas estratégicas: conservación, manejo o aprovechamiento sustentable y restauración ecológica (cuadro 4).
2. Debido a las características ecológicas particulares de los ecosistemas ribereños, resulta crucial su incorporación como componentes específicos del paisaje en los programas e instrumentos de gestión, así como en los marcos normativos que regulan su conservación, uso y restauración. Los ordenamientos territoriales, los programas de conservación y las estrategias de restauración, deberían considerar las riberas como un elemento clave de la dinámica del paisaje.
3. Debe implementarse un marco de cooperación interinstitucional e intersectorial desde la perspectiva del manejo integrado de cuencas, de una manera consensuada y equitativa sobre una base de análisis ecológico y social.
4. Resulta urgente el análisis e implementación de acciones ecológicas y sociales concretas a escala local, para fortalecer la conservación de aquellos ecosistemas ribereños que aún se encuentran en buen estado de conservación y la restauración de los que estén degradados.
5. Para la conservación es necesario el deslinde de las zonas ribereñas y la conservación de áreas de captación, así como promover la inspección y vigilancia en el caso de áreas federales, integrando esta acción en los lineamientos de los ordenamientos territoriales. También es necesario el fortalecimiento de los actuales instrumentos de gestión y la creación de nuevos instrumentos que promuevan incentivos, como son los pagos por servicios ambientales, los proyectos ecoturísticos o, en el caso de México, las Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre.
6. En el caso de México, en materia de política pública estas dos condiciones se reflejan en las riberas de carácter federal, cuya conservación debería estas medidas deberían estar dirigidas a dos condiciones particulares y complementarias: (1) las áreas ribereñas federales, que deberían estar eficientemente protegidas

a partir de la adecuación de la LAN y la LGDF, y (2) en franjas ribereñas de amortiguamiento, cuyo único sustento jurídico son la LGDF y la LGEEPA. En estos casos, las autorizaciones de cambio de uso de suelo no deberían otorgarse; por el contrario, deberían decretarse estas zonas como áreas de protección forestal y, para compensar a los dueños de la tierra, deberían acompañarse de un estímulo económico especial como el pago por servicios ambientales.

7. En las riberas sujetas a uso o manejo, resulta indispensable la creación de franjas o áreas de amortiguamiento entre la ribera y el terreno adyacente antropizado, teniendo en cuenta al propietario de la tierra y considerando actividades de uso sustentable en estas franjas.

8. Es recomendable introducir árboles nativos de rápido crecimiento en el caso de áreas ribereñas degradadas, así como especies tolerantes a la sombra en el caso de riberas con regeneración secundaria avanzada con el objetivo de aumentar la diversidad.

9. Es importante fomentar el desarrollo de reglamentos o acuerdos escritos en los que las comunidades locales establezcan normativas de uso sustentable de manera consensuada. En estos reglamentos deben incorporarse las normativas regionales o nacionales adaptadas a las condiciones locales, de tal manera que se favorezca la regulación del uso y transformación de los ecosistemas ribereños.

10. Deben promoverse la educación ambiental y la organización y participación social. La educación ambiental favorece la concienciación, así como la información sobre los derechos y obligaciones. También es necesario facilitar la inclusión de las comunidades en la toma de decisiones y seguir las resoluciones derivadas de acuerdos. La participación social y la educación constituyen la base para aumentar la valoración social de los ecosistemas ribereños y sus SE, así como para mejorar el cumplimiento de la regulación legal en materia de su conservación y manejo.

11. Las riberas pueden ser incorporadas en las iniciativas agro-silvo-pastoriles y en los planes de manejo de los ecosistemas acuáticos, ya que son sistemas interdependientes. Muchas iniciativas de uso sustentable de recursos hídricos o ictícolas ignoran la necesidad de las riberas como sistemas indispensables para la provisión de estos mismos recursos.

12. Finalmente, las acciones de restauración de los ecosistemas ribereños dependerán en gran medida del

nivel inicial de degradación de éstos y de los objetivos a escala del ecosistema particular y de la cuenca a la que pertenecen. En el caso de riberas muy deterioradas, son necesarias acciones como la implementación de obras de conservación de suelos y la introducción de una vegetación adecuada que promueva la estabilización del margen. No obstante, más allá de las estrategias y técnicas de restauración concretas implementadas, siempre será imprescindible eliminar los factores que provocan la degradación de éstos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es un producto del proyecto ProAgua, que es liderado por Antonio Lara y financiado por el programa CYTED (Ref. 409RT0376). Los resultados del meta-análisis están relacionados con algunos objetivos de los proyectos CGL2010-18312 de la CICYT (Ministerio de Educación y Ciencia de España) y REMEDINAL 2 (S2009/AMB/1783, de la Comunidad de Madrid). El trabajo relacionado con el estudio de caso en Marqués de Comillas fue auspiciado por Natura y Ecosistemas Mexicanos A.C., con el financiamiento de Pemex y la Alianza WWF-FCS. PM fue apoyada con una Beca para la Conservación de la Naturaleza otorgada por The Rufford Small Grants Foundation. Agradecemos los consejos de A. Rabasa para el análisis del marco normativo mexicano.

REFERENCIAS

- Catterall CP, SD Piper, SE Bunn, JM Arthur. 2001. Flora and fauna assemblages vary with local topography in a subtropical eucalypt forest. *Austral Ecology* 26:56-69.
- CCAD 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano. Una plataforma para el desarrollo sostenible regional. Comisión Centroamericana de Medioambiente y Desarrollo, Serie Técnica 01.
- Chen JQ, SC Saunders, TR Crow, RJ Naiman, KD Brosofske, GD Mroz, BL Brookshire, JF Franklin. 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience* 49:288-297.
- Corenblit D, J Steiger, AM Gurnell, E Tabacchi, L Roques. 2009. Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors. *Earth Surface Process & Landforms* 34:1790-1810.
- Costanza R, R d'Arge, R de Groot, S Farber, M Grasso, B Hannon, K Limburg, S Naeem, RV O'Neill, J Paruelo, RG Raskin, P Sutton, M van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Douglas I, T Greer, K Bidin, M Spilsbury. 1993. Impacts of rainforest logging on river systems and communities in

- Malaysia and Kalimantan. *Global Ecology and Biogeography Letters* 3:245-252.
- Francis R. 2006. Allogetic and autogenic influences upon riparian vegetation dynamics. *Area* 38:453-464.
- García-Orth X, M Martínez Ramos. 2008. Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pastures: seed burial as a way of evading predation. *Restoration Ecology* 16:435-443.
- Gardali T, AL Holmes, SL Small, N Nur, GR Geupel, GH Golet. 2006. Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forests on the Sacramento River, California, U.S.A. *Restoration Ecology* 14:391-403.
- Gregory S, VFJ Swanson, WA McKee, KW Cummings. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41:540-551.
- Hupp CR, WR Osterkamp. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14:277-295.
- INE 2000. Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Montes Azules México. México. Dirección de Publicaciones de la Dirección Ejecutiva de Participación Social, Enlace y Comunicación, Instituto Nacional de Ecología. 256 p.
- Malanson GP. 1993. Riparian landscapes. Cambridge Studies in Ecology Series. Cambridge, UK. Cambridge University Press. 296 p.
- Maridet L, JG Wasson, M Philippe, C Andros, RJ Naiman. 1998. Riparian and morphological controls in structuring the macroinvertebrate stream community. *Archiv für Hydrobiologie* 144:61-85.
- Meehan WR. 1991. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. *American Fisheries Society* (special publication) 19:1-15.
- Meleason MA, JM Quinn. 2004. Influence of riparian buffer width on air temperature at Whangapoua Forest, Coromandel Peninsula, New Zealand. *Forest Ecology and Management* 191:365-371.
- Meli P, V Carrasco Carballido. 2008. Environmental restoration in a tropical rainforest in Mexico. *Ecological Restoration* 26(4):294-295.
- Meli P, V Carrasco Carballido. 2011. Restauración ecológica de riberas: Manual para la recuperación de la vegetación ribereña en arroyos de la Selva Lacandona. México. Corredor Biológico Mesoamericano México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 62 p.
- Meli P, R Dirzo. 2012. Effects of grasses on sapling establishment and the role of transplanted saplings on the light environment of pastures: implications for tropical forest restoration. *Applied Vegetation Science* 16: 296-304. doi:10.1111/j.1654-109X.2012.01217.x
- Meli P, M Martínez Ramos, JM Rey Benayas en prensa. Selecting species for passive and active riparian restoration in Southern Mexico. *Restoration Ecology*.
- Meli P, JM Rey Benayas, P Balvanera, M Martínez-Ramos en revisión. *Ecological restoration of wetlands enhances biodiversity and ecosystem services*.
- Melillo JM, CB Field, B Moldan eds. 2003. Interactions of the major biogeochemical cycles. SCOPE 61. Washington, DC. Island Press.
- Midoko-Iponga D, CB Krug, SJ Milton. 2005. Competition and herbivory influence growth and survival of shrubs on old fields: Implications for restoration of renosterveld shrubland. *Journal of Vegetation Science* 16:685-692.
- Moreno-Mateos D, ME Power, FA Comin, R Yockteng. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10. doi: 10.1371/journal.pbio.1001247
- Naiman RJ, H Décamps, M Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Naiman RJ, H Décamps. 1997. The Ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658.
- Naiman RJ, H Décamps, ME McClain. 2005. Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities. London, Elsevier Academic Press. 430 p.
- Nilsson C, M Svedmark. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management* 30:468-480.
- NRC 2002. Riparian Areas: functions and strategies for management. Washington D.C., National Academy Press. Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management, Water Science and Technology Board, National Research Council. Disponible en: <http://www.nap.edu/catalog/10327.html>
- Opperman JJ, AM Merenlender. 2004. The effectiveness of riparian restoration for improving instream fish habitat in four hardwood-dominated California streams. *North American Journal of Fisheries Management* 24(3):822 - 834.
- Parsons MH, BB Lamont, JM Koch, K Dods. 2007. Disentangling competition, herbivory, and seasonal effects on young plants in newly restored communities. *Restoration Ecology* 15:250-262.
- Patten DT. 1998. Riparian ecosystems of semi-arid North America: diversity and human impacts. *Wetlands* 18:498-512.
- Ramsar 2006. The Ramsar Convention Manual: a guide to the convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 4th ed. Gland, Switzerland. Ramsar Convention Secretariat. 114 p.
- Rapport DJ, WG Whitford. 1999. How ecosystems respond to stress. *BioScience* 49:193-203.
- Rhoades CC, GE Eckert, DC Coleman. 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6:262-270.
- Richards K. 2004. Rivers: form and process in alluvial channels. UK. Cambridge University Press.
- Richardson DM, PM Holmes, KJ Esler, SM Galatowitsch, JC Stromberg, SP Kirkman, P Pysek, RJ Hobbs. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13:126-139.
- Rot BW, RJ Naiman, RE Bilby. 2000. Stream channel configuration, landform, and riparian forest structure in the Cascade Mountains, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:699-707.
- Ruiz L. 2011. Herramientas legales para la conservación y restauración de la vegetación ribereña: un estudio de caso en la Selva Lacandona. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Sabo JL, R Sponseller, M Dixon, K Gade, T Harms, J Heffernan, A Jani, G Katz, C Soykan, J Watts, J Welter. 2005. Riparian

- zones increase regional species diversity by harboring different, not more species. *Ecology* 86:56-62.
- Sanpera-Calbet I, A Lecerf, E Chauvet. 2009. Leaf diversity influences in-stream litter decomposition through effects on shredders. *Freshwater Biology* 54:1671-1682.
- Siebe C, M Martínez-Ramos, G Segura-Warnholts, J Rodríguez-Velázquez y Sánchez-Beltrán. 1996. Soil and vegetation patterns in the tropical rainforest at Chajul, Chiapas. Southeast Mexico. En: Proceeding of the International Congress on Soils of Tropical Forest Ecosystems. 3rd Conference on Forest Soils, ISSS-AISS-IBG (D.Simmorangkir, de.) Mulawarman University Press, Samarinda. p 40-58.
- Steiger J, AM Gurnell. 2003. Spatial hydrogeomorphological influences on sediment and nutrient deposition in riparian zones: observations from the Garonne River, France. *Geomorphology* 49(1-2):1-23.
- Sweeney BW, TL Bott, JK Jackson, LA Kaplan, JD Newbold, LJ Standley, WC Hession, RJ Horwitz, MG Wolman. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(39):14132-14137.
- Tabacchi E, DL Correll, R Hauer, G Pinay, AM Planty-Tabacchi, RC Wissmar. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40:497-516.
- Tabacchi E, L Lambs, H Guillo, AM Planty-Tabacchi, E Muller, H Décamps. 2000. Impacts of riparian vegetation on *Hydrological Processes*. *Hydrological Processes* 14:2959-2976.
- Wallace JB, SL Eggert, JL Meyer, JR Webster. 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69:409-442.
- Wenger S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Athens, Georgia, USA. Office of Public Service & Outreach Institute of Ecology, University of Georgia.
- Wijdeven, SMJ, ME Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8:414-424.
- Zimmerman JK, JB Pascarella, MA Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8:350-360.