



Salud de los bosques de galería y de los ecosistemas ribereños

Gallery forest and riparian ecosystem health

Mayra Mendoza-Cariño^{1*}, Gerardo Cruz-Flores¹ y Daniel Mendoza Cariño²

¹ Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Licenciatura de Biología. Ciudad de México, México.

² Universidad Tecnológica de Tecamachalco. Ingeniería en Agricultura Sustentable y Protegida. Tecamachalco, Puebla, México.

* Autora de correspondencia:
maymc_zaragoza@yahoo.com.mx

RESUMEN

Los bosques de galería (BG) también conocidos como vegetación ribereña, se desarrollan en los bordes de los ríos y de los arroyos; forman parte de los ecosistemas de transición entre hábitats terrestres y acuáticos y cumplen funciones esenciales en el resguardo de los ecosistemas, suministran bienes y servicios para la biota y el bienestar humano. Por ello, el tema de la salud de los BG es de interés creciente; en la literatura científica se aborda a través de diversas expresiones y enfoques, lo que genera confusiones en su interpretación. Los objetivos de este trabajo fueron: i) analizar los términos científicos asociados a la salud de los BG, para aclarar su significado y alcance y ii) exponer la evidencia científica en la experiencia de México de la relación: salud del ecosistema ribereño (ER) y especies vegetales invasoras. Para ello, se hizo una búsqueda de información exhaustiva en el tema, cuyos resultados señalaron varios conceptos con criterios y propósitos diferentes. En este trabajo se proponen definiciones precisas sobre la salud del BG y del ER. Finalmente, se exhibe la evidencia científica de las afectaciones que generan algunas plantas invasoras como *Arundo donax* L. (carrizo) y *Ricinus communis* L. (ricino), en la salud de los BG y ER de México. La salud de los BG influye en aquella de los ER, y esta en la de los seres humanos y su bienestar, por lo que es necesario un mayor entendimiento del tema y, así, promover su conservación.

PALABRAS CLAVE: hábitat ripario, plantas invasoras, resiliencia, servicios ecosistémicos, vegetación riparia, zona ribereña.

ABSTRACT

Gallery forests (GF), also known as riparian vegetation, develop on the edges of rivers and streams; they are part of the transition ecosystems between terrestrial and aquatic habitats and fulfill essential functions in the protection of ecosystems, provide goods and services for biota and human well-being. For these issues, the subject of the health of GF is of growing interest: in the scientific literature they are studied through various expressions and approaches, which generates confusion in its interpretation. The objectives of this work were: i) analyze the scientific terms associated with the health of GF, to clarify its meaning and scope and ii) expose the scientific evidence in the experience of Mexico, of the relationship: health of the riparian ecosystem (RE) and invasive plant species. For this, an exhaustive information search was made on the subject, the results of which indicated several concepts with different criteria and purposes. In this work, precise definitions on the health of GF and RE are proposed. Finally, the scientific evidence of the effects generated by some invasive plants such as *Arundo donax* L. (carrizo) and *Ricinus communis* L. (ricino), in the health of the GF and RE of Mexico is exposed. The health of the GF influences that of the RE, and this one in that of human beings and their well-being, for which it is necessary a greater understanding of RE is to promote their conservation.

KEYWORDS: riparian habitat, invasive plants, resilience, ecosystem services, riparian vegetation; riparian zone.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de galería (BG) también conocidos como vegetación ribereña o riparia son agrupaciones arbóreas que se desarrollan en los bordes de los ríos y arroyos; cuyo crecimiento depende de las condiciones del suelo, del régimen de variabilidad del nivel del agua y de su calidad, y del grado de deterioro al que se exponen (Rzedowski, 2006). Romero et al. (2014) señalan que los BG forman parte de los ecosistemas de transición entre hábitats terrestres y acuáticos, por lo que se componen de una matriz variable de flora, en tanto que cumplen funciones esenciales en el mantenimiento de los ecosistemas y de sus relaciones territoriales, influyen en la riqueza del paisaje y en su belleza natural, suministran bienes y servicios ecosistémicos (SE) para la biota y el bienestar humano.

Debido a su importancia ambiental y ecológica, es de interés actual y capital precisar la calidad ambiental dentro del tema de la salud de los BG y de los ER. Esto porque en la literatura científica se emplean diversos conceptos (con dimensiones diferentes) que manifiestan que, la calidad ambiental se describe con términos como el de integridad ecológica o el de salud ambiental. Esto conlleva a confusiones en la interpretación, las que se pueden evitar con la descripción de las funciones ecosistémicas de los BG y de los ER y su respectiva evaluación, mediante atributos físicos, químicos y biológicos que permiten dichas funciones. Es decir, la calidad ambiental para un ambiente físico como el aire, el agua y el suelo se puede evaluar con indicadores medibles, reproducibles y sensibles a través de las propiedades físicas y químicas de cada componente de los BG y de los ER. Estas pueden mostrar las respuestas de los parámetros identificados como indicadores de calidad en torno a los cambios de uso del aire, agua o suelo, o bien, evidenciar la pérdida de las funciones del ecosistema (Guerra-Hernández, 2020). Debido a la imposibilidad de abarcar la totalidad de las formas vivas presentes en los BG y en los ER para evaluar su calidad ambiental, se puede recurrir a estimaciones de parámetros ecológicos de vegetación, índices de vegetación (NDVI) o índices de calidad de la vegetación de ribera. Por ello, los objetivos de

este estudio fueron i) analizar los términos científicos asociados a la salud de los BG; y ii) exponer la evidencia científica que relaciona la salud de los ER en México, con respecto al indicador “especies vegetales invasoras”.

ANTECEDENTES

A escala mundial, el conocimiento de la salud de los BG está en proceso ya que es una de las características ecológicas menos exploradas de los sistemas acuáticos (Magdaleno y Martínez, 2014). El área ocupada por los BG y el porcentaje de pérdida son desconocidos, pero se estima en 60% en selvas húmedas tropicales del planeta (Llaven, 2013). En México los BG ocupan menos de 1% (Villanueva et al., 2013) de una superficie de 1 954 658 km² (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], 2019), se distribuyen hasta 3000 m s.n.m., son caducífolios o perennífolios y varían fisonómica y fenológicamente (Lot, 2015).

Las investigaciones sobre BG en México abordan temas de estructura y funcionamiento ecológico (Enríquez-Peña y Suzán-Azpiri, 2011), composición florística, desempeño como hábitat y corredor de fauna, correspondencia vegetación-calidad del agua, geomorfología fluvial y sistema productivo (Argueta y Flores-Díaz, 2016). Sin embargo, la salud de los BG a escala nacional nunca ha sido evaluada, aunque estudios locales en el trópico señalan deterioro y transformación de los ER (Ramírez-Martínez, 2009), impactos ecológicos y en el bienestar de las poblaciones asociadas a ellos (Allen et al., 2010).

TERMINOLOGÍA CIENTÍFICA EMPLEADA EN EL TEMA DE LA SALUD DE LOS BOSQUES DE GALERÍA

La evaluación de la salud de poblaciones silvestres inició en 1980 (Schaeffer & Novak, 1988), cuando la salud individual se centró en el ámbito médico y la relativa al ecosistema, en el aspecto ecológico (Rapport et al., 1998). Al respecto, la Real Academia Española [RAE], (2020) describe salud (latin *salus, -ütis*) como el *estado en el que el ser orgánico ejerce normalmente todas sus funciones*, y como *el conjunto de condiciones físicas en que se encuentra un organismo en un momento determinado*.



Dicho enfoque relaciona la salud de un organismo con la ausencia de enfermedades, ya que un cuerpo enfermo requiere de atenciones hospitalarias y de medicamentos para recobrar la salud. Análogamente, un BG sano se desarrolla en suelos sin limitaciones graves de fertilidad física, química y biológica y sus individuos carecen de patógenos que afecten su abundancia, cobertura y dinámica poblacional, entre otras facultades.

En el contexto científico, la salud de los BG se aborda sin una definición clara, con un empleo indistinto entre los niveles de organismo y de paisaje (Kolb et al., 1994).

Históricamente, la salud de los BG ha tenido varias interpretaciones: Miserendino (2005) relacionó la salud de la zona ribereña (ZR) con la diversidad y la estructura vegetal; Meyer (1997) conceptualizó salud ecológica y la vinculó con integridad ecológica y desarrollo sostenible: ambos términos incluyeron nuevas variables y los SE. Karr (2000) ligó la salud ecosistémica con los SE, el bienestar humano y el desarrollo sostenible en un ambiente sin contaminación. Vega-Franco (2000) describió salud ambiental y colocó al ser humano en el eje central; relacionó el equilibrio ecológico con el hombre y su entorno. Martínez et al. (2003) refirieron a la conservación e integridad del sistema, al mantenimiento de funciones y procesos, al tiempo que satisface las necesidades humanas (Sampson et al., 1994).

Karr y Dudley (1981) y Montes (1997) consideraron la integridad ecológica como la suma de la integridad física, química y biológica; el último autor y Vélez y Gómez (2008) relacionaron la salud con la prístinidad del ecosistema. Karr (1991; 1996) y Angermeier y Karr (1994) incluyeron la estructura y la composición vegetal, el mantenimiento de las funciones del sistema y la resiliencia ante perturbaciones humanas y naturales. La European Commission [EC] (2000) integró la calidad del BG y aspectos biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos del sistema acuático, en el estado ecológico, evaluados en el contexto de perturbaciones humanas.

Los BG no son elementos aislados, sino que forman parte de los ecosistemas entre sistemas acuáticos y terrestres, por lo que su salud es resultado de las interacciones que

ocurren en su entorno. Los conceptos de *estado ecológico* e *integridad ecológica* tienen un enfoque integrativo al incluir las actividades humanas; mientras que los conceptos de salud ambiental, ecológica y ecosistémica consideran condiciones ecológicas en el interior del sistema (orientadas al bienestar humano y reflejadas en los SE). Dichas expresiones tienen enfoques diferentes, pero mantienen un denominador común: la integración del BG con la ZR y el cuerpo acuático.

Los BG se conforman por numerosos individuos que pertenecen a diversidad de especies vegetales. La salud del BG implica que la mayoría de los individuos realice sus funciones vitales en las condiciones ambientales inherentes a la ZR, mientras que la salud del ER es compleja y comprende factores que repercuten en el desarrollo de las especies como procesos ecológicos, interacciones bióticas y provisión de bienes y SE. En consecuencia, la salud de los BG debe diferenciar entre los niveles de individuo y de ER. Por ello, se propone que la salud individual se considere como el *estado que integra las condiciones físicas y fisiológicas óptimas en las que la planta efectúa ordinariamente sus funciones vitales de crecimiento, desarrollo y reproducción en respuesta a: factores climáticos; la disponibilidad de recursos espaciales, hídricos, luminosos y nutrimetales; las interacciones biológicas inter e intraespecíficas; enfermedades, factores de estrés, perturbaciones antrópicas y naturales; y sus combinaciones (resiliencia); evaluada a través de rasgos cualitativos (como la apariencia y la vigorosidad) y cuantitativos (como la productividad)*.

¿CUÁLES SON LOS ATRIBUTOS DE LA SALUD INDIVIDUAL Y CÓMO SE MIDEN?

Los atributos cualitativos implican rasgos visuales (como señales externas a causa de agentes infecciosos) (Kolb et al., 1994); los cuantitativos incluyen indicadores fisiológicos como la actividad fotosintética; la conductancia estomática, el potencial hídrico y la transpiración; la eficiencia fotoquímica y la regulación negativa fotosintética; y los pigmentos fotosintéticos (Hernández-Clemente et al., 2019). Estos indicadores se valoran a partir de datos hiperespectrales y térmicos, en teledetección (Mazzarino y Finn, 2016).

SALUD DE LOS ECOSISTEMAS RIBEREÑOS

La salud de los ER se describe, según diversos estándares, como una condición que puede indicar saludable desde una perspectiva o uso, y no saludable desde otra. Por ejemplo, el pino salado (*Tamarix ramosissima* Ledeb.) desplaza especies nativas en los BG porque deseca y saliniza los sitios donde se establece (Smith et al., 1998), mientras reduce la presencia y riqueza de ciertas aves. Por ello, el dominio del pino salado se interpreta como mala salud del ER. Sin embargo, en el Cañón de Santa Elena (Chihuahua-Nuevo León), algunas aves migratorias (como *Empidonax traillii extimus*), anidan y se refugian en esa planta. Desde la perspectiva del hábitat y diversidad aviar, la presencia del pino salado representa una condición saludable. Por lo tanto, el enfoque de la salud de los BG y de los ER depende de la perspectiva o conjunto de ellas, que se plantee.

PERSPECTIVA: FUNCIONAMIENTO ECOLÓGICO Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los BG forman parte del ER y estos engloban las interacciones entre los componentes acuáticos y terrestres del paisaje (Corenblit et al., 2007). En la ZR interactúan el agua y la materia en las dimensiones lateral, longitudinal y vertical. Según Cotler (2008), la salud del ER depende de la disponibilidad del agua y de los procesos que ocurren en el tiempo como la frecuencia, la profundidad y la permanencia de las inundaciones. Dicha autora, señala que cuando se reduce la conectividad (propiedad del ER que facilita la movilidad horizontal, longitudinal y vertical de los componentes físicos, químicos y biológicos) entre el cauce y el sistema ribereño, se modifica la dinámica morfológica, disminuyen las funciones ecológicas con respecto a la retención de sedimentos y se afecta la recarga hídrica, lo que, a su vez, decrece el hábitat de las especies con la subsecuente pérdida de diversidad ribereña y acuática.

Al respecto, Baker et al. (2013) señalan que los SE (tanto de provisión como de regulación) son indicadores de

salud; entre ellos se pueden mencionar: aportes de materia orgánica, captura de CO₂, control de temperatura hídrica del cauce mediante sombreado, mejora de la calidad del agua, recarga hídrica del suelo, retención, transporte y distribución de sedimentos (Cruz-Flores et al., 2019); estabilidad de los bancos de los cauces, filtraje de contaminantes y de nutrientes, oportunidades educativas y recreativas (Guo et al., 2011); defensa contra avenidas fluviales (al evitar el desbordamiento de ríos e inundaciones) (Croke et al., 2017), hábitat y sustento de biodiversidad, regulación hidrológica y micro climática local (Enríquez-Peña y Suzán-Azpiri, 2011).

El tipo de vegetación riparia influye en la calidad y cantidad del agua (Mancilla et al., 2009) y en la eficiencia con la que se lleven a cabo los procesos ecológicos y los SE en el ER, ya que esto depende del funcionamiento dinámico de las riberas (interacciones bióticas y abióticas entre los componentes acuático y terrestre) y de las propiedades hidromorfológicas de las riberas como la estructura de la vegetación (continuidad longitudinal, composición y estructura del BG y amplitud de la ZR) (González del Tánago y García de Jalón, 2011).

El ancho de la franja ribereña desempeña un papel importante en la salud del ER. Aunque este varía normalmente en el continuo del cuerpo acuático, debe mantener un valor mínimo en cada lado de la ribera para que se ejecuten eficientemente las funciones ecológicas y los SE: amortiguamiento y protección, franjas entre 30 m y 100 m (Möller, 2011); mejoramiento de la calidad del agua, ≥ 10 m (Corley et al., 1999); retención de contaminantes, 16 m (Granados et al., 2006). Para la conservación de especies, la amplitud de la ZR depende de los requerimientos espaciales promedio del taxón prioritario: anfibios y reptiles, ≥ 165 m (Semlitsch, 1998); aves, > 40 m (Hagar, 1999); la mayoría de las especies, incluso aquellas con importantes roles ecológicos, ≥ 45 m (Dickson & Wigley, 2001); peces, ≥ 30 m (Stewart et al., 2001); y para mantenimiento de la diversidad vegetal, ≥ 30 m (Spackman y Hughes, 1995).



PERSPECTIVA: RESILIENCIA, RESISTENCIA Y ROBUSTEZ

La salud de los ER contempla los atributos resiliencia, resistencia y robustez. La resiliencia es la capacidad del ecosistema expuesto a una amenaza para resistir, absorber, adaptarse y recuperarse de los efectos en forma eficaz y oportuna, e implica la preservación y restauración de sus estructuras y funciones básicas (Hardy et al., 2022). La resiliencia presenta un comportamiento organizado, interacciones coevolutivas entre sus elementos y componentes, adaptabilidad y transformación para reorganizar su estructura interna (Sánchez et al., 2016). La resiliencia y la vulnerabilidad [circunstancias de un sistema (exposición y sensibilidad) antes de una perturbación] se vinculan a través de la capacidad de adaptación (Engle, 2011), por lo que la resiliencia es un proceso evolutivo (Hardy et al., 2022).

La resiliencia tiene dos enfoques: el ecológico refiere a la magnitud de las perturbaciones que el sistema absorbe antes de que su estructura y funciones se modifiquen y se produzca un régimen nuevo, el relativo a la ingeniería responde a la resistencia de los impactos y describe un sistema en estado de equilibrio (Holling, 1996). La resiliencia depende de la geomorfología y de la biota (Fuller et al., 2019), e influye en la magnitud de las alteraciones mediante procesos como la pérdida de la calidad o cantidad de agua de ER (Elosegi y Sabater, 2013).

La resistencia es la capacidad de un sistema de resistir una perturbación sin sufrir cambios irreversibles (Muñoz, 2012). La robustez es la convergencia entre vulnerabilidad y resiliencia; es la habilidad de elementos y sistemas para resistir de manera sostenida, cierta tensión o demanda sin colapsar o sufrir pérdida de las características, procesos y funciones principales (Keating et al., 2017).

PERSPECTIVA: BIODIVERSIDAD Y SUCESIÓN ECOLÓGICA

Un ER es sano cuando sustenta el mayor número de especies que su capacidad le permite (Valencia-Castro, 2005), pero las perturbaciones en los BG modifican la abundancia y provocan la pérdida de especies: si esta es de uno o más árboles dominantes, se producen cambios

estructurales significativos (pese al reemplazamiento de especies), se afectan las funciones ecológicas y disminuye la calidad y cantidad de los SE. Las perturbaciones en la ZR favorecen el establecimiento de plantas invasoras, sean nativas o exóticas (Sîrbu et al., 2012), que amenazan la integridad del ER (Vilà et al., 2011).

Las especies nativas se desarrollan en su área de distribución original conforme su adaptabilidad a las condiciones locales; las exóticas (introducidas) se reproducen fuera de su centro de origen, carecen de vínculos evolutivos con los taxa que coexisten en el nuevo territorio (con los que compiten o depredan); las especies invasoras poseen gran capacidad de dispersión y colonizan sitios con condiciones ambientales diversas, por lo que incrementan sus poblaciones y distribución geográfica (Conabio, 2016).

No obstante, el cambio forestal prolongado detrás de un impacto no refiere a la mala salud del ER, ya que este puede ser causa de condiciones ambientales: si la tasa de mortalidad arbórea es menor que la capacidad de reemplazo no implica la pérdida de salud puesto que el hábitat de la vida silvestre, mantenimiento de la biodiversidad y la protección del agua y suelo no requieren que todos los árboles sean saludables (Kolb et al., 1994). A diferencia de la salud del BG, la salud del ER es compleja y comprende múltiples factores que influyen en las condiciones requeridas para el desarrollo de las especies como procesos ecológicos, interacciones bióticas y provisión de bienes y SE en forma sostenible.

Para simplificar todo lo anterior, un ER saludable se caracteriza por la biodiversidad, la productividad, la eficiencia de los procesos ecológicos que presenta, y por la cantidad y calidad de los SE que ofrece bajo las condiciones ambientales inherentes a las interacciones naturales que en él se presentan (bióticas y abióticas), según las propias capacidades del ER. Sin embargo, si se presenta una perturbación (antrópica o natural), este demuestra su robustez, resistencia y resiliencia frente al cambio. Por lo tanto, se puede definir la salud del ER como el *resultado de las interacciones de factores ambientales (agua, atmósfera y suelo) y biológicos (flora y fauna, incluido el hombre), con los sociales (oferta y demanda de recursos naturales y de SE) y no como la suma de éstos*,

mismas que reflejan la capacidad del ER para mantener su robustez, resistencia y resiliencia (medidas a través de su biodiversidad, procesos ecológicos, productividad, SE y belleza escénica), frente al cambio antrópico y natural en el tiempo.

SALUD DE LOS ER CON RESPECTO AL INDICADOR “ESPECIES VEGETALES INVASORAS”

Los factores antrópicos influyen directamente en la introducción de especies en los BG (Stohlgren et al., 2011), ya que favorecen el asentamiento, la dispersión (Cabra-Rivas et al., 2015) y el desarrollo de especies con potencial invasor (Aronson et al., 2017). Las ZR son vulnerables a la invasión (Richardson et al., 2007), por la elevada correspondencia área-borde que tiene múltiples puntos de entrada para los propágulos de esas especies (Ede y Hunt, 2009); algunas de las cuales, son nativas (locales) o exóticas (plantas cuya presencia en un área es el resultado del transporte mediado por humanos) (Richardson y Pyšek, 2006), se introducen fortuita o intencionalmente y colonizan nuevos ambientes (Bonilla y Santamaría, 2014).

Esto genera un problema global que involucra: cambios irreversibles en la estructura de la comunidad y en la función ecosistémica (Gurevitch y Padilla, 2004), cuando alteran los procesos hidrológicos y geomórficos que impulsan la sucesión cíclica de los BG (Greene y Knox, 2014); desplazamiento o pérdida de especies nativas y de biodiversidad (Ede y Hunt, 2009); transmisión de enfermedades y variaciones en la cadena trófica (Sirombra y Mesa, 2010).

La estructura y composición de las comunidades dulceacuícolas se modifica según la cantidad y naturaleza del material que ingresa al sistema acuático (Thompson y Townsend, 2003). Esas comunidades son el primer eslabón en el procesamiento de los compuestos orgánicos y su desvanecimiento provoca un “efecto cascada” en las demás etapas de descomposición (Romero et al., 2014). Esto ocurre en la mayoría de los grupos tróficos que dependen de la entrada de material alloctono (la productividad de los ríos es baja), por ello, los organismos fragmentadores

disminuyen \pm 20% con respecto a los sitios de cobertura vegetal nativa (Mancilla et al., 2009).

La invasión de especies afecta las propiedades abióticas de la ZR como la concentración de sales, los SE como el almacenamiento de carbono (Al-Chokhachy et al., 2013), y diferentes procesos como el reciclaje de nutrientes (Castro-Díez et al., 2014). Los BG retienen mayor cantidad de nitrógeno y fósforo, a diferencia de las plantaciones invasoras que tienen una relación inversa (Oyarzún et al., 2007). Junto con la geomorfología del sitio, la comunidad vegetal condiciona el flujo del agua y define sus características: si el caudal disminuye se reduce la frecuencia de inundación y la conectividad hidrológica al canal, el BG se convierte en un matorral denso que acumula sedimentos (Manners et al., 2014) y se crea un ambiente favorable para el asentamiento de especies oportunistas (Datri et al., 2013). Un ejemplo es el BG del río Limay (Argentina), donde el asentamiento de madreselva (*Lonicera japonica* Thunb.) y de rosa silvestre (*Rosa canina* L.) favoreció la estabilización y regeneración edáfica (Datri et al., 2013).

Según Cuevas et al. (2013), si la cobertura de bosque nativo aumenta 10% en una cuenca, el caudal aumenta 6% sobre la base anual y 14% en verano. Con la misma magnitud, pero en sentido inverso, se reduce el caudal ante el descenso de la cobertura vegetal nativa (Lara et al., 2010), como ocurrió en la Cordillera de la Costa del Maule y del río Bío Bío (Chile), donde el caudal disminuyó por reforestar con árboles exóticos (Little et al., 2009). En los sitios donde el bosque nativo se desplaza por especies invasoras, se presentan perturbaciones hidrogeomórficas que dificultan el reinicio de la sucesión cíclica, misma que sustenta la diversidad de las comunidades vegetales que históricamente habitan la llanura aluvial, como aconteció en las cuencas de Lemhi y Asotin en Estados Unidos de América (Macfarlane et al., 2017).

¿TODAS LAS ESPECIES EXÓTICAS SON INVASORAS?

En México, la principal causa de la extinción de especies nativas es la pérdida de hábitat (Conabio, 2016), seguida por el asentamiento de especies exóticas (Primack, 2014). La



invasión de especies se considera una amenaza a la biodiversidad y se expresa como si todas las especies invasoras generaran los mismos daños y todas las comunidades invadidas estuvieran igualmente amenazadas, lo cual es incierto según Gurevitch y Padilla (2004): la teoría de extinciones a causa de especies invasoras aún no se prueba; se apoya en observaciones e inferencias limitadas.

El establecimiento de especies invasoras se asocia con la similitud fenotípica entre estas y las comunidades nativas (Callaway et al., 2004). Darwin (1859) propuso que las especies estrechamente relacionadas con las nativas carecen de éxito (se superponen en el uso de recursos: similitud limitante). Otra hipótesis sugiere que el papel de los enemigos naturales favorece el desarrollo de especies exóticas (Strauss et al., 2006). En ambos casos, el vínculo filogenético se correlaciona con la similitud ecológica neta, e inversamente, con la probabilidad de compartir enemigos naturales. Una hipótesis alterna señala que las especies invasoras cercanamente relacionadas con las nativas tienen menor probabilidad de éxito en entornos nuevos, por las similitudes en su ascendencia común (Strauss et al., 2006).

La idea de que la similitud predispone a las especies invasoras al éxito se respalda por estudios que indican que las plantas nativas que habitan en microhábitats particulares se relacionan más entre sí que por casualidad (Cavender-Bares et al., 2004). La repulsión (establecida en la hipótesis de Darwin) y la cercanía filogenética sugieren que el alcance de una especie exótica al establecerse depende de la coincidencia de sus rasgos con aquellos de las especies nativas de la comunidad invadida (Strauss et al., 2006). Lo que contrasta a las especies que persisten en cantidades bajas en un nuevo hábitat, de las que predominan y se convierten en ingenieros de ecosistemas y afectan a las comunidades ecológicas (Mack, 2003).

Sin embargo, los estudios de Strauss et al. (2006) confirman las teorías sobre la naturalización de las especies y el escape de los enemigos naturales, y señalan que las interacciones de múltiples especies tienen mayor influencia en el establecimiento de plantas introducidas que: i) la limitación de varios recursos; ii) enemigos naturales polífagos (gustos diversos); iii) una firma filogenética cercana (a nivel

de género); y iv) el impacto que genera una sola especie estrechamente relacionada.

Por otro lado, la regla diez-diez (Williamson et al., 1986) permite estimar el porcentaje de especies introducidas que, en el proceso de invasión se convierten en plagas (Williamson y Fitter, 1996). La regla establece que 10% de las especies importadas escapan y se convierten en casuales, de estas 10% se naturalizan (Richardson et al., 2000), y de estas 10% se convierten en plagas (Pyšek et al., 2004). Las plantas casuales son foráneas y se reproducen ocasionalmente fuera de su cultivo, finalmente mueren porque no forman poblaciones que se reemplacen a sí mismas ya que requieren ser introducidas repetidamente para que persistan; las plantas naturalizadas son exóticas y forman poblaciones que se reemplazan a sí mismas por al menos 10 años (sin intervención humana) (Richardson y Pyšek, 2006).

Conforme la regla, las invasiones exitosas son raras (las plagas exóticas representan 1% de las especies introducidas). Aunque este comportamiento se observó en Europa, Williamson (1996) señaló que esto es similar en otras regiones y diversos taxones de plantas y de animales. Por su parte, Rejmánek et al. (2005), indicaron que la proporción constante de taxones exóticos de flora que invaden una amplia gama de ecosistemas es resultado de tiempos de residencia similares.

ESPECIES VEGETALES INVASORAS EN BOSQUES DE GALERÍA DE MÉXICO

A. donax (*carrizo*)

Esta especie de origen asiático invade las ZR con rápida capacidad reproductora, crece en diversas condiciones ambientales favorecida por su plasticidad fenotípica: aunque la planta es acuática emergente, una vez que se establece no requiere agua constantemente (Lavandera et al., 2019). El carrizo compite con plantas nativas de los ER de México, como los álamos (*Populus* spp.), la jarilla (*Baccharis salicifolia* Ruiz & Pavón Pers.) y el sauce (*Salix* spp.) (Rosas-Sandoval y Acevedo-Rodríguez, 2015). Cuando *A. donax* crece en competencia con estos árboles

en disponibilidad de agua, luz y nutrientes, estos disminuyen su productividad (del Fabbro et al., 2014) y el carrizo supera la de ambas (Deltoro et al., 2012).

Sin embargo, dichos árboles proporcionan la estructura necesaria para especies silvestres, a diferencia del carrizo, cuya invasión modifica la estructura del BG y compromete el valor del hábitat original, ya que disminuye la disponibilidad de alimentos (la dieta se compone por insectos que viven en la vegetación ribereña nativa) y de sitios de anidamiento y refugio. Es decir, la biomasa, el número poblacional y la riqueza taxonómica de artrópodos e invertebrados aéreos asociados al carrizo, es la mitad de aquella que se relaciona con la vegetación nativa; mientras que la diversidad en la comunidad arbórea también es menor (Herrera y Dudley, 2003).

El establecimiento del carrizo altera los ciclos de los nutrientes y la hidrología de los ER (Invasive Species Specialist Group [ISSG], 2012). En microcuencas con cobertura extensa de plantas exóticas, se produce un caudal menor en la época estival, que en aquellas con mayor cobertura de nativas (Huber et al., 2010). Cuando *A. donax* invade los márgenes fluviales se generan marcados efectos en el consumo de agua y uso de la luz solar (Boose y Holt, 1999), porque necesita volúmenes importantes de agua para su crecimiento: entre tres y diez veces más que las especies nativas. La presencia de parches extensos del carrizo eleva significativamente la pérdida de agua en los acuíferos de regiones semiáridas debido a que las tasas de evapotranspiración son mayores que aquellas de la vegetación ribereña nativa (Quinn y Holt, 2008).

Los efectos adversos de *A. donax* en el ER incluyen: modificaciones de los cauces (disminuye la velocidad y forma de los bancos); aumento de la temperatura hídrica por la insuficiencia de la sombra (con repercusiones en la composición química y biológica del sistema acuático); descenso de O₂; alteraciones en el régimen hidrológico (menor disponibilidad de agua freática) (Flores-Maldonado et al., 2008) y en el régimen de incendios (debido a su inflamabilidad) (Contreras-Arqueta, 2012). El carrizo es difícil de erradicar en México, se estableció en diversos BG (Flores-Maldonado et al., 2008): río Nazas (Valencia-

Castro, 2005); sitio Ramsar Ecosistema Arroyo Verde Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (EAVSA-RC, Sonora) (Lavandera et al., 2019); Cuatrociénegas (Coahuila); en Chihuahua, Nuevo León y Tamaulipas (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2017); y en la cuenca alta del río Balsas (región mixteca) (Guízar-Nolazco et al., 2010).

L. leucocephala (guaje)

Esta especie se distribuye naturalmente en el sur de México (Peralta-Juárez et al., 2017), pero su empleo en actividades pecuarias la dispersó en todo el mundo (Ledesma, 2002). El guaje habita en los BG de los ríos Tacotalpa (Tabasco) (Moreno-Jiménez et al., 2017) y Santa Catarina (Nuevo León) (Mata-Balderas et al., 2020).

Melinis repens (Willd.) (pasto rosado)

Esta especie africana se establece en cultivares y orillas de caminos, en la selva baja caducifolia y ambientes áridos y templados; desplaza a la vegetación nativa y promueve regímenes anómalos de fuego (March y Martínez, 2007). En México se observa en el BG del río Santa Catarina (Nuevo León) (Mata-Balderas et al., 2020) y en el EAVSA-RC (Lavandera et al., 2019).

R. communis (ricino)

Esta planta es nativa de la India, del este de África y del sureste de Europa (Carmona-Galindo et al., 2013), es considerada como una planta invasora extrema (Martínez-De la Cruz et al., 2015) porque se adapta a los canales de riego y se distribuye en todo el mundo (Reveles et al., 2010). El ricino provoca cambios en: el tamaño de la comunidad y en la conducta de las especies; la competencia por alimento y espacio; las propiedades físicas y químicas del agua, aire, luz y suelo (en forma perceptibles, localizadas y sin mayor efecto en el ambiente; o reversibles en períodos menores a cinco años) (Semarnat, 2017).

R. communis presenta alta plasticidad fenotípica y desarrolla alteraciones morfológicas según la intensidad y calidad espectral de la luz (Martins et al., 2011), tiene las ventajas competitivas de un mecanismo alelopático que



impide el crecimiento de otras plantas (Lavandera et al., 2019) y ácido ricinoléico, que le otorga resistencia frente a ciertas plagas (Camelo et al., 2012). Lo que, aunado a su madurez temprana, dispersión autócora (sin ayuda de factores externos), formación de bancos de semillas y rápido crecimiento después de disturbios, garantizan el establecimiento de la especie (Martins et al., 2009). Por ello, el ricino representa un peligro para los ecosistemas acuáticos de México (Conabio, 2016), se registra en los BG de Chiapas, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Oaxaca y Veracruz (Vibrans, 2009), en Nuevo León (Mata-Balderas et al., 2020) y en el EAVSA-RC (Lavandera et al., 2019).

Tamarix ramosissima Ledeb. (pino salado)

Esta planta originaria de África, Asia y Europa (Salazar et al., 2021), se estableció en el Área de Protección de Flora y Fauna Cañón de Santa Elena (Chihuahua-Nuevo León), que es un sitio de importancia nacional e internacional por su flora y fauna (Pérez-Amezola et al., 2020). El pino se ha estudiado en México y Estados Unidos de América (Granados-Sánchez et al., 2011) debido a sus capacidades para desplazar especies nativas, desecar y salinizar las llanuras de inundación donde se establece (Smith et al., 1998).

Otras especies invasoras que se han detectado en los BG de México son los pastos invasores bermuda (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), Jhonson (*Sorghum halepense* L.) y pitilla (*Dichanthium annulatum* (Forssk.) Stapf), se detectaron en el EAVSA-RC (Lavandera et al., 2019). El pasto bermuda es una planta alelopática potente que inhibe el desarrollo de otras plantas debido a los exudados radicales y sustancias fitotóxicas que emite (Roque-Echevarría, 2015). El pasto pitilla sustituye a la vegetación nativa (Lavandera et al., 2019); el jhonson (origen africano) se distribuye en bosques de pino-encino, matorrales xerófilos, pastizales, selva baja caducifolia y zonas áridas; en suelos fértiles y húmedos entre 0 m y 2300 m s.n.m. Este pasto representa una maleza importante en el norte del país, ya que, al experimentar estrés por condiciones adversas como la sequía, se torna venenoso por el ácido cianhídrico que produce (Perdomo y Mondragón, 2009).

El BG del río Santa Catarina tiene 16.7% de especies exóticas, entre ellas la paragüita (*Cyperus involucratus* Rottb) y el palo verde (*Parkinsonia aculeata* L.) (Mata-Balderas et al., 2020). El río Pesquería presenta 50% de los taxones de árboles y arbustos de especies invasivas, lo que impide buenas condiciones en el BG (Castro-López et al., 2019). El cedro salado (*Tamarix aphylla* (L.) H. Karst.), el carrizo y el ricino son las tres especies invasoras que históricamente, han causado la mayoría de los daños a los recursos hídricos mexicanos (Castro-López et al., 2019), debido a los volúmenes de agua que consumen y que, a su vez, aumentan la salinidad del agua por concentración y el estrés hidrológico en las regiones semiáridas (Whaley et al., 2010).

FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Con base en la revisión de la literatura científica del presente estudio, se detectaron ciertos vacíos en torno a los factores que envuelven la salud de los BG y de los ER, por lo que se requiere desarrollar las siguientes líneas de estudio: i) inventario nacional de los BG (área ocupada, listados florísticos y faunísticos); ii) BG como hábitat de la biodiversidad, iii) SE de los BG y su vínculo con el cambio climático, con la reserva de agua (calidad y cantidad) a escala de cuencas, iv) estudios filogenéticos para determinar la invasión de especies y sus efectos, y v) políticas públicas para promover su mantenimiento y recuperación.

CONCLUSIONES

La literatura científica aborda el tema sobre la salud de los bosques de galería a través de diversas expresiones que generan confusiones en su interpretación. En este trabajo se proponen las definiciones sobre la salud del bosque de galería (a nivel de individuo) y de salud de ecosistema ribereño. También, se expone la evidencia científica de las afectaciones que generan algunas plantas invasoras en la salud de los BG y de los ER de México. Debido a la influencia que la salud de los bosques de galería ejerce en la salud de los ecosistemas ribereños al formar parte de ellos, y esta en la del ser humano y en su bienestar, es necesario estudiar dichos ecosistemas con mayor profundidad.

REFERENCIAS

- Al-Chokhachy, R., Ray, A. M., Roper, B. B., & Archer, E. (2013). Exotic plant colonization and occupancy within riparian areas of the interior Columbia River and upper Missouri River basins, USA. *Wetlands*, 33(3), 409-420. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0399-8>
- Allen, A. E., Santana-Michel, F. J., Ortiz-Arrona, C., & Zedler, J. B. (2010). Integrating ecological and ethnobotanical priorities into riparian restoration. *Ecological Restoration*, 28(3), 377-388. <https://doi.org/10.3368/er.28.3.377>
- Angermeier, P. L., & Karr, J. M. (1994). Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *Bioscience*, 44(10), 690-697.
- Argueta, N. P. I., & Flores-Díaz, A. C. (2016). *¿Qué tanto sabemos de los sistemas riparios mexicanos? Revisión de estudios sobre las riberas fluviales en México* (cartel). IV Congreso Mexicano de Cuenca Hidrográficas. Universidad Veracruzana, Xalapa, Ver.
- Aronson, M. F., Patel, M. V., O'Neill, K. M., & Ehrenfeld, J. G. (2017). Urban riparian systems function as corridors for both native and invasive plant species. *Biological Invasions*, 19(12), 3645-3657. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1583-1>
- Baker, J., Sheate, W. R., Phillips, P., & Eales, R. (2013). Ecosystem services in environmental assessment - Help or hindrance? *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 3-13. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.11.004>
- Bonilla, J. R., & Santamaría, B. (2014). Plantas acuáticas invasoras en humedales. *Inventario la Génesis de la Cultura Universitaria en Morelos*, 10(21), 33-38.
- Boose, A. B., & Holt, J. S. (1999). Environmental effects on asexual reproduction in *Arundo donax*. *Weed Research*, 39(2), 117-127. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.1999.00129.x>
- Rosas-Sandoval, J., & Acevedo-Rodríguez, P. (2015). Arundo donax (*giant reed*). CABI Compendium. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.1940>.
- Cabra-Rivas, I., Castro-Díez, P., & Saldaña, A. (2015). Análisis de la invasión del hábitat ribereño por tres árboles exóticos en España. *Ecosistemas*, 24(1), 18-28. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24.1.04>
- Callaway, R. M., Thelen, G. C., Rodriguez, A., & Holben, W. E. (2004). Soil biota and exotic plant invasión. *Nature*, 427(6976), 731-733. <https://doi.org/10.1038/nature02322>
- Camelo, L., Díaz E., A., & Díaz, J. E. (2012). *Ricinus communis*. En A. M. Díaz, J. E. Díaz, & O. Vargas (Eds.), *Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá* (125-129). Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia - Secretaría Distrital de Ambiente.
- Carmona-Galindo, V. D., Hinton-Hardin, D., Kagihara, J., & Pascua, T. M. R. (2013). Assessing the Impact of Invasive Species Management Strategies on the Population Dynamics of Castor bean (*Ricinus communis* L., Euphorbiaceae) at Two Southern California Coastal Habitats. *Natural Areas Journal*, 33(2), 222-226. <https://doi.org/10.3375/043.033.0212>
- Castro-Díez, P., Godoy, O., Alonso, A., Gallardo, A., & Saldaña, A. (2014). What explains variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis. *Ecology letters*, 17(1), 1-12. <https://doi.org/10.1111/ele.12197>
- Castro-López, D., Guerra-Cobián, V., & Prat, N. (2019). The role of riparian vegetation in the evaluation of ecosystem health: The case of semiarid conditions in Northern Mexico. *River Research and Applications*, 35(1), 48-59. <https://doi.org/10.1002/rra.3383>
- Cavender-Bares, J., Ackerly, D. D., Baum, D. A., & Bazzaz, F. A. (2004). Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. *American Society of Naturalists*, 163(6), 823-843. <https://doi.org/10.1086/386375>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2019). *Conabio genera nueva cartografía de la línea de costa de México*. Conabio. <https://www.gob.mx/conabio/prensa/conabio-genera-nueva-cartografia-de-la-linea-de-costa-de-mexico?idiom=es>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2016). *Sistema de información sobre especies invasoras*. Conabio. <http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>
- Contreras-Arquieta, B. A. (2012). *Informe Final. Investigación sobre la distribución de la planta invasora Arundo donax (carriño gigante) en la cuenca del Río Bravo*. Pronatura. http://desertfishes.org/cuatro/literature/pdf/Contreras-Arquieta_2007_distribucion_Arundo_donax_Rio_Bravo.pdf
- Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., & Gurnell, A. M. (2007). Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, 84(1-2), 56-86. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.05.004>
- Corley, C. J., Frasier, G. W., Trlica, M. J., Smith, F. M., & Taylor, E. M. (1999). Technical Note: Nitrogen and Phosphorus in Runoff From 2 Montane Riparian Communities. *Journal of Range Management*, 52(6), 600-605. <https://doi.org/10.2307/4003629>
- Cotler, A. H. (2008). Manejo Integral de Cuenca Hídrica y su aplicación en la salud de los ríos de México. En J. M. Alcocer (Ed.), *Recursos Naturales y Sustentabilidad* (pp. 41-48). Fondo editorial de Nuevo León.



- Croke, J., Thompson, C., & Fryirs, K. (2017). Prioritising the placement of riparian vegetation to reduce flood risk and end-of-catchment sediment yields: Important considerations in hydrologically-variable regions. *Journal of Environmental Management*, 190, 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.046>
- Cruz-Flores, G., Guerra-Hernández, E. A., Valderrábano-Gómez, J. M., López-López, A. B., Santiago-Aguilar, I., Castillejos-Cruz, C. C., Campos-Lince, L. S., Etchevers-Barra, J. D., Hidalgo-Moreno, C., Sandoval-Aparicio, J. C., & Mendoza-Cariño, M. (2019). Base de datos de contenido de carbono en ecosistemas ribereños: cuenca alta y media de la Reserva de la Biosfera los Volcanes. *Elementos para Políticas Públicas*, 3(1), 13-32.
- Cuevas, J. G., Little, C., & Oyarzún, C. (2013). La importancia de la cobertura de vegetación nativa. *Redagricola*, 59(1), 74-77.
- Darwin, C. (1859). *On the origin of species*. John Murray.
- Datri, A., Maddio, R., Faggi, A. M., & Ariel, L. (2013). Bosques ribereños y su relación con regímenes hidrológicos en el norte patagónico. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 4(2), 245-259.
- Deltoro, V., Jiménez, R. J., & Vilán, X. M. (2012). *Bases para el manejo y control de Arundo donax L. (Caña común)*. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.
- Dickson, J. G., & Wigley, T. B. (2001). Managing forests for wildlife. *Wildlife of southern forests: Habitat and management*. Hancock House Publishers, Blaine, WA, 83-94.
- Ede, F., & Hunt, T. (2009). Understanding why weeds flourish in riparian zones. *Thinking Bush-Thinking Weeds. Land and Water Australia*, 8, 14-15.
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2013). Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, 712(1), 129-143. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1226-6>
- Engle, N. (2011). Adaptive capacity and its assessment. *Global Environmental Change*, 21(2), 647-656. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.01.019>
- Enríquez-Peña, E. G., & Suzán-Azpiri, H. (2011). Estructura poblacional de *Taxodium mucronatum* en condiciones contrastantes de perturbación en el estado de Querétaro, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(1), 153-167. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.1.380>
- European Commission [EC] (2000). *Directive 2000/60/EC of the European parliament of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal of the European Communities, L327.
- del Fabbro, C., Güsewell, S., & Pratti, D. (2014). Allelopathic effects of three plant invaders on germination of native species: a field study. *Biological Invasions*, 16(5), 1035-1042. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0555-3>
- Flores-Maldonado, J. J., Prado, N. A., Domínguez, A. L., Mendoza, R., & González, A. I. (2008). El carrizo gigante, especie invasora en ecosistemas ribarios. *Biodiversitas*, 81, 6-10.
- Fuller, I. C., Gilvear, D. J., Thoms, M. C., & Death, R. G. (2019). Framing resilience for river geomorphology: Reinventing the wheel? *River Research and Applications*, 35(2), 91-106. <https://doi.org/10.1002/rra.3384>
- González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30(2), 235-254. <https://doi.org/10.23818/limn.30.18>
- Granados-Sánchez, D., Sánchez-González, A., Granados, R. L., & Borja, A. (2011). Ecología de la vegetación del desierto Chihuahuense. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(Esp), 111-130. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.10.102>
- Greene, S. L., & Knox, J. C. (2014). Coupling legacy geomorphic surface facies to riparian vegetation: assessing red cedar invasion along the Missouri River downstream of Gavins Point dam, South Dakota. *Geomorphology*, 204, 277-286. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.012>
- Guerra-Hernández, E. (2020). *Indicadores de calidad del sistema hídrico-edáficos en ambientes ribereños de la Reserva de la Biosfera "Los Volcanes"* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Guízar-Nolazco, E., Granados-Sánchez, D., & Castañeda-Mendoza, A. (2010). Flora y vegetación en la porción sur de la mixteca poblana. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 16(2), 95-118. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.04.019>
- Guo, E., Sun, R., & Chen, L. (2011). Main ecological service functions in riparian vegetation buffer zone: research progress and prospects. *Chinese Journal of Ecology*, 30, 1830-1837.
- Gurevitch, J., & Padilla, D. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*, 19(9), 470-474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.005>
- Hagar, J. C. (1999). Influence of Riparian Buffer Width on Bird Assemblages in Western Oregon. *The Journal of Wildlife Management*, 63(2), 484-496. <https://doi.org/10.2307/3802633>
- Hardy, V., Vilariño, C. M., & Nieves, A. F. (2022). Comprensión de la resiliencia local y su evaluación ante incendios forestales. *Retos de la Dirección*, 16(1), 157-177.

- Hernández-Clemente, R., Hornero, A., Mottus, M., Penuelas, J., González-Dugo, V., Jiménez, J. C., Suárez, L., Alonso, L., & Zarco-Tejada, P. J. (2019). Early diagnosis of vegetation health from high-resolution hyperspectral and thermal imagery: Lessons learned from empirical relationships and radiative transfer modelling. *Current Forestry Reports*, 5(3), 169-183. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00096-1>
- Herrera, A. M., & Dudley, T. L. (2003). Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions*, 5(3), 167-177. <https://doi.org/10.1023/A:1026190115521>
- Holling, C. S. (1996). Engineering resilience versus ecological resilience. En P. E. Schulze (Ed.), *Engineering within ecological constraints* (pp. 31-43). National Academy Press.
- Huber, A., Iroumé, A., Mohr, C., & Frêne, C. (2010). Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la Región del Biobío, Chile. *Bosque*, 31(3), 219-230. <https://doi.org/10.4067/S0717-9200201000300006>
- Invasive Species Specialist Group [ISSG] (2012). *Global Invasive Species Database*. Arundo donax. ISSG. <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=112>
- Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1(1), 66-84. <https://doi.org/10.2307/1941848>
- Karr, J. R. (1996). Ecological integrity and ecological health are not the same. En P. C. Schulze (Ed.), *Engineering within ecological constraints* (pp. 97-109). National Academy Press.
- Karr, J. R. (2000). Health, integrity, and biological assessment: The importance of measuring whole things. En D. Pimentel, L. Westra, & R. Noss, (Eds.), *Ecological Integrity: Integrating environment, conservation, and health* (pp. 209-226). Island Press.
- Karr, J. R., & Dudley, D. R. (1981). Perspectiva ecológica sobre los objetivos de calidad del agua. *Gestión ambiental*, 5, 55-68.
- Keating, A., Campbell, K., Szoenyi, M., McQuistan, C., Nash, D., & Burer, M. (2017). Development and testing of a community flood resilience measurement tool. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 17(1), 77-101. <https://doi.org/10.5194/nhess-17-77-2017>
- Kolb, T. E., Wagner, M. R., & Covington, W. W. (1994). Concepts of forest health: Utilitarian, and ecosystem perspectives. *Journal of Forestry*, 92(7), 10-15. <https://doi.org/10.1093/jof/92.7.10>
- Lara, A., Urrutia, R., Little, C., & Martínez, A. (2010). Servicios ecosistémicos y ley del bosque nativo: no basta con definirlos. *Bosque Náutro*, 47, 3-9.
- Lavandera, G., Gil, M. E., Mojica H. T., & Arvizu, R. A. (2019). Presencia de flora exótica en el sitio Ramsar ecosistema arroyo verde Sierra de Álamos río Cuchujaqui, Sonora México. *Revista Conrado*, 15(70), 95-101.
- Ledesma, M. (2002). El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 15(2), 226-231. <https://doi.org/10.17533/udea.rccp.323817>
- Little, C., Lara, A., McPhee, J., & Urrutia, R. (2009) Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, 374(1), 162-170. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>
- Llaven, M. V. (2013). Mamíferos de un bosque ribereño en la cuenca media del río Grijalva, Chiapas, México. *Acta zoológica mexicana*, 29(2), 287-303. <https://doi.org/10.21829/azm.2013.2921107>
- Lot, A. (2015). *Catálogo de la flora y vegetación de los humedales mexicanos*. UNAM.
- Macfarlane, W., Gilbert, J. T., Jensen, M. L., Gilbert, J. D., Hough-Snee, N., McHugh, P., Wheaton, J. M., & Bennett, S. N. (2017). Riparian vegetation as an indicator of riparian condition: Detecting departures from historic condition across the North American West. *Journal of Environmental Management*, 202, 447-460. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.054>
- Mack, R. N. (2003). Plant naturalizations and invasions in the eastern United States: 1634-1860, *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 90(1), 77-90. <https://doi.org/10.2307/3298528>
- Magdaleno, F., & Martínez, R. (2014). Evaluating the quality of riparian forest vegetation: the Riparian Forest Evaluation (RFE) index. *Forest Systems*, 23(2), 259-272. <https://doi.org/10.5424/fs/2014232-04488>
- Mancilla, G., Valdovinos, C., Azocar, M., Jorquera, P., & Figueroa, R. (2009). Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiología*, 19(3), 193-203.
- Manners, R. B., Schmidt, J. C., & Scott, M. L. (2014). Mechanisms of vegetation-induced channel narrowing of an unregulated canyon river: Results from a natural field-scale experiment. *Geomorphology*, 211, 100-115. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.12.033>
- March, I. J., & Martínez, J. R. (2007). *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México*. IMTA - Conabio - GECI - AridAmérica.
- Martínez, F., Padilla, F. M., & Ortega, M. (2003). Aspectos metodológicos para evaluar la calidad ambiental de los humedales.



- En M. Paracuellos (Ed.), *Ecología, manejo y conservación de los humedales* (pp. 125-137). Instituto de Estudios Almerienses.
- Martínez-De La Cruz, I., Vibrans, H., Lozada-Pérez, L., Romero-Manzanares, A., Aguilera-Gómez, L., & Rivas-Manzano, I. (2015). Plantas ruderales del área urbana de Malinalco, Estado de México, México. *Botanical Sciences*, 93(4), 907-919. <https://doi.org/10.17129/botsci.213>
- Martins, V. F., Haddad, C. R. B. & Semir, J. 2009. Seed germination of *Ricinus communis* in predicted settings after autochorous and myrmecochorous dispersal. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 136(1), 84-90. <https://www.jstor.org/stable/40207621>
- Martins, V. F., Haddad, C., & Semir, J. (2011). Responses of the invasive *Ricinus communis* seedlings to competition and light. *New Zealand Journal of Botany*, 49(2), 263-279. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2010.548069>
- Mata-Balderas, J. M., Hernández-Cárdenas, S. E., Alanís-Rodríguez, E., & Mora-Olivo, A. (2020). Riqueza, composición y abundancia de especies en una comunidad vegetal ribereña en el río Santa Catarina, Monterrey, Nuevo León. *CienciaUAT*, 14(2), 06-20. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v14i2.1248>
- Mazzarino, M., & Finn, J. T. (2016). An NDVI analysis of vegetation trends in an Andean watershed. *Wetlands Ecology Management*, 24(6), 623-640. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9492-0>
- Meyer, J. L. (1997). Stream health: incorporating the human dimension to advance stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(2), 439-447. <https://doi.org/10.2307/1468029>
- Miserendino, M. L. (2005). Interacciones bosque-río: implicaciones para los ecosistemas acuáticos. *Patagonia forestal*, XI(4), 4-17.
- Möller, P. (2011). Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión Ambiental*, 21, 96-106.
- Montes, C. (1997). Los humedales españoles: un desafío para la conservación de paisajes del agua amenazados. En M. A. Soler (Ed.), *Manual de gestión del Medio* (pp. 101-115). Ariel.
- Moreno-Jiménez, V., Castillo-Acosta, O., Gama-Campillo, L., Zavalá-Cruz, J., & Ortiz-Pérez, M. A. (2017). Relación de vegetación ribereña y propiedades del suelo en un afluente del río Tacotalpa, Tabasco, México. *Madera y bosques*, 23(1), 91-109. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.231510>
- Muñoz, P. (2012). Sistemas robustos. *Revista de Marina*, 1, 570-587.
- Oyarzún, C., Aracena, C., Rutherford, P., Godoy, R., & Deschrijver, A. (2007). Effect of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of Southern Chile. *Water, Air and Soil Pollution*, 179(1), 341-350. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9237-4>
- Peralta-Juárez, I., Gómez-Campos, A., Romero-Castillo, P. A., & Reyes-Dorantes, A. (2017). Uso antropocéntrico del guaje *Leucaena esculenta* (Moc. & Sessé ex. DC.) Benth, en dos comunidades de la mixteca baja oaxaqueña, México. *Polibotánica*, 43(22), 349-364. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.43.15>
- Perdomo, F., & Mondragón, J. (2009). *Malezas de México*. <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/poaceae/sorghum-halepense/fichas/ficha.htm>
- Pérez-Amezola, M. C., Gatica Colima, B., Cuevas-Ortalejo, D. M., Martínez-Calderas, J. M., & Vital, C. (2020). Riparian biota of the Protected area of Flora and fauna Santa Elena Canyon, Mexico. *Revista Bio Ciencias*, 7, e798. <https://doi.org/10.15741/revbio.07.e798>
- Primack, R. B. (2014). *Essentials of conservation biology* (6a ed.). Sinauer Associates Press.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004). Alien plants in checklists and floras: Towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53, 131-43. <https://doi.org/10.2307/4135498>
- Quinn, L., & Holt, J. (2008). Ecological correlates of invasion by *Arundo donax* in three southern California riparian habitats. *Biological Invasions*, 10(5), 591-601. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9155-4>
- Ramírez-Martínez, C. (2009). Efectos de la desaparición de la selva sobre ambientes acuáticos. En S. E. Chediack (Eds.), *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?* (pp. 75-80). Conabio.
- Rapport, D. J., Constanza, R., & McMichael, J. A. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(10), 397-402. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(98\)01449-9](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(98)01449-9)
- Real Academia Española [RAE] (2020). *Diccionario*. <https://www.rae.es/>
- Rejmánek, M., Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2005). Plant invasions and invasibility of plant communities. En E. Maarel (Ed.), *Vegetation ecology* (pp. 332-55). Blackwell.
- Reveles, F. O., Rosales, R., Nava, C. A., Delgado, E., Cuéllar, E. I., Carrete, F. Ó., & Ríos, J. C. (2010). Identificación de especies vegetales con potencial para la producción de biocombustibles líquidos en Durango, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 1(1), 45-54.
- Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30(3), 409-431. <http://dx.doi.org/10.1191/030913306pp490pr>

- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P., & Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D. & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulín, P. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque*, 35(1), 3-12. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- Roque-Echevarría, M. L. (2015). *Comportamiento de Cynodon dactylon (L.) Pers. en plantaciones de fomento de plátano (Musa spp.) en la Unidad Básica de Producción Cooperativa "Orlando Gutiérrez", en la Isla de la Juventud*. Universidad de la Isla de la Juventud.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Salazar, G. M., Díaz, J. S., Pío-León, J. F., & Medina, M. A. (2021). Plantas invasivas en el santuario playa El Verde Camacho, Sinaloa, México. *Áreas Naturales Scripta*, 7(1), 63-68. <https://doi.org/10.18242/anpscripta.2021.07.07.01.0004>
- Sampson, R., Adams, D., Hamilton, S., Mealey, S., Steele, R., & de Van Graafe, D. (1994). Lookout assessing forest health In the Inland West. *American Forests*, 100(3/4), 13-16.
- Sánchez, P., Gallardo, R., & Ceñas, F. (2016). La noción de la resiliencia en el análisis de las dinámicas rurales: Una aproximación al concepto mediante un enfoque territorial. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 13(77), 93-116. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.cdr13-77.nrad>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2017). *Anexo I: listado de plantas. Lista de especies exóticas invasoras para México*. Semarnat. <https://www.gob.mx/semnat/documentos/listado-de-plantas>
- Semlitsch, R. D. (1998). Biological Delineation of Terrestrial Buffer Zones for Pond-Breeding Salamanders. *Conservation Biology*, 12(5), 1113-1119. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.97274.x>
- Schaeffer, D., & Novak, E. (1988). Integrating epidemiology and epizootiology information in ecotoxicology studies: III. Ecosystem health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 16(3), 232-241. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(88\)90053-X](https://doi.org/10.1016/0147-6513(88)90053-X)
- Sîrbu, C., Oprea, A., Samuil, C., & Tănase, C. (2012). Neophyte invasion in Moldavia (Eastern Romania) in different habitat types. *Folia Geobotanica*, 47(2), 215-229. <https://doi.org/10.1007/s12224-011-9112-y>
- Sirombra, M. G., & Mesa, L. M. (2010). Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 499-510.
- Smith, S. D., Devitt, D.A., Sala, A., Cleverly, J. SpacmanR., & Bush, D. E. (1998). Water relations of riparian plants from warm desert regions. *Wetlands*, 18(4), 687-696. <https://doi.org/10.1007/BF03161683>
- Spackman, S. C., & Hughes, J. W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71(3), 325-332. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00055-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00055-U)
- Stewart, J., Wang, I., Lyons, J., & Horwatich, J. (2001). Influences of watershed, riparian corridor, and reach scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(6), 1475-1487. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03654.x>
- Stohlgren, T. J., Pyšek, P., Kartesz, J., Nishino, M., Pauchard, A., Winter, M., Pino, J., Richardson, D. M., Wilson, J. R. U., Murray, B. R., Phillips, M., Ming-yang, L., Celesti-Grapow, L., & Font, X. (2011). Widespread plant species: natives versus aliens in our changing world. *Biological Invasions*, 13(9), 1931-1944. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0024-9>
- Strauss, S., Webb, C., & Salamin, N. (2006). Exotic taxa less related to native species are more invasive. *Environmental Sciences*, 103(15), 5841-5845. https://doi.org/10.1073_pnas.0508073103
- Thompson, R. M., & Townsend, C. R. (2003). Impacts on stream food webs of native and exotic forest: an intercontinental comparison. *Ecology*, 84(1), 145-161. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0145:IOSFWO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0145:IOSFWO]2.0.CO;2)
- Valencia-Castro, C. M. (2005). Conservación de ecosistemas naturales en la comarca lagunera. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, IV(2), 1-8.
- Vega-Franco, L. (2000). *La salud en el contexto de la nueva salud pública*. Manual Moderno - Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vélez, R. L. A., & Gómez, S. A. (2008). Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje. *Arbor Ciencia, Pensamiento y Cultura*, CLXXI (729), 31-44. <https://doi.org/10.3989/arbor.2008.i729.159>
- Vibrans, H. (2009). *Ricinus communis. Malezas de México base de datos*. Conabio.



<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/euphorbiaceae/ricinuscommunis/fichas/ficha.htm>

Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7), 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>

Villanueva, D. J., Constante, G. V., Cerano, P. J., Estrada, Á. J., Tostado, P. M. M. (2013). Impacto de las represas en *Taxodium mucronatum* Ten. en el río San Pedro-Mezquital, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(18), 44-55. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i18.388>

Whaley, O. Q., Beresford-Jones, D. G., Milliken, W., Orellana, A., Smyk, A., & Leguía, J. (2010). An ecosystem approach to restoration and sustainable management of dry forest in southern Peru. *Kew Bulletin*, 65(4), 613-641. <https://doi.org/10.1007/s12225-010-9235-y>

Williamson, M. & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666. <https://doi.org/10.2307/2265769>

Williamson, M. (1996). *Biological invasions*. Chapman and Hall.

Williamson, M., Brown, K. C., Holdgate, M. W., Kornberg, H., Southwood, R., & Mollison, D. (1986). The analysis and modelling of British invasions (and Discussion). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 314(1167), 505-21. <http://www.jstor.org/stable/2396402>

Manuscrito recibido el 03 de junio de 2021

Aceptado el 20 de enero de 2023

Publicado el 8 de junio de 2023

Este documento se debe citar como:

Mendoza-Cariño, M., Cruz-Flores, G., & Mendoza Cariño, D. (2023). Salud de los bosques de galería y de los ecosistemas ribereños. *Madera y Bosques*, 29(1), e2912387. <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2912387>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.