



UNIVERSIDAD DE SONORA

**DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y
TECNOLÓGICAS**

POSGRADO EN BIOCENCIAS

**DINÁMICAS SOCIO-ECOLÓGICAS EN LA
SUBCUENCA MEDIA DEL RÍO SONORA: USOS
DEL SUELO E INTERCAMBIO DE SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS**

TESIS

que para obtener el grado de:

DOCTORA EN BIOCENCIAS

presenta:

LARA ALEJANDRINA CORNEJO DENMAN

Hermosillo, Sonora, México

14 de diciembre de 2021

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

Hermosillo, Sonora a 14 de diciembre de 2021.

Asunto: Cesión de derechos

**UNIVERSIDAD DE SONORA
P R E S E N T E.**

Por este conducto hago constar que soy autor y titular de la obra denominada "Dinámicas socio-ecológicas en la subcuenca media del río sonora: usos del suelo e intercambio de servicios ecosistémicos", en los sucesivo LA OBRA, realizada como trabajo terminal con el propósito de obtener el Grado de **Doctora en Biociencias**, en virtud de lo cual autorizo a la Universidad de Sonora (UNISON) para que efectúe la divulgación, publicación, comunicación pública, distribución, distribución pública, distribución electrónica y reproducción, así como la digitalización de la misma, con fines académicos o propios de la institución y se integren a los repositorios de la universidad, estatales, regionales, nacionales e internacionales.

La UNISON se compromete a respetar en todo momento mi autoría y a otorgarme el crédito correspondiente en todas las actividades mencionadas anteriormente.

De la misma manera, manifiesto que el contenido académico, literario, la edición y en general cualquier parte de LA OBRA son de mi entera responsabilidad, por lo que deslindo a la UNISON por cualquier violación a los derechos de autor y/o propiedad intelectual y/o cualquier responsabilidad relacionada con la OBRA que cometa el suscrito frente a terceros.

ATENTAMENTE



Lara Alejandrina Cornejo Denman



LIC. GILBERTO LEÓN LEÓN
Abogado General
UNIVERSIDAD DE SONORA

Hermosillo, Sonora, México

14 de diciembre, 2021.

DINÁMICAS SOCIO-ECOLÓGICAS EN LA SUBCUENCA MEDIA DEL RÍO
SONORA: USOS DEL SUELO E INTERCAMBIO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

T E S I S

Que para obtener el grado de:
DOCTORA EN BIOCENCIAS

Presenta:

LARA ALEJANDRINA CORNEJO DENMAN

Hermosillo, Sonora, México

Diciembre del 2021

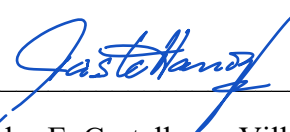
APROBACIÓN

Los miembros del Comité designado para revisar la tesis titulada “Dinámicas socio-ecológicas en la subcuenca media del Río Sonora: usos del suelo e intercambio de servicios ecosistémicos” presentada por Lara Alejandrina Cornejo Denman, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctora en Biociencias.



Dr. José Raúl Romo León

Director



Dr. Alejandro E. Castellanos Villegas

Secretario




Dra. Reyna A. Castillo Gámez

Sinodal interno



Dra. América N. Lutz Ley

Sinodal externo



Dr. Guillermo E. Ponce Campos

Sinodal externo

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Ecosistemas y Percepción Remota, al Posgrado en Biociencias, al Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, a la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, y a la Universidad de Sonora, por brindarme las plataformas, recursos, infraestructura, conocimiento y motivación para abrirme camino en el mundo de la investigación científica. Por apoyarme de manera absoluta en mis iniciativas para asistir a talleres y estancias académicas en el extranjero, las cuales fueron cruciales para mi desarrollo profesional y personal. Por el financiamiento del proyecto USO313006186.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por otorgarme una beca doctoral de manera regular durante todo el doctorado y por el financiamiento del proyecto CB223525, lo cual hizo posible la investigación aquí presentada.

A la organización Investigadores del Desierto Sonorense, N-Gen, por otorgarme la beca estudiantil y de carrera inicial, la cual fue esencial para la obtención de equipo especializado y el desarrollo de trabajo de campo intensivo.

Al Centro de Percepción Remota de Arizona (ARSC), de la Universidad de Arizona, por abrirme su espacio para trabajar una parte esencial de mi proyecto de investigación y brindarme los recursos técnicos, la infraestructura y el acompañamiento para hacerlo.

Al Laboratorio de Ecofisiología Vegetal, de la Universidad de Sonora, por ser el espacio de discusión, seminarios, convivios, compañerismo y aprendizaje de muchas personas que hemos pasado por ahí.

Al Dr. José Raúl Romo León, por darme la oportunidad de desarrollar mi carrera como investigadora y compartirme las herramientas y conocimientos, para crear y realizar este proyecto. Por su apoyo, guía y confianza a través de estos años.

Al comité de tesis, Dr. Alejandro Castellanos, Dra. Reyna Castillo, Dra. América Lutz y Dr. Guillermo Ponce, por sus ideas, cuestionamientos y contribuciones a este trabajo, además de su confianza y apoyo para adentrarme en temas desconocidos por la mayoría y que gracias

a la guía y asesoría incondicional de la Dra. Lutz pudimos iluminar y desarrollar para generar este trabajo.

A los habitantes del Río Sonora, que durante años me han compartido su conocimiento, su sentir y su manera de ver la vida. A todas las compañeras, compañeros y colegas que me han acompañado a conocer y trabajar en los pueblos, alamedas y matorrales del Río Sonora, les agradezco su apoyo y su valor para adentrarnos en paisajes sinuosos y meternos en situaciones complicadas para vivir la maravillosa aventura del trabajo de campo.

A mis padres Gerardo y Catalina por enseñarme e impulsarme a dedicar mi vida a las cosas que me encantan y me hacen feliz.

RESUMEN

Los ecosistemas ribereños están sujetos a diversas presiones biofísicas y socio-ecológicas que ocurren a nivel de cuenca, lo cual modifica su capacidad para proveer servicios ecosistémicos (SE). En zonas áridas, la expansión agrícola constituye uno de los principales impulsores de cambio y aunque se desarrolla principalmente con base en técnicas convencionales también permanecen algunas prácticas tradicionales. Este trabajo utiliza datos satelitales para cuantificar el cambio de coberturas entre 1988 y 2016, y estimar la cobertura del ecosistema ribereño en 2018. Los modelos anteriores se utilizaron como base para evaluar la provisión de dos SE: Calidad de Hábitat (CH) y Almacén de Carbono (AC). Adicionalmente, se registró el cambio en el uso de dos prácticas agrícolas tradicionales (cerros vivos y sistema de acequias) y se explicó su relación con la provisión de los SE a partir de diagramas causales; lo anterior se realizó con base en análisis espacial, y trabajo de campo comunitario. El análisis de cambio registró un aumento del 30%, 60% y 40%, para agricultura, pastizal introducido y vegetación ribereña mixta, respectivamente. De ésta última, solamente el 9% corresponde a vegetación ribereña obligada. El análisis relacional entre prácticas agrícolas tradicionales y SE mostró que los cerros vivos promueven la provisión de ambos SE, pero su uso está restringido por factores funcionales y socio-económicos; las acequias promueven el AC, pero tienen una influencia negativa sobre CH, y su uso ha cambiado debido a factores ambientales y funcionales. La presencia de vegetación ribereña obligada en diferentes configuraciones mantiene los valores más altos para ambos SE, a pesar de ser muy escasa. Nuestros resultados resaltan la necesidad de estrategias de conservación y restauración en los ecosistemas ribereños de la región y destacan la funcionalidad de los diagnósticos basados en SE y análisis socio-ecológico para la toma de decisiones en estos ambientes.

ABSTRACT

Riparian ecosystems are subjected to several biophysical and social-ecological pressures occurring at the watershed level, which can compromise the provision of key ecosystem services (ES). In arid lands, agricultural expansion constitutes one of the main drivers of change, and although it is mostly based on conventional techniques, some traditional practices still remain. The present study is situated in a riparian corridor in central Sonora, and it uses satellite data to quantify land use changes from 1988 to 2016 and estimate obligate riparian vegetation cover for 2018. These products were subsequently used to model the provision of two ecosystem services: habitat quality (HQ) and carbon storage (CS). Additionally, the traditional agricultural practices of living fencerows and *acequia* irrigation systems were assessed regarding their location, changes in their current use and their relation to the two modeled services. This was done through community field work, semi-structured interviews, and spatial analysis of the mapped practices and services, and then explained through causal-loop diagrams. Change detection analysis from 1988 to 2016 registered an increase of 30%, 60% and 40% in agriculture, introduced grassland, and mixed riparian vegetation, respectively; a 9% cover of obligate riparian vegetation was registered for 2018. Relational analysis between practices and ES reveals that fencerows provide both services and their use is restricted by functional and socio-economic factors. *Acequias* promote CS but reduce HQ, and their use is restricted by environmental and functional factors. When present, obligate riparian vegetation provides the highest values for both ES. Our study highlights the need for restoration and conservation strategies of riparian ecosystems as well as the promotion of sustainable agricultural practices in the region. Assessments based on ES and social-ecological analysis are useful for policy makers and other stakeholders working in these environments.

ÍNDICE GENERAL

APROBACIÓN	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
RESUMEN	v
ABSTRACT	vi
ÍNDICE GENERAL	vii
ÍNDICE DE TABLAS	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	4
II.1 Actividades productivas en el estado de Sonora	4
II.2 El río Sonora	6
II.3 Análisis espacial en ecosistemas ribereños en zonas áridas	7
II.4 Modelación de servicios ecosistémicos	9
II.5 Metodologías para el estudio de sistemas socio-ecológicos	12
III. OBJETIVOS	18
III.1 Objetivo general	18
III.2 Objetivos específicos	18
IV. PUBLICACIONES	19
Landscape Dynamics in an Iconic Watershed of Northwestern Mexico: Vegetation Condition Insights Using Landsat and PlanetScope Data.	23
Traditional agricultural practices and their contribution to Habitat Quality and Carbon Storage in arid Northwest Mexico: a social-ecological analysis in the Rio Sonora sub watershed.	47
Impulsores de cambio global en ecosistemas ribereños en zonas áridas de México y puntos de acción para un futuro más sustentable	88
A conceptual model to assess the impact of anthropogenic drivers on water-related ecosystem services in the Brazilian Cerrado	121
V. DISCUSIÓN	132
VI. CONCLUSIONES	135
VII. RECOMENDACIONES	136
VIII. LITERATURA CITADA	137

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA		PÁGINA
1	Herramientas de valoración de servicios ecosistémicos más comunes y utilizados a nivel global.	10
2	Enfoques de estudio para el análisis de sistemas socio-ecológicos y sus respectivos métodos. Elaboración propia con base en Biggs et al., 2022.	13

I. INTRODUCCIÓN

Actualmente, la degradación de los ecosistemas derivada del cambio de uso de suelo representa la amenaza más grave para la biodiversidad en el mundo (EEM, 2005; Gurevitch et al., 2006; Newbold et al., 2015), y es uno de los factores impulsores de cambio global con mayor impacto sobre la función y estructura de la vegetación (Foley et al., 2005). En México la principal causa de alteración por cambio de uso de suelo en los ecosistemas nativos está relacionada con la expansión de actividades agrícolas, ganaderas y el crecimiento urbano (Sánchez et al., 2009). De acuerdo con la SEMARNAT (2019), actualmente en México el 30% del territorio está dedicado a actividades agrícolas y pastizales cultivados e inducidos, y el 56% del territorio mantiene actividades ganaderas en sitios con vegetación nativa y pastizales cultivados e inducidos.

El cambio de uso de suelo modifica el funcionamiento de los ecosistemas, alterando la cantidad y calidad de los recursos naturales, los procesos ecológicos y elementos socioculturales que benefician a la humanidad de manera directa o indirecta. Estos recursos y procesos han sido también llamados servicios ecosistémicos (SE) (Costanza et al., 1997), y la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005) los ha categorizado en cuatro grupos: servicios de provisión (p. ej. producción de alimento, agua limpia, productos forestales, etc.), servicios de regulación (p. ej. protección contra inundaciones, purificación del agua, regulación del clima), servicios de soporte (p. ej. ciclos de nutrientes, producción primaria, formación de suelo) y servicios culturales (p. ej. servicios estéticos, espirituales, educativos, recreativos). Recientemente Díaz y colaboradores (2018) hicieron una nueva propuesta llamada Contribuciones de la Naturaleza a las Personas (NCP, por sus siglas en inglés), en la cual se renombran los ‘servicios’ como ‘contribuciones’. También proponen una perspectiva generalista para categorizar las contribuciones en 3 grandes grupos (de regulación, materiales e inmateriales), a la par de una perspectiva contexto-específica, en la que se reconozcan las visiones y conocimiento de las comunidades locales e indígenas para la cogeneración de conocimiento dirigido a la sustentabilidad. Ambos conceptos (SE y NCP) tienen como objetivo profundizar y generar conocimiento sobre las relaciones humanas con la naturaleza a partir de valores utilitarios y no-utilitarios. En el presente trabajo se utiliza el concepto y categorización de ‘Servicios Ecosistémicos’ pero se considera la propuesta de ‘Contribuciones’ al integrar la perspectiva de las comunidades locales de la región en donde se desarrolla el estudio de caso.

En nuestro país, gran parte del crecimiento económico se ha desarrollado a costa de la integridad ambiental. Algunas políticas de desarrollo, como los cambios históricos en la tenencia de la tierra han facilitado la privatización y concesión de áreas que antes eran propiedad ejidal, facilitando la entrada de actividades industriales y extractivas administradas por empresas transnacionales (Barnes, 2009; de Ita, 2019). A esto se le suman los efectos del modelo agrario actual, que utiliza indiscriminadamente agroquímicos (muchos de ellos altamente tóxicos y prohibidos en otros países) para aumentar la producción y margina prácticas agrícolas tradicionales y a pequeños productores (Barkin, 2005; Bejarano, 2017). Adicionalmente, la normatividad ambiental es con frecuencia contradictoria, como la nueva propuesta de Ley General de Biodiversidad que permite la explotación minera en Áreas Naturales Protegidas; o la prioridad que se le da a las concesiones mineras sin importar el régimen de propiedad del suelo (Zúñiga y Castillo, 2014; Jiménez-Sierra et al., 2018). Muchas de estas actividades promueven la sobreexplotación de recursos naturales en sitios en donde la conservación de la biodiversidad debería ser prioritaria. En muchas regiones, esto ha llevado a la pérdida irreversible de los ecosistemas para proveer SE esenciales, tales como ciclos de nutrientes, formación del suelo, producción primaria, purificación del agua, regulación del clima, control de la erosión, servicios educacionales y recreativos (Balvanera y Cotler, 2009).

Los ecosistemas en zonas áridas resultan especialmente vulnerables a los efectos del cambio global, ya que agudizan las condiciones naturales de aridez (Whitford, 2002; Ward, 2009). Algunos factores que ejercen presión sobre los ecosistemas en zonas áridas son: la expansión de la actividad agrícola, lo cual implica un cambio de uso de suelo y una creciente demanda de agua; la siembra de forrajes exóticos que reemplazan a la vegetación nativa y disminuyen la productividad y riqueza de especies; la expansión de las zonas urbanas; las actividades extractivas como la minería que modifican y fragmentan el paisaje, contaminan suelo y agua y utilizan grandes cantidades de agua (Franklin y Molina-Freaner 2010; Bravo et al., 2010; Díaz y Sánchez, 2011; Lutz, 2020).

Aunque la mayoría de los ecosistemas en zonas áridas se encuentran adaptados para sobrevivir a largos períodos con baja o nula disponibilidad de agua, hay algunos que requieren condiciones constantes de humedad o presencia de corrientes de agua subterránea,

tales como los ecosistemas ribereños (Sabater et al., 2017). Éstos han sido modificados durante siglos ya que proveen una gran variedad de SE (p.ej. calidad y disponibilidad de agua, tierra fértil, ciclos de nutrientes, hábitat de vida silvestre, regulación del clima) que generan condiciones ideales para el desarrollo de diversas actividades humanas y para el mantenimiento de ecosistemas adyacentes (Zaimas, 2007). A pesar de su relevancia como sistemas dinámicos y altamente productivos, y de que gran parte de la población humana dependemos de ellos (Ffolliott *et al.*, 2004; Patten, 1998), en México existen pocos estudios enfocados a entender el funcionamiento y la dinámica socio-ecológica asociada a los ecosistemas ribereños de zonas áridas (ERZA).

Los ERZA se caracterizan por ser altamente dinámicos, ya que los flujos de agua y materia transportada generan un reacomodo constante de los elementos que conforman el corredor ribereño, con lo cual ocurren cambios en la estructura de la vegetación, la disponibilidad de nutrientes y las poblaciones silvestres (Webb et al., 2007). Aunado al dinamismo natural de los ecosistemas ribereños, el cambio de uso de suelo, cambio climático y sobre extracción de agua alteran el paisaje ribereño y modifican la provisión de SE (Stromberg et al., 2004; Lite et al., 2005).

Las alteraciones en el paisaje ribereño pueden ser detectadas por medio de diversas técnicas, dentro de las cuales destacan las basadas en percepción remota, ya que facilitan la observación y medición de los cambios ocurridos a escala regional. Algunas de estas técnicas incluyen el análisis de imágenes satelitales para la generación de clasificaciones de uso de suelo y vegetación, las cuales son esenciales para determinar la extensión de cambio entre las diferentes clases de cobertura del suelo y tipos de vegetación (Akasheh et al., 2008; Romo-León et al., 2013; Méndez et al., 2016).

Los análisis espaciales de cambio de uso de suelo y los mapas de cobertura son actualmente una de las bases más importantes para desarrollar análisis más complejos como modelos de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Vergurb et al., 2006). A su vez, la evaluación sobre provisión e intercambio de servicios ecosistémicos es una de las principales áreas de investigación en el estudio de sistemas socio-ecológicos (Biggs et al., 2022). En el caso de los ERZA, debido a su naturaleza dinámica e importancia ecológica, se considera necesario su estudio desde un enfoque socio-ecológico, ya que el manejo de los recursos

responde a necesidades particulares y tiene consecuencias diversas (Petraakis et al., 2017; Pope y Gimblett, 2015; Norman et al., 2013; Dunham et al. 2018).

El enfoque socio-ecológico utiliza métodos mixtos (cuantitativos, cualitativos y participativos) para superar las limitaciones de los modelos espaciales en la explicación de dinámicas complejas sobre ¿por qué? y ¿cómo? suceden los cambios en el paisaje, o cómo estos cambios afectan a las comunidades humanas que dependen de los ERZA. De manera que, al indagar acerca de cómo las comunidades aprovechan los recursos y servicios de los ERZA, cómo han identificado cambios en el paisaje ribereño a través del tiempo y cómo ha cambiado la disponibilidad de dichos servicios según su percepción, observación y experiencia, se puede lograr una explicación más completa acerca de las causas y consecuencias de los procesos de modificación en ERZA.

Por lo anterior, este estudio busca comprender dinámicas socio-ecológicas en el contexto del cambio de uso de suelo, el cambio en el uso de prácticas agrícolas, y los efectos de estos cambios en la provisión de SE de regulación. El análisis se basa en: 1) clasificaciones de uso de suelo y vegetación para la región de la cuenca media del río Sonora para los años 1988, 2016 y 2018; 2) análisis de cambio correspondiente a una serie de tiempo de 30 años, con especial énfasis en las dinámicas de coberturas de vegetación ribereña y pastizales inducidos; 3) evaluación y mapeo de dos SE de regulación (calidad de hábitat y almacén de carbono) por medio de modelos de valuación integrada; 4) registro y discusión sobre el cambio en el uso de dos prácticas agrícolas tradicionales (cercos vivos y sistemas de irrigación por acequias) y su relación con la vegetación ribereña y la provisión de los SE.

II. ANTECEDENTES

II.1 Actividades productivas en el estado de Sonora

En zonas áridas, las actividades productivas tienden a explotar de manera constante ciertos SE (uso del suelo y nutrientes, uso del agua, producción de alimento) provocando una disminución en la provisión de otros servicios (protección contra erosión e inundaciones, alteración de ciclos biogeoquímicos, impactos en la capacidad de recarga y calidad del agua) generando un intercambio entre servicios (Tanvir y Tschirhart, 2013; González-Esquivel et al., 2015). Este desajuste puede tener consecuencias en los ecosistemas a nivel local y

regional, al igual que generar conflictos entre los usuarios de los servicios (Turkelboom et al., 2016). Algunos ejemplos de intercambio de SE que han modificado la función de los ecosistemas de zonas áridas en Sonora se pueden vincular al desarrollo de las actividades económicas primarias:

- Ganadería: en Sonora se dedica de un 70 a 90% de la superficie territorial a la actividad ganadera (SEMARNAT 2019). Esto tiene impactos directos en la vegetación debido al sobrepastoreo y apisonamiento del terreno. Impactos indirectos provenientes de la implementación de pastizales inducidos que se han originado debido a la introducción intencional de especies forrajeras como el zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*), con el fin de aumentar la producción de alimento para el ganado bovino (Búrquez y Martínez-Yrizar, 1997; Castellanos et al., 2002). El zacate buffel se introdujo en el estado desde la mitad del siglo pasado y en las últimas décadas ha cobrado un especial interés debido a su capacidad invasiva y expansión. En algunas partes del estado se ha visto que los sitios invadidos por zacate buffel experimentan modificaciones en el hábitat de especies animales y vegetales, disminución de la diversidad local y cambios en el funcionamiento del ecosistema nativo (Franklin et al., 2006; Franklin y Molina-Freaner, 2010).
- Agricultura: influye enormemente en las dinámicas de cambio de uso de suelo, sobre todo en zonas cercanas a fuentes de agua, tales como los ríos y valles ribereños. La extensión de la agricultura intensiva y altamente tecnificada en algunos sitios de Sonora ha reemplazado en su totalidad a la vegetación nativa, propiciando procesos de erosión, pérdida de biodiversidad, degradación ambiental y un intercambio drástico en la oferta de SE (Castellanos et al., 2010; Martínez-Yrizar et al., 2010). Los efectos de la sobreexplotación de acuíferos en zonas agrícolas son visibles en la región de la costa de Hermosillo, en donde la intrusión salina forzó el abandono de campos agrícolas, con consecuencias de desertificación, migración de la población, diversificación de actividades económicas y presión sobre otros sistemas ecológicos como los marinos (Moreno, 2006; De La Torre y Sandoval, 2015; Dennis, 2020).
- Minería: genera alteraciones directas en el paisaje al suprimir la vegetación en el sitio, también por la utilización de grandes cantidades de agua para sus procesos extractivos, así como por factores asociados a la contaminación química de aire, suelo

y agua (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2000; Gómez-Álvarez et al., 2009). Las consecuencias y conflictos socio-ambientales de la minería superan los beneficios económicos para la región en donde se realiza la extracción, y con frecuencia se omite la responsabilidad de la autoridad y de las empresas extractivas en la resolución de estos conflictos, vulnerando a los ecosistemas y a las poblaciones humanas de la zona (Saade, 2014; Tetreault, 2019).

II.2 El río Sonora

La cuenca del río Sonora se destaca por ser históricamente productiva, debido a las actividades agrícolas, ganaderas y mineras que ahí se concentran. Además, es un ícono del paisaje biocultural en el estado. Esta cuenca alberga diversas comunidades vegetales y ecosistemas ricos en recursos naturales, por lo que ha sido explotada por lo menos durante tres siglos. Se tiene registro de que aproximadamente 80% de la extensión de la cuenca media está dedicada a agostaderos, y aunque el Instituto Nacional de Ecología calcula que el 87% de la vegetación natural de la cuenca corresponde a vegetación primaria, ésta presenta un grado de conectividad muy bajo (alta fragmentación) (Cuevas et al., 2010).

Particularmente, los ecosistemas ribereños establecidos de la cuenca del río Sonora han sido frecuentemente modificados y/o perturbados debido a los procesos de modernización y tecnificación agrícola. Con ello se transformaron las actividades tradicionales de subsistencia hacia actividades comerciales de mayor extensión e intensidad lo cual implicó una expansión de las zonas agrícolas y agostaderos, reduciendo así las áreas de vegetación ribereña nativa (Chávez e Ibarra, 1987).

Aunado a lo anterior, actualmente se ha identificado en la cuenca, una creciente problemática en lo referente a calidad y cantidad de agua disponible, debido a un cambio en el régimen hidrológico, atribuido a variaciones temporales de precipitación, deficiencias en la administración del agua, falta de registro y control en la apertura de pozos y represas, y expansión agrícola (CONAGUA, 2013; 2018; 2021).

Es importante considerar que durante la serie de tiempo analizada en el presente estudio (1988 a 2018) han ocurrido sucesos políticos y ambientales importantes (a nivel nacional y local) que han impactado directa e indirectamente a las dinámicas de cambio de uso de suelo y vegetación en el río Sonora. Algunos de los ejemplos más importantes de lo anterior han

sido: la modificación a la Ley Agraria en 1992, para que los ejidos puedan cambiar la tenencia de comunal a privada, la creación de la CONAGUA, entre 1989 y 1994, así como la Ley de Aguas Nacionales, con lo que se asignan derechos de agua y se crean mercados de agua que promueven la participación privada (Barnes, 2009; Aboites et al., 2010). También, en 2014 ocurre uno de los mayores desastres ambientales en el país, provocado por el derrame de 40,000 m³ de solución ácida proveniente de la mina Buenavista del Cobre en Cananea (impactando directamente a los ríos Bacanuchi y Sonora) (UNAM, 2016; Luque et al., 2019). Los ejemplos anteriores sirven para comprender el contexto histórico, político y social que ha influido sobre el manejo de los recursos de la cuenca.

A pesar de la situación actual e importancia de esta cuenca, hay pocos estudios que denoten la forma o la magnitud en la que las actividades productivas, y los usos del agua han alterado a los ecosistemas ribereños en la región del río Sonora.

II.3 Análisis espacial en ecosistemas ribereños en zonas áridas

Actualmente, existe una gran diversidad de sensores remotos que pueden ser utilizados para estudiar las cuencas desde diferentes perspectivas espaciales. Dentro de los más utilizados destacan los sensores de la constelación de satélites Landsat de la NASA, debido a que cuentan con un amplio acervo histórico de imágenes satelitales de todo el mundo desde 1970 a la fecha, y continúan actualizándose. Debido a la resolución espacial de 30 metros y la resolución multiespectral (RGB, NIR, SWIR, pancromática, termal, etc.) de sus sensores, así como por el acceso gratuito a su acervo, Landsat es de los satélites más comúnmente utilizados en estudios de cambio de uso de suelo a nivel global (Cohen y Goward, 2004).

En las últimas dos décadas ha crecido la disponibilidad de información proveniente de sensores remotos, ofreciendo una amplia variedad de productos con resolución espacial que varía desde metros hasta fracciones de centímetros, y resolución espectral de multiespectral a hiperespectral, como WorldView, IKONOS, Quickbird, Sentinel, PlanetScope. Los productos de estas plataformas tienen amplias aplicaciones ambientales a nivel de cuencas como el análisis de la vegetación y cambio de uso de suelo, estimación de flujos y sedimentos, evaluación de humedad del suelo, biomasa y almacén de carbono, calidad del agua y presencia de contaminantes (Lee et al., 2016; Quinn et al., 2019). Adicionalmente, se han desarrollado tecnologías de sensores remotos aéreos que facilitan la recopilación de

información ambiental, por ejemplo, el sensor activo de detección de luz LIDAR, así como múltiples sensores termales y multiespectrales que pueden ser montados en aviones y en plataformas aéreas no tripuladas (drones). El uso de drones ha revolucionado la adquisición de datos en campo y ha permitido involucrar directamente a la ciudadanía y población local en la generación de conocimiento dirigido a la conservación ambiental (Mandujano et al., 2017; Jiménez y Mulero, 2019).

Diversos estudios en ecosistemas de zonas áridas han utilizado técnicas de percepción remota para el estudio de la vegetación y el uso del suelo. En cuencas de zonas áridas destacan los estudios de Kepner y colaboradores (2000), quienes realizaron una clasificación de uso de suelo y vegetación en la cuenca del río San Pedro (Arizona, EUA) para analizar los cambios en coberturas ocurridos en un lapso de 20 años, utilizando imágenes Landsat MSS. El estudio mostró que, para el período de tiempo estudiado (1973-1992), los pastizales naturales y matorrales desérticos eran ecosistemas más vulnerables a la fragmentación y pérdida que otros ecosistemas presentes en el sitio. Esta clasificación ha sido la base para muchos estudios posteriores en la misma cuenca (Nie et al., 2012; Ely et al., 2013; Chan, 2013).

Otro estudio en la misma región fue realizado por Villarreal y colaboradores (2012), en el río Santa Cruz (Arizona, EUA). El objetivo del estudio fue documentar la mortalidad de árboles ribereños a través de una clasificación derivada de productos de Landsat TM, y la derivación de una clasificación de árboles de regresión, integrando datos de la fisionomía de la vegetación en el modelo. En este estudio se mostró la utilidad de la clasificación de uso de suelo y vegetación para detectar cambios estructurales, pero se resalta la limitación para obtener información sobre cambios en la composición de la vegetación.

En un estudio realizado en una sección del río Grande, en Nuevo México, Petrakis y colaboradores (2017) demostraron que el análisis de cambio en la cobertura del suelo y la vegetación derivado de Landsat TM y OLI puede integrarse al análisis histórico sobre el manejo del agua. De esta manera obtuvieron información sobre los efectos ecológicos y sociales de diferentes políticas públicas, lo cual ayudará a tomar mejores decisiones para garantizar el uso sustentable de la cuenca a futuro.

En la región del río Sonora se han generado clasificaciones de uso de suelo basadas en productos de Landsat TM, específicamente en la subcuenca del río San Miguel y el río Zanjón

(Méndez et al., 2016), con cual se analizaron las tendencias de cambio en las coberturas vegetales y usos del suelo entre los años 1993 y 2011. En este estudio se registró una disminución en las coberturas de agricultura y de pastizales cultivados. También se utilizó la información de las clasificaciones para comparar las tendencias de cobertura con datos de profundidad del agua (subterránea), con lo cual se encontró que en los sitios donde la profundidad del agua fue mayor la distribución de la vegetación ribereña se veía restringida.

Si bien el análisis del paisaje basado en clasificaciones de uso de suelo y vegetación es un elemento primario en los estudios ecológicos, también pueden ser utilizados para la generación de modelos más complejos, como los de provisión de servicios ecosistémicos.

II.4 Modelación de servicios ecosistémicos

En términos generales, los modelos de servicios ecosistémicos se basan en tres tipos de valoración: ecológica, monetaria y social. Los servicios de regulación son los que se evalúan con mayor frecuencia, y la valoración económica es el tipo de análisis más común (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011; Dendoncker et al., 2014; Acharya et al. 2019). Sin embargo, mucho se ha discutido en la última década para tratar de integrar valoraciones no-monetarias en el estudio de los servicios ecosistémicos, como aquellas que consideran la sustentabilidad ecológica, la riqueza biocultural, la justicia social y las visiones de grupos marginados (Arias et al., 2018; Zafra-Calvo et al., 2020; Jacobs et al., 2020).

La valoración ecológica es la base para las valoraciones monetaria y social, por lo que otra gran parte de la producción científica acerca de los servicios ecosistémicos se ha concentrado en la valoración ecológica o biofísica. La cuantificación de la provisión o intercambio de servicios desde la perspectiva de la valoración biofísica, requiere frecuentemente una representación espacial para implementarse puntualmente en la toma de decisiones. Para esto se han diseñado diferentes herramientas que procesan datos geográficos, espaciales y no espaciales para evaluar los servicios ecosistémicos en cualquier parte del mundo, y que son utilizados como herramientas en la formulación de políticas o planes de manejo y/o monitoreo, así como en prevención de riesgos. Los productos de las valuaciones biofísicas se representan a partir de mapas temáticos que indican zonas prioritarias con base en índices de importancia, o en unidades de masa o volumen por unidad de superficie. La mayoría de los estudios que utilizan modelos de valuación a partir de

herramientas prediseñadas se concentran en los SE de regulación e hidrológicos, y la unidad del paisaje más comúnmente utilizada es la cuenca (Ochoa y Urbina-Cardona, 2017).

Tabla 1. Herramientas de valoración de servicios ecosistémicos más comunes y utilizados a nivel global.

Herramienta	Tipo de servicio y valuación	Desarrolladores	Acceso y requerimientos
InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs).	Servicios de soporte, servicios finales y servicios hidrológicos	Natural Capital Project	Libre acceso, descarga disponible en internet.
ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services)	Servicios biofísicos y culturales.	The University of Vermont, Earth Economics, Conservation International	No es de libre acceso, requiere credenciales de certificación previas (cursos de entrenamiento).
MIMES (Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services)	Valuación económica de servicios y su impacto directo en comunidades humanas.	AFORDable Futures LLC	Requiere autorización para su descarga.
SoIVES (Social Values for Ecosystem Services)	Valor social y uso público de los servicios dentro del contexto físico y social.	United States Geological Survey	Libre acceso, descarga disponible en internet.
SWAT (Soil and Water Assessment Tool)	Servicios hidrológicos y ciclos de nutrientes.	Texas A&M University, United States Agricultural Research Service	Libre acceso, descarga disponible en internet.
Co\$ting Nature	Valuación económica y provisión de agua,	King's College London,	El acceso a todas las funciones requiere licencia.

	carbono, riesgos, turismo, biodiversidad, conservación.	AmbioTEK, UNEP-WCMC	Versión gratuita para uso científico con funciones limitadas.
--	---	---------------------	---

Bagstad y colaboradores (2013) compararon las herramientas de InVEST y ARIES para evaluar cómo se modifican los servicios de provisión de agua, captura de carbono, biodiversidad y valor cultural en la cuenca del río San Pedro en Arizona. Concluyendo que, aunque la métrica de los modelos difiere, ambas herramientas llegan a conclusiones similares en cuanto a pérdida y ganancia de servicios a escala del paisaje. A pesar de las limitaciones de las herramientas de valuación, en casos específicos como el del río San Pedro, en donde ya se tiene mucha información sobre la zona de estudio y las necesidades ambientales y sociales están claramente definidas, la valuación de dichos servicios puede ser muy útil en la definición de políticas hídricas.

Existen ejemplos de países que han adoptado los hallazgos de modelos de provisión de servicios en sus planes de desarrollo, o al menos los han utilizado para enfatizar la importancia de los SE en las políticas ambientales. Los modelos de sedimentos, agua y vulnerabilidad costera provistos por InVEST se han analizado para el Sudeste Asiático (Mandle et al., 2017), señalando la necesidad de extender las áreas protegidas con base en la provisión de múltiples servicios, considerando que la conservación de la vegetación en dichas áreas garantizará la provisión de valiosos beneficios para la población durante las próximas décadas. Sin embargo, en dicho estudio no se especifica si hay coincidencia espacial entre las áreas que se propone expandir y las zonas de actividades humanas, por lo tanto, no se sugieren alternativas sobre el uso del suelo dentro y fuera de las áreas protegidas. La interpretación de los modelos de provisión de servicios que solo considera la dimensión biofísica constituye una de las principales limitantes de estas herramientas.

A nivel global, InVEST ha sido utilizado para hacer estimaciones de servicios prioritarios bajo diferentes escenarios futuros (Chaplin-Kramer et al., 2019). Este análisis sirvió para delimitar áreas en donde la capacidad de la naturaleza para cubrir las necesidades de las personas está disminuyendo, las cuales coinciden con una mayor necesidad y vulnerabilidad de la población humana. Bajo las tendencias actuales de cambio climático millones de personas en las zonas costeras de África, Eurasia y América se enfrentarán a las

consecuencias del aumento en el nivel del mar. El escenario que plantea un desarrollo sustentable a futuro puede mitigar dichas consecuencias y disminuir las amenazas implícitas en la pérdida de los ecosistemas.

En Latinoamérica, si bien, se ha adoptado el concepto de servicios ecosistémicos en la normatividad ambiental y en algunos planes de manejo de áreas naturales protegidas se aplica el esquema de pago por servicios, los modelos de provisión no están aún implementados de manera formal en la política ambiental nacional. Esto puede deberse a las propias limitaciones de las herramientas de valoración, y al hecho de que no existe aún una metodología unificadora para su uso.

Muchas de las herramientas de va son accesibles y ofrecen servicios de capacitación para su uso correcto (guías, cursos en línea y simposios), lo cual ha permitido su difusión entre la comunidad científica y tomadores de decisiones. Sin embargo, muchas de ellas carecen de procesos integrados de validación de los modelos finales, lo cual constituye una gran limitante si se quiere utilizar los modelos para la toma de decisiones ambientales informadas o la planeación de esquemas de pago por servicios (Ochoa y Urbina-Cardona, 2017). Otras limitantes atribuidas a las herramientas de valuación son que no representan de manera realista los flujos de intercambio entre provisión de servicios y los diferentes usuarios involucrados en el uso de los recursos naturales, no vinculan la provisión biofísica de los servicios ecosistémicos directamente con el bienestar humano y fallan en representar la complejidad paisajística y su influencia en la provisión de servicios (Rieb et al., 2017).

Para superar estas limitaciones se pueden hacer validaciones estadísticas utilizando otras herramientas, o validar los modelos con datos empíricos de campo o consultas a expertos. En este sentido el análisis socio-ecológico puede ser un complemento importante para validar los modelos espaciales, así como para ofrecer una explicación integral sobre los procesos representados en estos modelos.

II.5 Metodologías para el estudio de sistemas socio-ecológicos

El enfoque socio-ecológico se ha desarrollado y complementado en la última década con el fin de generar un marco de estudio común dentro de varias áreas del conocimiento y la comunicación eficiente entre investigadores, tomadores de decisiones y usuarios (McGinnis y Ostrom, 2014). El principio de los sistemas socio-ecológicos es reconocer su complejidad

y considerar los impactos que una propuesta o decisión de manejo de recursos puede tener en diferentes escalas (local, regional, nacional, global) y considerando diferentes dimensiones o sectores (ecológico, social, económico, gubernamental) (Berkes et al., 2003; Ostrom, 2009). Lo anterior implica un reto, pues el estudio de estos sistemas requiere de metodologías mixtas, así como de una perspectiva transdisciplinar para la identificación del problema y sus posibles soluciones. Actualmente no existe un marco operacional específico y de uso generalizado para regir el estudio de sistemas socio-ecológicos ya que sus métodos y aproximaciones continúan evolucionando (Herrero-Jáuregui et al., 2018; de Vos et al., 2022).

Dependiendo del enfoque y objetivos del estudio, existen diferentes métodos cuantitativos y cualitativos que se aplican en el análisis de sistemas socio-ecológicos. En la Tabla 2 se presenta un resumen de los principales métodos utilizados.

Tabla 2. Enfoques de estudio para el análisis de sistemas socio-ecológicos y sus respectivos métodos. Elaboración propia con base en Biggs et al., 2022.

Enfoque de estudio	Objetivos	Métodos
Generación de datos y definición del sistema	Definición del sistema	Inventarios socio-ecológicos, mapa de actores, análisis cultural, revisión de literatura.
	Colecta de datos ecológicos en campo	Encuesta de puntos, transectos, cuadrantes, captura y marcaje, mediciones abióticas, telemetría, isótopos.
	Entrevistas y cuestionarios	Encuestas, entrevista a profundidad, entrevistas a informantes clave, historias de vida.
	Colecta de datos participativos	Fotografía participante, líneas de tiempo, caminatas interpretativas, grupos focales, metodología Q, SIG participativo, métodos artísticos, observación participante.

Coproducción de conocimiento y cambio en el sistema	Diálogos facilitados	Consulta de apreciación, teoría U, T-Labs, círculo participativo, café del mundo, jornadas de aprendizaje.
	Análisis de futuros	Escenarios participativos, tres horizontes, diseño experiencial de futuros, método Delphi.
	Desarrollo de escenarios	Matriz de doble incertidumbre, arquetipos, método Manoa.
	Juegos serios	Juegos serios para la exploración de consecuencias de acciones colectivas.
	Modelos participativos	Dinámicas de sistemas, modelos basados en agentes, juegos de personificación.
	Evaluación de resiliencia	RAPTA, STRESS, Resilience Assessment Workbook for Practitioners 2.0.
	Investigación para la acción	Consulta narrativa, aprendizaje histórico, y consulta cooperativa.
Análisis de componentes y vínculos del sistema	Modelos expertos	Redes bayesianas, mapas cognitivos difusos.
	Minería de datos y reconocimiento de patrones	Análisis de clúster, árboles de regresión, redes neurales.
	Análisis estadístico	Estadística descriptiva, comparación de grupos, modelos de regresión, análisis de componentes principales.
	Análisis cualitativo de contenido	Análisis del discurso, análisis temático, análisis de narrativa.
	Análisis comparativo de casos de estudio	Análisis de variables, análisis de arquetipos.

	Experimentos de comportamiento controlados	Experimentos participativos para el análisis del bien público a partir de la inversión y/o extracción de recursos de uso común.
	Análisis institucional	Redes de acción, tipología de reglas, análisis institucional.
	Análisis de redes	Análisis de centralidad y participación, mapas de redes tróficas, mapas de interacciones socio-ecológicas.
	Análisis y mapeo espacial	Geografía, ecología del paisaje, estadísticas, percepción remota.
Dinámicas del sistema	Evaluación histórica	Análisis de materiales arqueológicos, dendrocronología, fotografía histórica, fuentes documentales, entrevistas e historia oral.
	Modelos de sistemas dinámicos	Diagramas causales, análisis cualitativo de ecuaciones diferenciales, simulación numérica.
	Modelos de estado y transición	Modelos conceptuales, de simulación espaciales o no espaciales.
	Modelos basados en agentes	Modelos computacionales de agentes que interactúan y cambian a través del tiempo.
Asesoría directa para la toma de decisiones	Análisis de decisión basado en optimización	Programación matemática, teoría del control óptimo, análisis costo-beneficio.
	Análisis de flujo e impacto	Intercambio de flujos físicos, huella ambiental, metabolismo social y ecosistémico, análisis de cadenas globales de mercado.
	Modelos de servicios ecosistémicos	Herramientas de valoración integrada de servicios ecosistémicos.

	Análisis de medios de vida y vulnerabilidad	Análisis de medios de vida sostenible y análisis de vulnerabilidad con base en riesgos físicos y capacidad adaptativa.
--	---	--

Uno de los principales sistemas analizados bajo el enfoque socio-ecológico desde hace décadas es el de las pesquerías de pequeña escala. En el noroeste de México se han estudiado las formas de gobernanza de los sistemas pesqueros a partir del análisis de las características y comportamiento de los pescadores. Lindkvist y colaboradores (2017) desarrollaron un modelo basado en agentes para estudiar dos tipos de gobernanza, una a partir de arreglos jerárquicos no-cooperativos y otra basada en cooperativas. El modelo aplicado reveló que los niveles de confianza y la diversidad entre los pescadores son importantes para cualquier tipo de arreglo. El arreglo jerárquico presenta mayor flexibilidad para elegir con quién trabajar, y las cooperativas una vez establecidas pueden asumir mejor los cambios de la variabilidad estacional y abundancia de peces para garantizar la seguridad de los pescadores al largo plazo. Los autores concluyen que todas las formas de gobernanza presentes en un sistema deben ser tomadas en cuenta y analizadas antes de proponer políticas para su mejora.

El estudio de Pope y Gimblett (2015) en el río San Miguel en Sonora, utilizó un modelo Bayesiano para simular cambios en la profundidad del agua subterránea causados por el bombeo de pozos. Los resultados de la simulación mostraron que los cambios en la disponibilidad de agua subterránea tendrían efectos en el comportamiento de los usuarios con respecto al bombeo de pozos, y también determinaron los tipos de cobertura vegetal dentro del corredor ribereño, cuya provisión de servicios a su vez varió en función del agua subterránea. En este estudio se demuestra la importancia de la conexión entre los usuarios para el mantenimiento de los servicios provistos por el ecosistema ribereño.

Otro estudio realizado en Sonora que utiliza el enfoque socio-ecológico, es el realizado en un segmento de la costa llamado Kino-Tastiota, por De la Torre y Sandoval (2015). Los autores analizan la resiliencia socio-ecológica de las comunidades pesqueras locales ante las dificultades causadas por diversos factores socio-económicos y ambientales en la región. Por medio de una metodología mixta que incluye análisis histórico, bases de datos oficiales, sistemas de información geográfica y entrevistas semiestructuradas, se exploran las diversas alternativas que los pescadores de la zona han desarrollado ante las adversidades presentadas por el desarrollo de la camaronicultura, la imposición de vedas y la crisis agrícola en la zona.

Nuestro proyecto utiliza metodologías pertenecientes a 4 enfoques socio-ecológicos para la generación de conocimiento básico sobre un sistema complejo en un ecosistema prioritario, y combina la caracterización del sistema con métodos de asesoría directa para la toma de decisiones. Se propone una integración de los productos para la explicación de las relaciones entre el análisis espacial biofísico y el análisis de datos obtenidos por métodos participativos. Adicionalmente, se generó un modelo conceptual mediante el desarrollo de escenarios para la evaluación de los servicios hídricos en un sistema de agricultura extensiva.

III. OBJETIVOS

III.1 Objetivo general

Analizar las dinámicas de cambio de cobertura de suelo y vegetación entre 1988 y 2016, y reclasificar el corredor ribereño para el año 2018, el efecto de éstas en la provisión de los servicios de almacén de carbono y calidad de hábitat, así como su relación con los cambios en el uso de prácticas agrícolas tradicionales en la subcuenca media del río Sonora.

III.2 Objetivos específicos

1. Desarrollar clasificaciones de cobertura/uso de suelo y vegetación para los años 1988 y 2016, para la subcuenca media del río Sonora, así como una reclasificación del corredor ribereño para el año 2018, un análisis de fragmentación para cada clasificación.
2. Calcular el cambio en la cobertura de los usos del suelo y vegetación en la subcuenca media del río Sonora entre los años 1988 y 2016.
3. Evaluar y mapear la provisión de calidad de hábitat y almacén de carbono, por medio de modelos de valuación integrada.
4. Registrar y discutir los cambios en el uso de prácticas agrícolas tradicionales, y su relación con las dinámicas del paisaje y provisión de los servicios ecosistémicos evaluados.

IV. PUBLICACIONES

Landscape Dynamics in an Iconic Watershed of Northwestern Mexico: Vegetation Condition Insights Using Landsat and PlanetScope Data

Este artículo fue publicado en la revista Remote Sensing en el 2020, volumen 12, número 2519, pp. 1-24.

La vegetación nativa en ambientes áridos y semi-áridos del Noroeste de México ha sido sujeta a transformaciones debido a la ocupación humana extensiva e intensiva relacionada principalmente a las actividades primarias. Hábitats clave como los ecosistemas ribereños son extremadamente sensibles a los cambios de uso de suelo que ocurren en los paisajes circundantes. En este estudio, desarrollamos clasificaciones de uso de suelo basadas en percepción remota y un análisis de fragmentación post-clasificación, usando datos satelitales de Landsat de los sensores de resolución moderada Thematic Mapper y Operational Land Imager (TM y OLI) para evaluar cambios en el uso del suelo y en la configuración del paisaje en un corredor ribereño de una cuenca dinámica en el centro de Sonora durante los últimos 30 años. Adicionalmente, derivamos una clasificación a partir de datos de alta resolución espacial (usando imágenes de PlanetScope-PS2) para evaluar el “estado reciente” del corredor ribereño. De acuerdo a nuestros resultados, la vegetación ribereña ha incrementado un 40%, aunque solamente 9% de ésta cobertura corresponde a especies ribereñas obligadas. Las áreas de matorrales muestran una tendencia negativa, con una pérdida de más de 17,000 ha debido a la expansión de áreas con mezquite y zacate buffe. El uso de datos de resolución moderada de Landsat fue esencial para registrar cambios en la cobertura de la vegetación a través del tiempo, sin embargo, los datos de alta resolución de PlanetScope fueron fundamentales para la detección de clases con extensión aérea limitada tal como la vegetación ribereña obligada. Se sugiere que el desarrollo no-regulado de las actividades antropogénicas es el principal impulsor de procesos de cambio de uso de suelo en ecosistemas áridos de esta región. Los resultados resaltan la urgente necesidad de alternativas de manejo y proyectos de restauración en un área que carece totalmente de protección o conservación oficial.

Traditional agricultural practices and their contribution to Habitat Quality and Carbon Storage in arid Northwest Mexico: a social-ecological analysis in the Rio Sonora sub watershed.

Este artículo fue sometido a la revista Ecology and Society en junio del 2021, recibiendo la primera fase de revisiones en septiembre y sometiendo de nuevo en noviembre del mismo año.

La actividad agrícola, en conjunto con factores ambientales, es uno de los principales impulsores de cambio en paisajes ribereños de regiones áridas. Algunas prácticas agrícolas están más orientadas a la sustentabilidad que otras, sin embargo, no son ampliamente utilizadas y sus efectos en la provisión de servicios ecosistémicos no están claramente establecidos. Por lo anterior, proponemos un marco de estudio empírico para evaluar los efectos de prácticas agrícolas tradicionales sobre servicios ecosistémicos de regulación en un ecosistema prioritario y de extensión espacial restringida. A través de análisis espacial y trabajo de campo comunitario, este estudio evalúa el cambio en el uso de dos prácticas agrícolas tradicionales: los cercos vivos y los sistemas de irrigación por acequias, y su efecto en la provisión de dos servicios ecosistémicos de regulación: Calidad de Hábitat y Almacén de Carbono. Los resultados muestran que el uso de cercos vivos promueve la provisión de ambos servicios, pero su uso está restringido por factores funcionales y socio-económicos. Los sistemas de acequias promueven la provisión de Almacén de Carbono, pero tienen una influencia negativa sobre la Calidad de Hábitat, y su uso ha cambiado debido a factores ambientales y funcionales. La presencia de vegetación ribereña obligada en diferentes configuraciones mantiene los valores más altos para ambos servicios, pero no provee la función de los cercos o las acequias. Sugerimos que la expansión de áreas de conservación oficiales y voluntarias adyacentes a las zonas agrícolas promueven la regeneración de la vegetación ribereña obligada y pueden mitigar inundaciones, proveer materiales y mejorar las condiciones para el mantenimiento de las prácticas agrícolas tradicionales. Consideramos que nuestra propuesta es útil para futuros diagnósticos de ciclos de intercambio de servicios ecosistémicos y dinámicas socio-ecológicas en paisajes ribereños.

Impulsores de cambio global en ecosistemas ribereños en zonas áridas de México y puntos de acción para un futuro más sustentable

Este artículo fue sometido a la revista Sociedad y Ambiente en noviembre del 2021

El cambio global está conformado por un conjunto de procesos complejos que afectan a los ecosistemas y a las poblaciones humanas en México: modifican el funcionamiento de los ambientes naturales, generan conflictos socio-ambientales y provocan eventos climáticos extremos. Las zonas áridas en México conforman casi la mitad de la superficie del territorio nacional, y son vulnerables al cambio global debido a que estos procesos agravan las condiciones naturales de aridez y agudizan la problemática de la sobreexplotación hídrica y el cambio de uso suelo. En estas zonas, los ecosistemas ribereños destacan como sitios de alta biodiversidad y provisosores de servicios y recursos que mantienen gran parte de las actividades económicas del ámbito rural y urbano, a pesar de esto, han sido poco estudiados y la mayoría de ellos se encuentra fuera de las áreas de protección especial. Este artículo presenta una revisión sobre el estado actual de los ecosistemas ribereños en zonas áridas, basada en los efectos de los factores impulsores del cambio global en diferentes sectores biofísicos y sociales, se destacan los vacíos de conocimiento y se proponen diversos puntos de acción que buscan la sustentabilidad de los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad en estos ecosistemas.

A conceptual model to assess the impact of anthropogenic drivers on water-related ecosystem services in the Brazilian Cerrado

Este artículo fue publicado en la revista *Biota Neotropica* en el 2020, volumen 20 suplemento 1: e20190899.

El desarrollo de estrategias para conciliar las actividades antropogénicas con la conservación de la naturaleza es urgente, particularmente en regiones que enfrentan una rápida conversión de vegetación nativa a agricultura. Los modelos conceptuales permiten la evaluación de cómo los impulsores de cambio antropogénicos (p. ej. cambio de uso de suelo y cambio climático) modifican procesos naturales, y son una herramienta útil para apoyar la toma de decisiones. El presente trabajo describe un modelo conceptual para evaluar la provisión de servicios ecosistémicos hídricos bajo diferentes escenarios de uso de suelo en la región de Matopiba en el cerrado de Brasil, la sabana tropical más biodiversa del mundo y una frontera agrícola. Se determinaron las variables del modelo (impulsores directos, indirectos, componentes focales y respuestas) y se consultó el marco de estudio de futuros de la naturaleza para incorporar componentes socio-ecológicos y retroalimentaciones. Se desarrollaron escenarios futuros considerando las trayectorias potenciales de los impulsores e iniciativas gubernamentales que pueden impactar el uso del suelo en la región, incluyendo la posibilidad de un seguimiento estricto del código forestal y la implementación de una moratoria sobre la soya. El modelo conceptual y los escenarios desarrollados en este estudio pueden ser útiles para mejorar el entendimiento de interacciones complejas entre impulsores antropogénicos, servicios ecosistémicos hídricos y sus potenciales repercusiones en los sistemas naturales y sociales en la región. Las decisiones gubernamentales serán críticas para mantener los ecosistemas en la región, los servicios que proveen y la cultura y tradición de la población local. Reconociendo la dependencia de la humanidad en la naturaleza, se resalta la importancia de invertir la manera en que los escenarios se utilizan. En lugar de usarlos para medir los impactos de diversas políticas en el paisaje natural, los escenarios representan resultados deseados para la biodiversidad y los ecosistemas y pueden ser utilizados para informar mejores políticas que garanticen la integridad ecosistémica a futuro.

Article

Landscape Dynamics in an Iconic Watershed of Northwestern Mexico: Vegetation Condition Insights Using Landsat and PlanetScope Data

Lara Cornejo-Denman ¹, Jose Raul Romo-Leon ^{1,*}, Kyle Hartfield ², Willem J. D. van Leeuwen ^{2,3}, Guillermo E. Ponce-Campos ^{4,5} and Alejandro Castellanos-Villegas ¹

¹ Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo 83000, Mexico; A215290156@correoa.uson.mx (L.C.-D.); alejandro.castellanos@unison.mx (A.C.-V.)

² School of Natural Resources and the Environment, Arizona Remote Sensing Center, The University of Arizona, 1064 E. Lowell Street, Tucson, AZ 85721, USA; kah7@email.arizona.edu (K.H.); leeuw@email.arizona.edu (W.J.D.v.L.)

³ School of Geography and Development, University of Arizona, Tucson, AZ 85721, USA

⁴ School of Natural Resources and the Environment, The University of Arizona, Tucson, AZ 85719, USA; geponce@arizona.edu

⁵ Southwest Watershed Research Center USDA-ARS 2000 E. Allen Rd., Tucson, AZ 85719, USA

* Correspondence: jose.romo@unison.mx; Tel.: +11+52-662-259-2169

Received: 7 May 2020; Accepted: 30 July 2020; Published: 5 August 2020

Abstract: Natural vegetation in arid and semi-arid environments of Northwestern Mexico has been subject to transformation due to extensive and intensive human occupation related mostly to primary activities. Keystone habitats such as riparian ecosystems are extremely sensitive to land use changes that occur in their surrounding landscape. In this study, we developed remote sensing-based land cover classifications and post-classification fragmentation analysis, by using data from Landsat's moderate resolution sensors Thematic Mapper and Operational Land Imager (TM and OLI) to assess land use changes and the shift in landscape configuration in a riparian corridor of a dynamic watershed in central Sonora during the last 30 years. In addition, we derived a high spatial resolution classification (using PlanetScope-PS2 imagery) to assess the "recent state" of the riparian corridor. According to our results, riparian vegetation has increased by 40%, although only 9% of this coverage corresponds to obligate riparian species. Scrub area shows a declining trend, with a loss of more than 17,000 ha due to the expansion of mesquite and buffelgrass-dominated areas. The use of moderate resolution Landsat data was essential to register changes in vegetation cover through time, however, higher resolution PlanetScope data were fundamental for the detection of limited aerial extent classes such as obligate riparian vegetation. The unregulated development of anthropogenic activities is suggested to be the main driver of land cover change processes for arid ecosystems in this region. These results highlight the urgent need for alternative management and restoration projects in an area where there is almost a total lack of protection regulations or conservation efforts.

Keywords: land cover change; riparian ecosystems; remote sensing; landscape configuration

1. Introduction

Global studies estimate that more than 50% of Earth's ice-free terrestrial surface has been modified or transformed by human activities [1,2]. The main drivers for Land Use and Land Cover Change (LULCC) are agriculture, industry, recreation and commerce [3]. LULCC processes are responsible for the shaping and restructuring of large extents of territory, affecting landscape connectivity, promoting habitat and biodiversity loss and modifying ecological function trends [4–

7]. Regardless of the prominent role of LULCC in ecological processes at landscape levels, comprehensive analyses of habitat connectivity and configuration are still sparse for many key environments within large landscapes. Such is the case of riparian ecosystems in arid and semi-arid regions of North America, which are hotspots of biodiversity and ecosystem services [8,9]. These ecosystems are subject to modification by surrounding land uses and other dynamics occurring at the landscape level, consequently altering habitat connectivity for many species that depend on them [10,11].

In Northwestern Mexico, agricultural activities, livestock production and mining [12–15] have historically altered riparian ecosystems through extensive land use modifications [16]. In arid and semi-arid regions of North America, these ecosystems have a very limited cover extent (0.5%) [17,18]. Nonetheless, they are crucial for regional biodiversity maintenance [19–21], water, nutrient and shelter provision [22,23] and carbon storage processes [24]. Therefore, modifications to these habitats often result in multiple changes to socioecological systems at the regional scale [16,25].

Due to human activities and natural processes, riparian ecosystems are highly dynamic in space and time [26], therefore, to address impacts on natural vegetation, constant monitoring is required [27–29]. The application of land use–land cover classifications using remote sensing tools has been useful to assess these changes [30,31]. However, the use of land use–land cover classifications to address landscape configuration in riparian environments has been scarce in Northwestern Mexico. Official land use and land cover maps do not identify riparian vegetation in arid and semi-arid regions as a primary cover class [32,33]. Currently, there are no detailed maps representing the state of riparian vegetation in this region.

Landscape metrics analysis is useful to assess ecosystem condition at the landscape level and evaluate the impacts of LULCC [34]. Some of these metrics measure fragmentation, which is the loss of connectivity or subdivision of a habitat into smaller areas, and is associated with habitat loss [26]. This is relevant in the assessment of sensitive landscapes such as riparian ecosystems in arid and semi-arid regions. In addition, landscape metrics correlate with biological indicators and show that natural condition improves in places where riparian vegetation is less fragmented [35]. Moreover, combining widespread available datasets with novel higher resolution products and traditional classification and landscape assessment methods provides a useful set of remote sensing tools to assess spatially restricted ecosystems.

The Río Sonora Subwatershed (RSSW) is a dynamic region where riparian ecosystems are subject to disturbances related to several types of LULCC dynamics. This region represents the general state of riparian ecosystems in Northwestern Mexico. References about landscape condition in riparian ecosystems in the state of Sonora are scarce and are limited to brief descriptions or mentions [13,36,37]. Previous land use change studies [30,38,39] have used coarse spatial resolutions, which are insufficient for a detailed detection of riparian vegetation changes. Considering the previous studies, we believe it is necessary to use datasets with different spatial resolutions to assess and explain landscape dynamics in the region, since these can potentially modify ecosystems service provision and biodiversity [23,40,41].

The present study aims to quantify changes in land cover and landscape configuration (from 1988 to 2018) of several classes (native vegetation and human land use) associated to the riparian corridor of the Río Sonora. We develop land use–land cover classifications using moderate (Landsat TM and OLI) [42] and high (PlanetScope-PS2) [43] spatial resolution satellite imagery. In addition, for 1988 and 2016, we assess three fragmentation variables: Number of Patches, Mean Patch Area and Class Aggregation Index. Finally, we discuss the advantages and challenges of using different spatial resolution datasets for the assessment of riparian vegetation dynamics.

The coupling of moderate and high spatial resolution datasets, to assess the extent and composition of priority ecosystems naturally occurring in short extensions of land, constitutes an ongoing scientific endeavor. The present study aims to develop replicable and novel approaches for the study of landscape changes in threatened ecosystems of arid and semi-arid regions, which can be useful in the development of applied research and/or evidence-based policy, particularly in regions where riparian ecosystems are under no specific management or protection regimes.

2. Materials and Methods

Supervised classifications of the riparian corridor were derived for 1988 and 2016 using satellite imagery from two different Landsat sensors (TM and OLI). An additional classification for 2018, based on higher spatial resolution imagery from PlanetScope-PS2 sensors, was also conducted to obtain a “recent state” description of LULC for the region. A post-classification change detection analysis was performed using the Landsat TM- and OLI-based classification products. Finally, a fragmentation analysis was executed for 1988 and 2016 to assess the number of patches and landscape connectivity percentages for each land cover class.

2.1. Study Area

The RSSW is located in the central part of the state of Sonora in Northwestern Mexico at latitude $29^{\circ}50'19.889''\text{N}$, longitude $110^{\circ}13'37.412''\text{W}$. The study area comprises a stretch of the Río Sonora that runs from the northern town of Arizpe to Topahue in the south. Agriculture and cattle ranching are the main economic activities in this region; other activities, such as mining, are also an important part of the livelihoods of some communities. The altitude ranges from 280 to 2180 m above sea level (Figure 1). Agricultural valleys and floodplains characterize the lowlands along the river where mesquite (*Prosopis* spp.), mule fat (*Baccharis salicifolia*) and other shrubs dominate the vegetation. Cottonwood (*Populus fremontii*) is present to a lesser extent, forming narrow stretches along the river edges and delineating agricultural plots. Willow (*Salix gooddingii*) is rare and restricted to glens and less disturbed areas. Desert scrub and subtropical scrub compose the vegetation matrix on adjacent hills and mountains, with oak forest (*Quercus* spp.) and grasslands occurring at higher altitudes. The temperature ranges from 17°C to 31°C and precipitation ranges from 268 mm to 542 mm, the highest precipitation events occur during the summer monsoon. Average precipitation for the selected years of analysis (1988, 2016 and 2018) was 476 mm, 441 mm and 438, respectively; average temperature for all years was 21°C [44,45].

The main interest of the present study is to describe land use change dynamics in the riparian corridor of the RSSW, and for this, we delineated a buffer of 7 km on each side of the river, considering the inclusion of most of the adjacent lowlands but excluding the higher parts of the subwatershed. This resulted in a narrow strip of 2280 km² that included the full extent of the agricultural valleys, groundwater extraction wells and most of the activities that require land use modifications for their development.

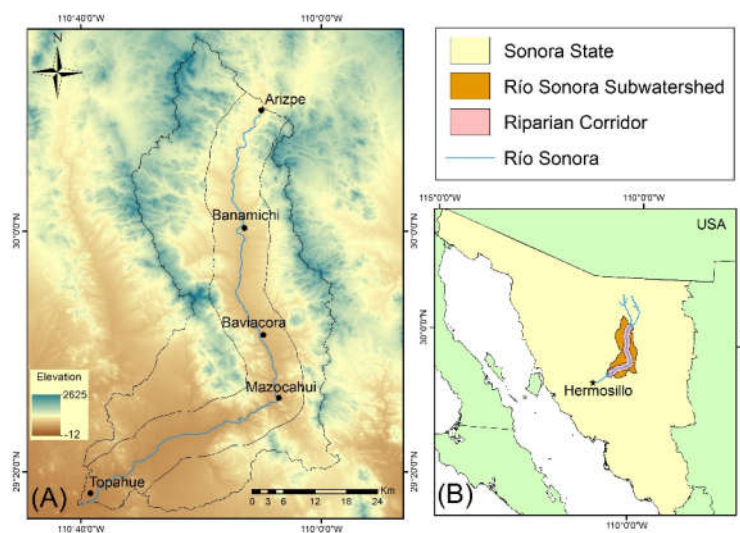


Figure 1. Location of study area. (A) Zoom in of the Riparian Corridor within the RSSW, elevation data shows large gradients along this stretch of the river. (B) Location of the Río Sonora Subwatershed (RSSW) within the state of Sonora.

2.2. Data Sets for Supervised Classification

For 1988 and 2016, cloud-free Level 1 Precision and Terrain corrected Landsat imagery (L1TP) from Collection 1 were downloaded from the United States Geological Survey (USGS) Earth Explorer website (Table 1). Data from this collection are radiometrically calibrated and orthorectified, ideal products for pixel-level time series analysis [42]. Since individual scenes cover only a portion of the subwatershed, after the classification procedure was completed, the two products were stitched into a larger mosaic to cover the full study area. To increase our classification accuracy, two dates were selected for each year to have information regarding the phenology of vegetation during both the dry and rainy seasons [38,46]. For 2018, 55 ortho-scenes from the Level 3B Products of Planet Constellation PlanetScope-PS2 (Education and Research Program) were selected (Table 1). These scenes are orthorectified and radiometrically, geometrically and atmospherically corrected [43,47].

Table 1. Dates and scenes of Landsat (30m spatial resolution) and PlanetScope (~3m spatial resolution) multispectral imagery used for the land cover classification process.

Satellite/Sensor	Year	Scene	Date
Landsat 4 and 5 TM	1988	35/39	May 14/September 19
		35/40	June 23/August 26
Landsat 8 OLI	2016	35/39	May 27/September 16
		35/40	May 11/September 16
Satellite/Sensor	Year	Number of scenes	Date
PlanetScope-PS2	2018	29	March 30
		26	September 11

2.3. Variables and Ancillary Data

A set of variables were selected based on a literature review [48–53] and derived from the satellite imagery datasets. Table 2 shows the metrics and variables, along with their associated description and the datasets from which they were derived. Ancillary data matching Landsat’s spatial resolution and sub-products were also obtained, including a digital elevation model [54], slope layer and aspect layer.

The final input datasets (per year classified) included 69 layers for Landsat TM, 63 for Landsat OLI and 15 for PlanetScope-PS2. These layers contain spectral reflectances, vegetation indices and spectral transformations for two dates for each year, along with ancillary data.

Table 2. Variables derived from multispectral satellite datasets and topographic variables used in the classification process.

Variable	Description	Data sets
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	Spectral transformation that serves as a vegetation measure; it reduces several forms of noise present in multiple bands. Sensitive to soil darkening and vegetation development [49,50].	Landsat TM and OLI, PlanetScope-PS2
Enhanced Vegetation Index (EVI)	Spectral transformation that optimizes vegetation signal through a de-coupling of the canopy background signal and a reduction in atmosphere influences [49].	Landsat TM and OLI, PlanetScope-PS2
Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)	Transformation technique that minimizes soil brightness influences from spectral vegetation indices involving red and near-infrared wavelengths [50].	Landsat TM and OLI, PlanetScope-PS2
Tasseled Cap	Transforms bands in an image into a new set of axes to relate them to physical properties (brightness, greenness and soil moisture) [48,51,52].	Landsat TM and OLI

Principal Components	Coordinate transformation based on a correlation matrix (variance–covariance) of multiband images [48].	Landsat TM and OLI
Multitemporal Kauth–Thomas	Linear technique that orthogonalizes spectral vectors taken from a bitemporal image [53].	Landsat TM
Elevation, Aspect and Slope	Topographic conditions derived from the digital elevation model [54].	United States Geological Survey

2.4. Classification Schemes

Considering riparian vegetation as the focus in this study, several cover types were selected to create a classification scheme. Given the differences in the spatial resolution of the sensors used, two classification schemes were developed, one for each dataset (Landsat TM and OLI and PlanetScope-PS2). Schemes were based on a review of several references from local and national studies [13,17,33,36,55].

The Landsat TM and OLI scheme (Table 3) included major vegetation types found in the region. It considered one class to represent riparian vegetation, including a mix of obligate riparian species (*Populus* sp., *Salix* spp.), facultative riparian species (*Prosopis* spp., *Acacia* spp.), shrubby riparian vegetation, as well as some exotic, naturalized and mesic species.

Table 3. Landsat Thematic Mapper and Operational Land Imager (TM and OLI) classification scheme (1988 and 2016) based on and modified from [33].

Class	Description
Agriculture	Irrigated crops (forage, wheat, peanuts, garlic, corn, sugar cane) and perennial crops (pecan, citrus, grapes).
Oak forest	Forest composed of several species of the genus <i>Quercus</i> . Dense understory of herbaceous species such as graminoids.
Scrub (includes desert scrub and subtropical scrub)	Communities dominated by thorny small-leaf shrubs. Representative tree species include <i>Olneya tesota</i> , <i>Prosopis velutina</i> and <i>Parkinsonia microphylla</i> and shrubs such as <i>Larrea tridentata</i> and <i>Encelia farinosa</i> , as well as other species from the genera <i>Cercidium</i> , <i>Condalia</i> , <i>Lycium</i> , <i>Cylindropuntia</i> , <i>Fouquieria</i> and <i>Ferocactus</i> . Communities composed by thorny or non-thorny trees and shrubs. Common species include <i>Bursera laxiflora</i> , <i>Cassia biflora</i> , <i>Jatropha cordata</i> , <i>Guaiaacum coulteri</i> , <i>Stenocereus thurberi</i> , <i>Mimosa laxiflora</i> , <i>Ipomoea arborescens</i> , as well as some elements of tropical deciduous forest such as <i>Ceiba acuminata</i> .
Mesquite woodland (includes riparian mesquite)	Communities dominated by species of the genus <i>Prosopis</i> , established in plain deep soils and along the edges of rivers and streams coexisting with some species of <i>Acacia</i> and desert hackberry (<i>Celtis pallida</i>), species of the genus <i>Parkinsonia</i> are common.
Introduced grassland	Areas with a dominant cover of introduced grasses such as buffelgrass (<i>Cenchrus ciliaris</i>) or Johnson grass (<i>Sorghum halepense</i>), commonly located on plains where the original scrub communities have been modified. Native tree species, such as <i>Olneya tesota</i> and <i>Parkinsonia microphylla</i> , are also common in these grasslands.
Natural grassland	Graminoid-dominated communities growing with other herbaceous and legume species. Species from the genera <i>Aristida</i> , <i>Bouteloua</i> , <i>Eragrostis</i> and <i>Muhlenbergia</i> are common.
Riparian vegetation	Communities located along the edges of rivers and streams, under moist conditions. Tree species include <i>Populus fremontii</i> and <i>Salix gooddingii</i> , and the presence of <i>Prosopis</i> and <i>Acacia</i> species is common. Other tree species, such as <i>Fraxinus velutina</i> and <i>Juglans major</i> , can be present occasionally.

	Shrubs such as mule fat (<i>Baccharis salicifolia</i>) and garambullo (<i>Celtis pallida</i>) often dominate the riparian landscape.
Bare ground	Areas with no apparent vegetation cover.

Due to the higher spatial resolution of PlanetScope-PS2 datasets, it was possible to establish a finer classification scheme by describing different subsets of classes [55]. The PlanetScope-PS2 scheme (Table 4) included two agricultural types (perennial and annual), two scrubland types (desert and subtropical) and two riparian classes (cottonwoods and mesquite). PlanetScope-PS2 datasets in this study were used mainly to assess the “recent state” condition of the riparian corridor, classes with a higher elevation distribution were dismissed from the scheme (oak forest and natural grassland), given the recent availability and reduced aerial extent of these scenes.

Table 4. PlanetScope-PS2 classification scheme (2018) based on and modified from [33].

Class	Description
Perennial agriculture	Perennial crops such as pecan, citrus and grapes.
Annual agriculture	Irrigated crops such as forage, wheat, peanuts, garlic, corn, sugar cane.
Cottonwoods	Communities located along the edges of rivers and streams, under moist conditions. Composition is dominated by obligate riparian species such as <i>Populus fremontii</i> and <i>Salix gooddingii</i> , while <i>Prosopis</i> and <i>Acacia</i> species are common but not dominant.
Human settlements	Rural towns.
Desert scrub	Communities dominated by thorny small-leaf shrubs. Representative tree species include <i>Olneya tesota</i> , <i>Prosopis velutina</i> , <i>Parkinsonia microphylla</i> and shrubs such as <i>Larrea tridentata</i> and <i>Encelia farinosa</i> , as well as other species from the genera <i>Cercidium</i> , <i>Condalia</i> , <i>Lycium</i> , <i>Cylindropuntia</i> , <i>Fouquieria</i> and <i>Ferocactus</i> .
Subtropical scrub	Communities composed by thorny or non-thorny trees and shrubs. Common species include <i>Bursera laxiflora</i> , <i>Cassia biflora</i> , <i>Jatropha cordata</i> , <i>Guaiacum coulteri</i> , <i>Stenocereus thurberi</i> , <i>Mimosa laxiflora</i> , <i>Ipomoea arborescens</i> , as well as some elements of tropical deciduous forest such as <i>Ceiba acuminata</i> .
Mesquite woodlands (includes riparian mesquite)	Communities dominated by species of the genus <i>Prosopis</i> , established in plain deep soils and along the edges of rivers and streams coexisting with some species of <i>Acacia</i> and desert hackberry (<i>Celtis pallida</i>), species of the genus <i>Parkinsonia</i> are common.
Introduced grassland	Areas with a dominant cover of introduced grasses such as buffelgrass (<i>Cenchrus ciliaris</i>) or Johnson grass (<i>Sorghum halepense</i>), commonly located on plains where the original scrub communities have been modified. Native tree species such as <i>Olneya tesota</i> and <i>Parkinsonia microphylla</i> are also common in these grasslands.
Bare ground	Areas with no apparent vegetation cover.

2.5. Reference Data

A reference dataset, consisting of an average of 200 points for each land cover class, were acquired, based on the general rule that n number of bands/variables require $>10n$ pixels of training data [56]. From the total reference data, a random sample of 70% was used for training and the remainder (30%) for validation. Land cover training points were selected by: (1) collecting GPS ground data directly from field visits (2017 and 2018), (2) aerial imagery directly obtained in the field (2018) and (3) field data from previous studies in the region [28,57]. All points were verified and re-located using reference tools such as orthophotos from the Mexican Institute of Statistics and

Geography (INEGI, for its acronym in Spanish) [58] and current and historical images from Google Earth.

2.6. Classification Model and Accuracy Assessment

Three supervised classifications were generated (1988, 2016 and 2018) by applying the classification and regression tree (CART) model. It creates a binary decision tree to assign a categorical value (a vegetation cover class) to each pixel [48], based on the spectral and other topographic variables and characteristics of pixels used in the analysis. This technique has been shown to result in high land cover classification accuracies in previous studies, when analyzing land use changes in arid and semi-arid regions [30,31,38,46]. Another advantage of regression tree models such as CART is that they provide transparency related to attribute usage, which is useful to determine which layers were most important for the classification process [48].

The accuracy of each classification was assessed using the validation data withheld from the reference dataset. A minimum of 75% accuracy was expected in order to validate the classification [59,60].

The CART algorithm was applied through an R script, using the image stacks and training data sets as input. The output of the model also included an accuracy assessment, in the form of a confusion matrix and user's and producer's accuracy for each class. Finally, we obtained a classified raster that was used for the subsequent creation of thematic maps, illustrating the distribution of all classes in the riparian corridor landscape.

2.7. Post-Classification Change Detection Analysis

To measure the main conversions between land uses and vegetation types through the studied time period between 1988 and 2016, a pixel-by-pixel change detection analysis was performed through a post-classification change detection approach [56]. For this analysis, we used 1988 and 2016, since both classifications share similar spatial resolution and class schemes. This produced a combined raster and attribute table with the pixel count for every class combination that occurred from one year to another and final cover change for each class was determined by converting the pixel count to hectares (pixel area of $900 \text{ m}^2 = 0.09 \text{ ha}$).

2.8. Fragmentation Analysis

To analyze the past and current conditions of natural vegetation cover in the corridor, three landscape metrics were derived (Table 5) from the land cover classification maps developed for 1988 and 2016. These landscape fragmentation metrics are sensitive to the spatial resolution of the land cover maps [61]. Therefore, these metrics are comparable between different classes and maps as long as the spatial resolution coincides.

The first metric is Number of Patches, which represents a measure of subdivision for a specific vegetation cover class and serves as a simple measure of the extent of fragmentation [62]. This metric uses the eight-neighbor rule to define a patch by considering the vegetation cover class for the eight nearest neighboring cells located horizontally, vertically or diagonally from another cell to consider it a patch [26]. The second metric is Mean Patch Area, which represents the average fragmentation condition of a particular class when interpreted in conjunction with total class area and Number of Patches [62]. The third landscape metric considered is the Class Aggregation Index, which equals the number of like adjacencies divided by the theoretical maximum possible number of like adjacencies for that class [62]. This index can be used to correlate spatial patterns with class-specific processes and compare classes from the same or different landscapes [61]. Landscape metrics were derived using the R package "landscapemetrics" [63].

Table 5. Equations for landscape metrics derived for each classification raster, where n_i is the number of patches of a particular class, $AREA[patch_{ij}]$ is the area of each patch in hectares, g_{ii} is the number of like adjacencies between pixels of class i and $max-g_{ii}$ is the maximum number of like adjacencies between pixels of class i .

Landscape Metric	Equation
Number of Patches	n_i
Mean Patch Area	$AREA_{MN} = mean(AREA[patch_{ij}])$
Class Aggregation Index	$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max - g_{ii}} \right] (100)$

3. Results

3.1. Vegetation Cover Classification Maps and Accuracy Assessment

Thematic land use/land cover maps for the three classified years are presented in Figures 2 and 3, overall accuracies for all years are greater than 88% [60]. Table 6 presents an aggregate of user's and producer's accuracies for all three classifications.

Table 6. Vegetation cover classification values for the two Landsat-based maps created for 1988 and 2016 and the PlanetScope map for 2018.

Class	1988		2016		Class	2018	
	Producer's Accuracy	User's Accuracy	Producer's Accuracy	User's Accuracy		Producer's Accuracy	User's Accuracy
Agriculture	97%	96%	97%	94%	Perennial Agriculture	91%	91%
Oak Forest	80%	83%	89%	94%	Annual Agriculture	92%	94%
Scrub	81%	82%	80%	84%	Cottonwoods	84%	82%
Mesquite Woodland	82%	83%	83%	72%	Human Settlements	94%	91%
Introduced Grassland	60%	100%	95%	93%	Desert Scrub	90%	88%
Natural Grassland	95%	92%	65%	70%	Subtropical Scrub	98%	94%
Riparian Vegetation	94%	98%	84%	94%	Mesquite Woodland	84%	94%
Bare Ground	92%	88%	92%	96%	Introduced Grassland	65%	70%
					Bare Ground	95%	95%
Overall Accuracy	89%		88%			91%	

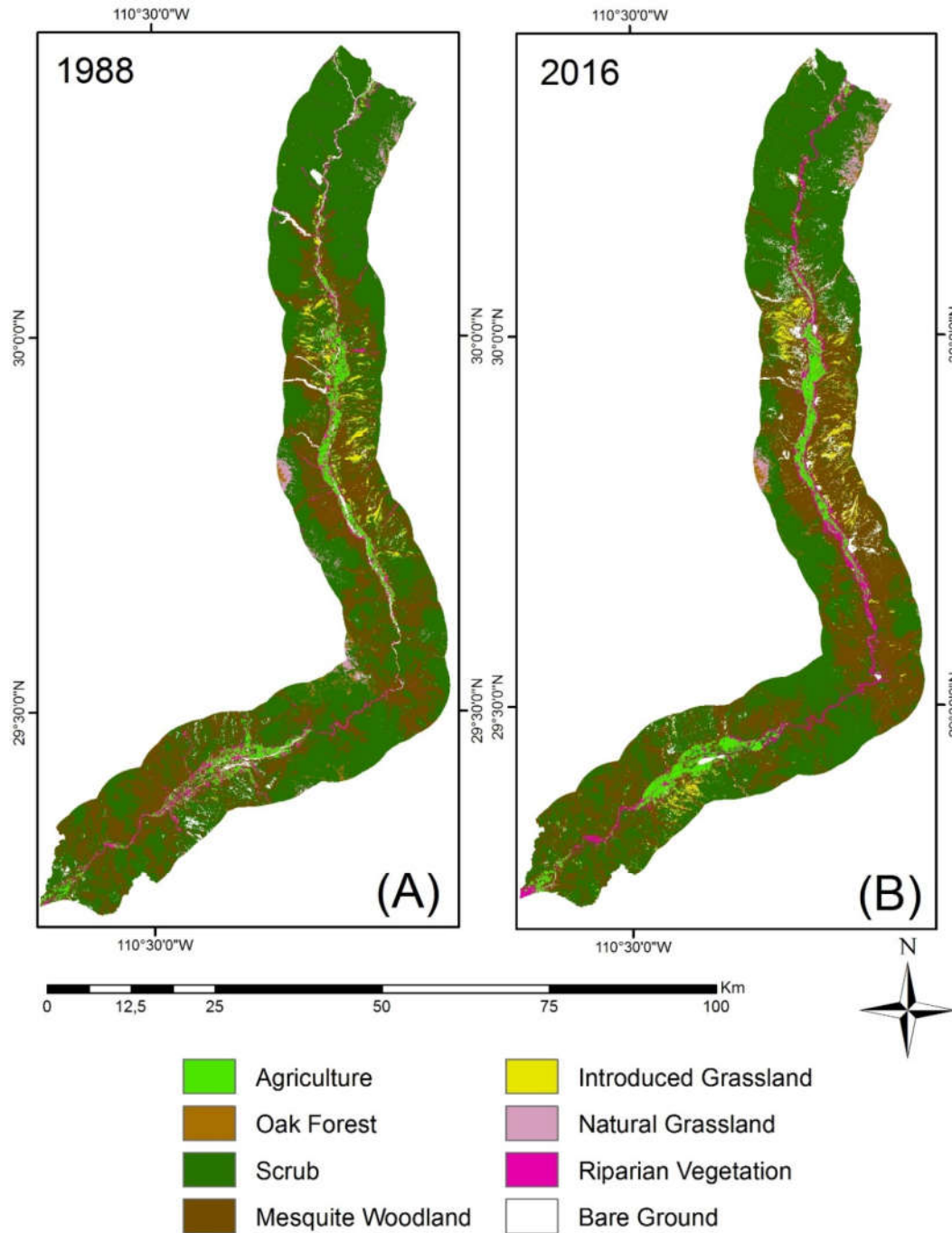


Figure 2. Thematic maps of Land Use Land Cover (LULC) in the Riparian corridor of the Río Sonora Subwatershed (derived from Landsat TM and OLI datasets). (A) Thematic map for year 1988. (B) Thematic map for year 2016.

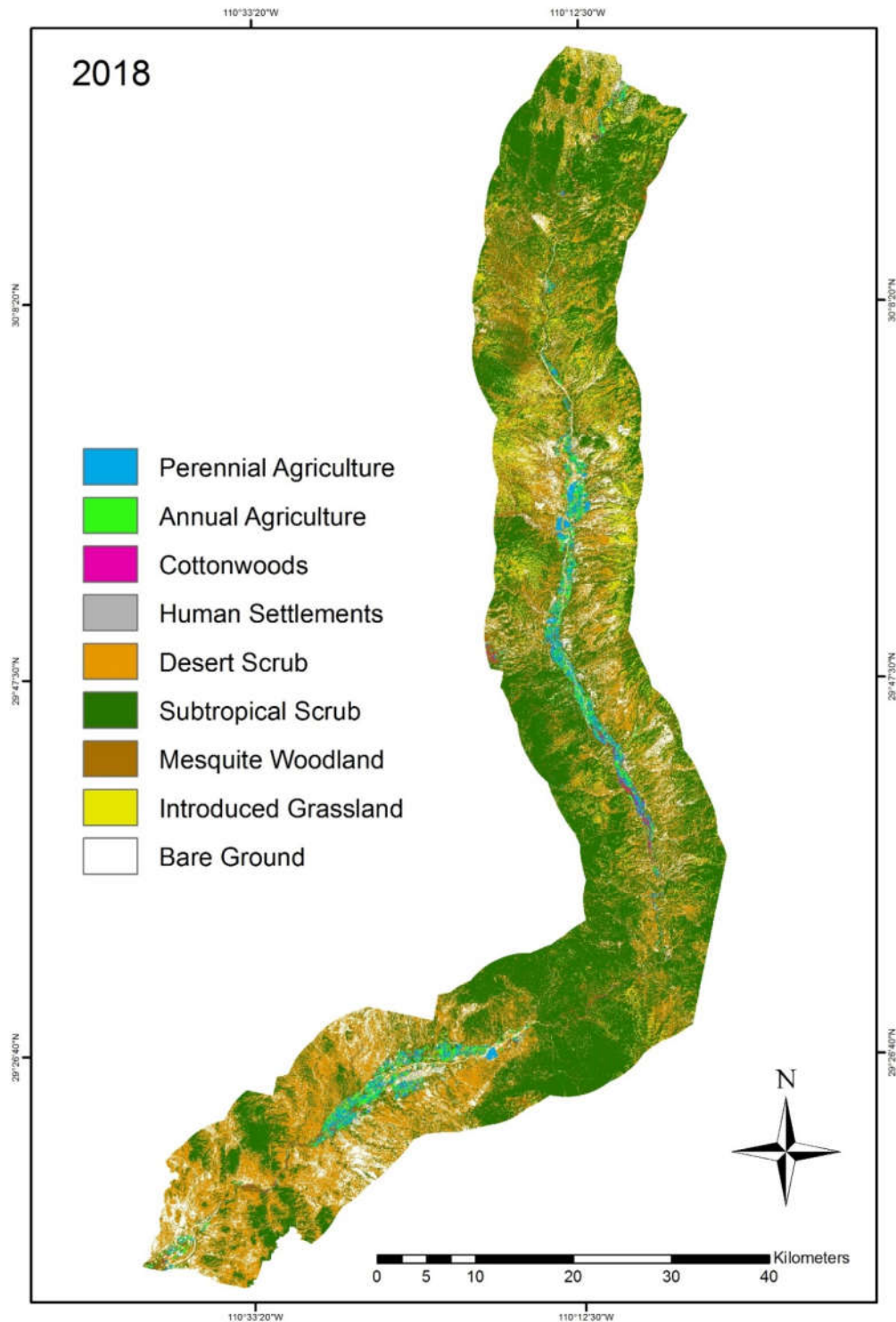


Figure 3. Thematic map of LULC in the Riparian corridor of the Río Sonora Subwatershed for year 2018 (derived from PlanetScope-PS2 datasets).

For all classifications (1988, 2016 and 2018), the main confusion occurred between Scrub and Mesquite classes. This was expected, since many plant species are shared between both vegetation types, as phenological and biophysical responses might be similar in time and magnitude. The

mapping of grasslands proved to be challenging in both high and moderate spatial resolution classifications.

For TM- and OLI-based classifications (1988 and 2016, respectively), the Agriculture and Riparian Vegetation classes also presented some confusion due to their spatial distribution, similarities in reflectance and their relatively similar photosynthetic activity (mainly in perennial orchards). It is worth mentioning that grasslands (native or introduced) presented confusion with other vegetation types, probably because of plant structure heterogeneity and the amount of bare soil in these land cover types. Finally, we perceived some confusion between Riparian Vegetation and Mesquite Woodlands since mesquites are often near streams and can share distribution with other riparian species. This issue was expected, due to spatial and spectral resolution limitations posed by the sensors (TM and OLI), which restrict the discrimination between obligate riparian and facultative riparian species.

Our higher spatial resolution LULC classification (2018) presented some confusion between Cottonwoods and Perennial Agriculture. This was expected since some perennial cultivated species present in the area, such as pecan trees (*Carya illinoensis*), share phenological characteristics with cottonwoods (presenting leaf senescence and dormancy during the winter and early spring). On the other hand, differentiation between agricultural classes (perennial and annual) was possible due to the dates (imagery from March and September) used in the classification process. Our results suggest that perennial agriculture presents significantly different values than those presented by annual/seasonal crops, likely due to the difference in the retention of foliage and, therefore, photosynthetic function in perennial crops and the sowing of the annual cultivars.

3.2. Land Cover Trends for 1988 and 2016 Based on Landsat

Total cover for each class, along with cover change in percentage, are presented in Table 7. Natural vegetation distributed closer to the river, such as Mesquite Woodland and Riparian Vegetation, show an increase, and those further away from it, such as Oak Forest, Scrub and Natural Grassland, show a decrease.

Table 7. Total LULC extents and changes between 1988 and 2016.

Class	Total Cover		Change in %
	1988	2016	
Agriculture	7341	9562	30
Oak Forest	1389	1378	−1
Scrub	129,114	111,518	−14
Mesquite Woodland	70,143	79,781	14
Introduced Grassland	3683	5908	60
Natural Grassland	2611	2507	−4
Riparian Vegetation	5807	8125	40
Bare Ground	5125	6433	26

From 1988 to 2016, land cover classes associated with human activities, such as Agriculture and Introduced Grassland, show a significant increase of 30% and 60%, respectively. Bare Ground presents a 26% increase, which could be attributed to the expansion of the main rural communities (towns) along the river, as well as the opening of a silver–gold mine in the municipality of Banamichi in 2011. Riparian Vegetation also presents a considerable increase of 40%, with an important part of this occurring in the central section of the corridor, mostly within the municipality of Baviacora; this increase is also evident in the northern part within the municipality of Arizpe. Even when a significant increase represents the general cover trend for Riparian Vegetation, we could determine (from field experience and knowledge of the current riparian landscape) that most of it is composed of facultative riparian species and riparian shrubs. Thus, this percentage is not representative of obligate riparian species cover.

The most extensive land cover changes of natural vegetation occurred for Scrub and Mesquite Woodland, where the first one presented a 17,597 hectares decrease, and the second one, a 9639 hectares increase. The central part of the corridor is where mesquite shows most of its increment.

3.3. High Spatial Resolution Classification for 2018

This classification depicts a spatially detailed representation of the distribution of land uses and vegetation types in the region for 2018 (Figure 3). Total cover in hectares and percentage of the entire study area are presented in Table 8.

Table 8. Total LULC extents for 2018, based on PlanetScope data.

Class	Total Cover (ha) 2018	Total Cover (%) 2018
Perennial Agriculture	4359	2
Annual Agriculture	3563	1.6
Cottonwoods	752	0.3
Human Settlements	198	0.09
Desert Scrub	56,611	26.4
Subtropical Scrub	98,099	45.8
Mesquite Woodland	15,836	7.4
Introduced Grassland	15,474	7.2
Bare Ground	19,046	8.9

A higher spatial resolution allows for a further subdivision of cover classes and, therefore, for the observation of the landscape configuration in more detail. For the present study, four coarse classes were differentiated into subclasses, which are described in the Methods section (Table 4).

Agriculture. According to our findings, both agricultural types (perennial and annual) represent only a small fraction of the landscape (2 and 1.6%, respectively). However, their expansion and proximity to the river represents a constant threat to natural vegetation, given that agricultural cover greatly exceeds that of riparian vegetation.

Riparian. Cottonwoods register a total cover of 752 hectares, which corresponds to less than 1% of the total study area cover. Even when riparian corridors in these regions are naturally narrow, cottonwood cover is extremely reduced compared to the entire extent of agricultural cover (perennial and annual), which is ten times greater (922 ha). According to our results, a significant part of the vegetation adjacent to the river is represented by facultative riparian species (15,836 ha) especially in the northern and southern regions, as well as in the Mazocahui Sierra region.

Scrub. Subtropical Scrub is the most characteristic vegetation type in the region, and it covers practically half of the study area (98,099 ha), it is distributed along the whole corridor and it becomes denser as elevation increases. Desert Scrub covers almost 30% of the region, with 56,611 hectares, and it mostly occurs in flat areas; it dominates the landscape in the southern tip of the corridor.

Towns. Human Settlements are usually hard to classify given the complexity of their composition. Pixels classified as human settlements correspond to the roofs of houses, and the rest of the towns are classified as bare ground because of the roads. Therefore, the 198 hectares of human settlements are an underestimation, given that significant parts of the towns are roads.

3.4. Change Detection Analysis for 1988 and 2016

Land cover transitions for each class from 1988 to 2016, along with total change in hectares, are presented in Table 9. Subsequently, we explain some of the main cover trends for the classes of interest (Agriculture, Riparian Vegetation and Introduced Grassland).

Agricultural trends. Land cover transitions for Agriculture (Table 9) include a total increase of 2222 hectares in the corridor. Mesquite Woodland shows the greatest transition to Agriculture, with a total conversion of 2079 hectares. There is a total of 1622 hectares of Agriculture that converted to

Riparian Vegetation and an opposite trend of 1220 hectares (Riparian Vegetation loss), showing a regular exchange between these two classes.

Table 9. Transition matrix for all cover change trends between 1988 and 2016, along with total change for each class. Units are hectares (ha). A = Agriculture, OF = Oak Forest, S = Scrub, MW = Mesquite Woodland, RV = Riparian Vegetation, BG = Bare Ground, TC = Total Cover.

1988–2016	A	OF	S	MW	IG	NG	RV	BG	Change
A	4252	2	472	722	102	1	1622	168	2222
OF	0	242	919	206	10	8	3	1	−11
S	1109	611	86,535	32,546	2957	1713	1189	2455	−17,596
MW	2079	0	19,944	43,090	1183	0	2246	600	9639
IG	87	0	555	650	1463	0	55	872	2226
NG	1	468	1229	115	7	775	2	14	−104
RV	1220	52	273	1823	26	2	2312	99	2318
BG	814	2	1592	630	161	8	696	1223	1308

Riparian Vegetation trends. Land cover transitions for Riparian Vegetation (Table 9) occur mainly with Mesquite Woodland and Agriculture. The general trend for Riparian Vegetation registers a total increase of 2318 hectares in the corridor (although this is not representative of obligate riparian species condition). Our results show a conversion of 2246 hectares of Mesquite Woodland to Riparian Vegetation and 1622 hectares of Agriculture to Riparian Vegetation. All of the previous classes share similar spatial distribution and, given the dynamic nature of Riparian Vegetation, these exchanges are common. There is also a registered loss of 1823 hectares of Riparian Vegetation that converted to Mesquite Woodland. Figure 4 shows areas with the greatest expansion of Agriculture.

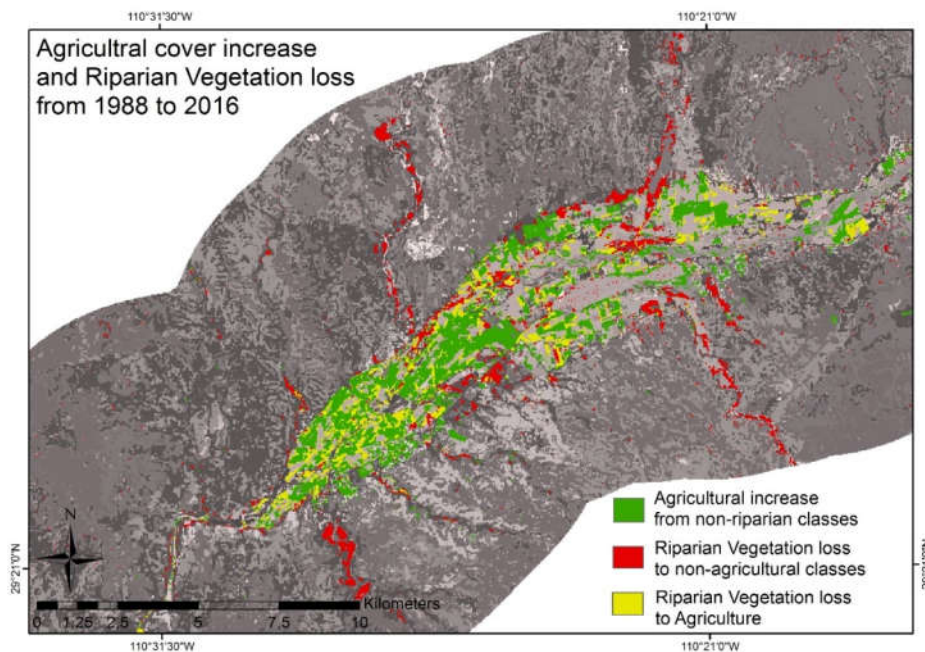


Figure 4. Areas of Agriculture cover increase and Riparian Vegetation loss between 1988 and 2016. The southern section of the riparian corridor, located between Mazocahui and Topahue.

Introduced Grassland trends. Land cover transitions for Introduced Grassland (Table 9) show a total increase of 2226 hectares in the study area, which represents a 60% increase compared to the previously registered cover. According to our results, this class mostly affected areas of Scrub and

Mesquite Woodland cover types, leading to the conversion of 2957 and 1185 hectares, respectively. Figure 5 shows areas with the greatest expansion of this class.

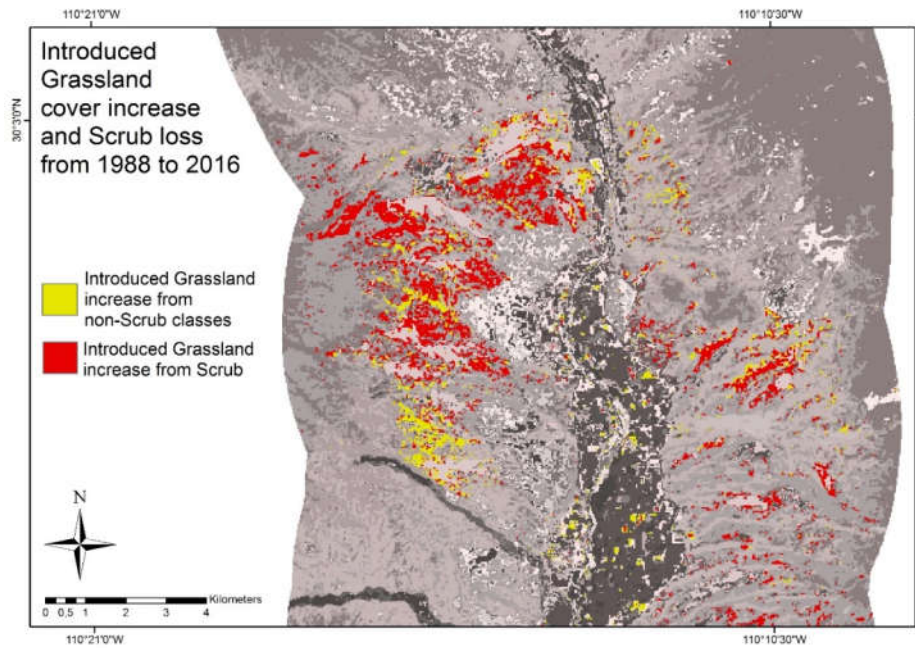


Figure 5. Areas of Introduced Grassland cover increase and Scrub loss between 1988 and 2016. The central section of the riparian corridor, located near Banamichi.

3.5. Fragmentation Assessment

This section presents the landscape configuration assessment for the LULC maps generated from Landsat data, to address changes between 1988 and 2016. This analysis registers key landscape modifications, represented by an increase in fragmentation for several natural vegetation classes, as well as an increase in connectivity for some anthropogenic-induced classes.

As mentioned in the previous section, classes adjacent to the river (Agriculture and Riparian Vegetation) follow a similar trend, with an increase in cover and regular exchange with Mesquite Woodland. These classes also present an increase in Mean Patch Area and Aggregation, along with a decrease in Number of Patches (Table 10).

Table 10. Landscape metrics for 1988 and 2016.

	Number of Patches		Mean Patch Area (ha)		Class Aggregation Index (%)	
	1988	2016	1988	2016	1988	2016
Agriculture	2236	2196	3.28	4.35	83.7	86.5
Oak Forest	1093	1399	1.27	0.98	72.3	69.4
Scrub	13,129	16,724	9.83	6.67	91.2	89.9
Mesquite Woodland	9721	11,520	7.22	6.93	84.9	86.1
Introduced Grassland	2996	7701	1.23	0.76	74.8	66.7
Natural Grassland	2048	1113	1.27	2.25	74.2	80
Riparian Vegetation	5337	3100	1.09	2.62	67.5	78.3
Bare Ground	2918	5531	1.76	1.16	75.9	70.4

Scrub follows a different trend, with an increase in Number of Patches, and a decrease in Mean Patch Area (from 9.8 to 6.6 hectares); however, given the broad distribution of this class, aggregation remains similar (0.9) between the two years. Mesquite follows a unique trend, with an increase in the number of patches, a slight decrease in patch area and stable aggregation values.

For most native vegetation classes (Oak Forest, Scrub and Mesquite Woodland), there is a sign of degradation indicated by an increase in the number of patches and a reduction in patch size. However, aggregation remains stable for Scrub and Mesquite, most likely because they cover most of the landscape.

4. Discussion

4.1. Land Cover Trends for Moderate and High Spatial Resolution Classifications

When using Landsat's moderate spatial resolution to define land cover, some overarching classes are discerned. However, higher spatial resolution data allow for a better subdivision of classes, providing a better understanding of the processes taking place in highly dynamic landscapes associated to riparian ecosystems. In the following sections, we discuss the most relevant findings related to Riparian Vegetation and Agriculture composition and distribution, Mesquite Woodlands' trends near the river and adjacent plains, and major exchanges for Introduced Grassland and Scrub.

4.1.1. Riparian Vegetation and Agriculture

By using Landsat TM and OLI satellite data collection coupled with high spatial resolution imagery from PlanetScope-P2 sensors, it was possible to reconstruct historic land use trends and derive information about the landscape configuration of the riparian corridor. Our observations suggest that land cover types distributed nearest to the river (Agriculture, Mesquite Woodland and Riparian Vegetation) show similar trends, with an increase in cover and high exchange rates among them. Our findings agree with previous studies, which suggest that, due to the highly dynamic flow of water and material, as well as rapid changes in land use, vegetation in riparian ecosystems undergoes constant changes in composition, structure and distribution [18,30,38,64].

Obligate riparian cover classes are difficult to detect and separate from other vegetation types based on moderate spatial resolution datasets, particularly due to their small aerial extents. Therefore, the changes in Riparian Vegetation distribution detected through Landsat's TM and OLI sensors correspond to areas with a mixture of obligate riparian, facultative riparian, exotic, naturalized and mesic species. The analysis of high spatial resolution data helped us determine that obligate riparian species are present in a very low proportion and represent only 9% of the total riparian vegetation cover. Therefore, the increase in Riparian Vegetation detected by moderate spatial resolution sensors does not represent an increase in obligate riparian species exclusively. According to our results, Mesquite Woodlands were converted to Agriculture and Riparian Vegetation near the river and streams; while in other areas, they expanded at the expense of Scrub. Thus, there is less mesquite near the river and more on the adjacent plains. Based on these observations, the processes that account for most of the Riparian Vegetation increase relate to the expansion of species that have been replacing native vegetation in riparian ecosystems in Sonora, such as *Arundo donax*, *Cynodon dactylon*, *Ricinus comunis*, *Nicotiana glauca* and *Parkinsonia aculeata* [36], and, to a lesser extent, to obligate riparian and facultative riparian species expansion.

In previous reports, obligate riparian species, such as cottonwoods, show they are restricted to places with specific groundwater levels [30,65]. On the other hand, mesquite and other facultative riparian species are distributed near streams with varying levels, but are usually found where groundwater is at deeper levels than those required for the establishment or sustenance of obligate riparian species [66,67]. Thus, the spatial differentiation between obligate riparian and facultative riparian species is crucial, since the absence of obligate riparian species could serve as an indicator of a decline in water availability [68]. Additionally, the loss of riparian habitats composed by obligate riparian species constitutes a dramatic modification of potential ecosystem services tied to biodiversity, water quality and quantity and cultural heritage [69–72].

Although agricultural cover represents a small percentage of the total study area, its presence has a profound effect on the distribution and composition of the riparian habitat [24,29,73–75]. This is mostly because agricultural needs are easier to cover near the river, where fertile soils and access to water are guaranteed. This has resulted in the active replacement of native vegetation stands [13,17]. However, the opposite phenomenon is also common, where the abandonment of agricultural fields [76] allows for native vegetation regeneration. Therefore, exchanges between riparian vegetation and agricultural cover tend to occur regularly in the area [30]. Some transitions that were observed directly in the field included the re-establishment of riparian forests in places where the river flooded agricultural fields and left them unsuitable for crops. According to local knowledge and in situ observations, some of these areas are now composed of cottonwood forests.

The analysis of high spatial resolution data allowed for the differentiation between perennial and annual crops. This approach is relevant because most of the perennial cover is composed of pecan tree orchards, which have been introduced to the region in recent decades [77] and have different water requirements than annual crops. Based on our results, perennial agriculture currently covers a larger extent than annual agriculture; if perennial cover increases in the following years, this might further increase the pressure on native vegetation due to water use [29,73]. Additionally, this could have other implications in the agricultural sector, indicating a shift from a subsistence to a commercial type of activity [78,79].

4.1.2. Introduced Grassland and Scrub

In our study area, land cover classes representing human activities are progressively increasing and replacing natural vegetation (e.g., Agriculture replaces Riparian Vegetation and Introduced Grassland replaces Scrub). Similar dynamics are documented for this and other regions, where agricultural and ranching activities are identified as major drivers of change in natural vegetation communities [13,16,80–82].

In accordance with previous studies, our study area registered a significant increase of 60% in Introduced Grassland cover (mainly *Cenchrus ciliaris*) during the period studied. The management and maintenance of Introduced Grassland are beyond the scope of this study. Thus, we could not assess how much of this registered increase is due to the intentional opening of new rangelands or to the invasive processes that characterize buffelgrass [82–85]. Nonetheless, from our change detection analysis, we can observe the conversion of almost 3000 hectares of Scrub to Introduced Grassland. These results are consistent with previous LULCC studies in the region, which determined that Desert Scrub is one of the most threatened vegetation types in Sonora, progressively decreasing in extent due to buffelgrass invasion [30,86–88].

In addition to the effects of Introduced Grassland on Scrub, there is also an increase in Mesquite Woodland cover and a significant conversion of 32,496 hectares from Scrub to Mesquite Woodland. Similar woody encroachment processes have been reported for other regions, particularly in the Southwest USA [89,90]. This encroachment contributes to the structural change in scrubs and grasslands, affects biodiversity and ecological dynamics and can modify the provision of ecosystem services in these habitats [91–94]. Mesquite encroachment can also affect riparian corridors due to hydrological changes provoked by the woody invasion of adjacent ecosystems [95–97].

4.2. Fragmentation and Implications of Habitat Loss

Patch Area and Class Aggregation for Riparian Vegetation show an increase through the analyzed time series, nonetheless, the regular exchange of this class with Agricultural cover and the small extension of obligate riparian species cover in the corridor represent a significant modification of the riparian landscape and could be considered as signs of declining resilience in the system.

These changes in riparian vegetation are frequently associated with disturbance (the opening of agricultural fields, highways and roads and overgrazing), and when they co-occur with other processes, such as groundwater decline or soil salinization, the probability of invasion by exotic species (e.g., *Tamarix* spp.), or replacement by native facultative riparian species (e.g., *Prosopis* sp.) can increase [68,98–100]. Some studies have registered how fragmentation of the riparian landscape

can negatively affect biodiversity by limiting aquatic species dispersion [101]. The loss of obligate species stands due to landscape fragmentation can also have adverse effects on wintering birds since many migrant species prefer cottonwood riparian woodlands due to their structural complexity and food abundance [20].

The present study supports and adds new evidence to previous observations, which suggest rapid modifications that could lead to the degradation of riparian ecosystems in the region [24,29]. Evidence suggests that the main drivers for land cover changes in these ecosystems in Sonora are derived from the unregulated development of primary activities, such as agriculture and cattle ranching [7,12,102]. Our results suggest that anthropogenic activities constitute key controls for the current state of riparian ecosystems in the region.

4.3. Multiple Resolution Datasets

As satellite data increase in their availability and temporal repertoire, future applications for higher resolution data are promising [103,104]. Our results show that high spatial resolution data are ideal to generate detailed maps of spatially restricted habitats, such as riparian ecosystems in arid and semi-arid regions. However, the historical availability of high spatial resolution sensors is still not enough to conduct a long-term change detection analysis. In this respect, moderate resolution data provided by Landsat continue to be ideal for the time series analysis of several land surface processes [105–107].

The difference in spatial resolution between Landsat TM and OLI and PlanetScope makes a direct comparison a very challenging endeavor, since the desegregation of land cover classes occurs at the schematic level (different classes), but also because of spatial resolution characteristics of the sensors. Therefore, pixels from a moderate resolution sensor might contain different classes only discernible at finer spatial scale (high spatial resolution sensors).

Our results made this apparent in a few of the classes present in our study area, where land cover differences, for similar classes under both schemes (and spatial resolutions), can be perceived (Tables 7 and 8). To highlight this, we found that the PlanetScope (2018)-based Bare Ground class shows a significant difference from the same class under Landsat OLI (2016). Many areas of bare ground (like those present in the sandy sections of the river, or bare ground patches within other land cover classes) were classified as such under the high-resolution analysis, and as another class (the dominant one) under the coarse-resolution analysis.

Something similar happens when comparing the Introduced Grassland class cover using the two different sensors. Large extensions of Grassland were classified as other vegetation types (Scrub or Mesquite) under the moderate-resolution analysis, due to the dominance in reflectance by woody species. In contrast, Grassland patches were clearly differentiated from other land cover types under the high-resolution analysis. Confusion between Scrub and Mesquite Woodland classes, mostly due to similarities in vegetation structure and response, has been reported before for Landsat-based classifications [30]. However, when using PlanetScope data, it is likely that Mesquite Woodland and Scrub were easier to differentiate, generating a more detailed classification map due to pixel size.

These results provide evidence for how higher spatial resolution data can help in the detailed assessment and mapping of vegetation. However, it also highlights the usefulness of using coarser spatial resolution for management, when representing regional changes in overarching classes. The use of high spatial resolution datasets for classification can yield accurate representations of highly segregated and heterogeneous landscapes. The difference in spatial resolution, when comparing results from different sensors, is a subject that requires further research and discussion.

The landscape configuration analysis based on high spatial resolution data provided valuable information about riparian vegetation composition and distribution. The low cover values of obligate riparian species and their uneven distribution along the corridor are relevant findings that highlight the need for improvement in management and monitoring efforts in our region.

5. Conclusions

We report important trends in LULCC for a historically productive and ecologically understudied region in central Sonora. By using combined multi-sensor and multi-spectral data sets with different spatial and temporal resolutions, and a well-established and replicable set of methods, we were able to determine the general state of natural vegetation types and anthropogenic cover in the riparian corridor of the Río Sonora Subwatershed.

The greatest cover gains in percentage during the time series analysis corresponded to Introduced Grassland, Riparian Vegetation and Agriculture. The high spatial resolution analysis provided more information about LULCC and landscape configuration, determining that Riparian Vegetation expansion did not entirely represent obligate riparian species expansion. The small percentage of Cottonwoods cover indicates that the rest of the Riparian Vegetation expansion corresponded to other vegetation assemblages, including exotic, naturalized and mesic species.

Additionally, agricultural cover in the region, as seen through the high spatial resolution analysis, greatly exceeded obligate riparian species cover, thus representing a significant conversion of the natural riparian landscape into a predominantly anthropogenic landscape. Mesquite Woodland and Riparian Vegetation were the two classes affected most by agricultural conversion.

Our results also show a degradation of the Scrub class, presenting the greatest extension loss and a significant fragmentation increase. This is a consequence of large Scrub areas converting to Mesquite Woodland and Introduced Grassland, thus indicating the progression of invasion processes in the region driven by woody encroachment and exotic species expansion.

The general landscape state of the riparian corridor is represented by an increase in Agriculture and a regular exchange of this class with riparian classes. Further studies are needed to address how LULCC in the region affects ecosystem service provision and determine the socioecological implications of the loss of obligate riparian species. The implementation of appropriate management, as well as restoration and conservation projects, is highly recommended. Given that there are no protected areas or restoration projects in our study area, successful examples of these for other rivers and wetlands in the region [108–111] should be considered as opportunities to be replicated in the riparian corridor of RSSW.

Author Contributions: L.C.-D. was the primary author and all authors contributed to the final paper. J.R.R.-L. contributed to set and discuss the idea for this research, and helped in all steps of the analysis, and the development of the manuscript. K.H. and W.J.D.v.L., were involved in the process of the land cover classification and provided advise for the development of products. A.C.-V. and G.E.P.-C. provided advise and insight on the research development. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The authors would like to thank the National Council for Science and Technology of Mexico (CONACYT) for the support of LCD, through a postgraduate scholarship. Also, AEC and JRRL acknowledge and thank the support of grants from CONACYT (CB223525) and Universidad de Sonora (USO313006186).

Acknowledgments: LCD would like to thank the Posgrado en Biociencias at Universidad de Sonora, for the constant support of this work. Also, the Arizona Remote Sensing Center for their guidance and advice on data processing and management. JRRL and AEC thank Universidad de Sonora, for the general support of this project. Finally, the authors thank the Earth Explorer United States Geological Survey site for access to Landsat data, as well as the Education and Research Program from Planet Labs Inc for access to PlanetScope data.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Shukla, P.R.; Skea, J.; Buendia, E.C.; Masson-Delmotte, V.; Pörtner, H.-O.; Roberts, D.C.; Zhai, P.; Slade, R.; Connors, S.; Diemen, R.V.; et al. (Eds.) Technical Summary. In *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems*; IPCC: Geneva, Switzerland, 2019, in press.
2. Montanarella, L.; Scholes, R.; Brainich, A. *The IPBES Assessment Report on Land Degradation and Restoration*; The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): Bonn, Germany, 2018.

3. Steffen, W.; Sanderson, A.; Tyson, P.; Jäger, J.; Matson, P.; Moore, B.M., III; Oldfield, F.; Richardson, K.; Schellnhuber, H.J.; Turner, B.L.I.; et al. *Global Change and the Earth System. A Planet Under Pressure*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2005; p. 346.
4. Turner, M.G.; Chapin, F.S. Causes and Consequences of Spatial Heterogeneity in Ecosystem Function. In *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*; Lovett, G.M., Turner, M.G., Jones, C.G., Weathers, K.C., Eds.; Springer Science+Business Media, Inc.: New York, USA, 2005; p. 494.
5. Chhabra, A.; Geist, H.; Houghton, R.A.; Habrel, H.; Braimoh, A.K.; Vlek, P.L.G.; Patz, J.; Xu, J.; Ramankutty, N.; Coomes, O.; et al. Multiple Impacts of Land-Use/Cover Change. In *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*; Lambin, E.F., Geist, H., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2006; p. 236.
6. Colón, S.S.; Martínez, A.F.; Cruz-Leyva, I.A.; Velázquez, A. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. In *Capital Natural de México: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio*; Dirzo, R., González, R., March, I.J., Eds.; CONABIO: Mexico City, Mexico, 2009; Volume II, pp. 75–129.
7. Tinoco-Ojanguren, C.; Andrade, J.L.; Briones, O.; Castellanos, A.E. Functional diversity in plants: Implications for conservation issues of the Mexican biodiversity. In *Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation. Recent Case Studies*; Ortega-Rubio, A., Ed.; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2018; p. 587.
8. Rinke, K.; Keller, P.S.; Kong, X.; Borchardt, D.; Weitere, M. Ecosystem services from inland waters and their aquatic ecosystems. In *Atlas of Ecosystem Services. Drivers, Risks, and Societal Responses*; Schröter, M.B.A., Klotz, S.; Seppelt, R.; Baessler, C., Eds.; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2019.
9. Capon, S.J.; Chambers, L.E.; Nally, R.M.; Naiman, R.J.; Davies, P.; Marshall, N.; Pittock, J.; Reid, M.; Capon, T.; Douglas, M.; et al. Riparian ecosystems in the 21st century: Hotspots for climate change adaptation? *Ecosystems* **2013**, *16*, 359–381.
10. Chiu, M.-C.; Leigh, C.; Mazor, R.; Cid, N.; Resh, V. Anthropogenic Threats to Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Ecology and Management*; Datry, T., Bonanda, N., Boulton, A., Eds.; Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands, 2017; pp. 433–454.
11. Sabater, S.; Timoner, X.; Bornette, G.; Wilde, M.D.; Stromberg, J.C.; Stella, J.C. The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Algae and Vascular Plants. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Ecology and Management*; Datry, T., Bonanda, N., Boulton, A., Eds.; Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands, 2017; pp. 189–216.
12. Castellanos-Villegas, A.; Bravo, L.; Koch, G.; Llano, J.; López, D.; Méndez, R.; Rodríguez, J.; Romo, R.; Sisk, T.D.; Yanes-Arvayo, G. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. In *Diversidad Biológica de Sonora*; Frenner, F.M., Devender, T.V., Eds.; UNAM-CONABIO: Mexico City, Mexico, 2010; pp. 157–186.
13. Martínez-Yrizar, A.; Felger, R.S.; Búrquez, A. Los ecosistemas terrestres: Un diverso capital natural. In *Diversidad Biológica de Sonora*; Frenner, F.M., Devender, T.V., Eds.; UNAM-CONABIO: Mexico City, Mexico, 2010; pp. 129–156.
14. Gómez-Álvarez, A.; Villalba-Atondo, A.; Acosta-Ruiz, G.; Castañeda-Olivares, M.; Kamp, R. Metales pesados en el agua superficial del río San Pedro durante 1997 y 1999. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* **2004**, *20*, 5–12.
15. Guzmán, H.M.; Gómez-Álvarez, A.; Valenzuela-García, J.L.; Encinas-Romero, M.A.; Villalba-Atondo, A.I.; Encinas-Soto, K.K. Assessment of the impact on sediment quality from abandoned artisanal mine runoffs in a semi-arid environment (the Sonora River basin—Northwestern Mexico). *Environ. Earth Sci.* **2019**, *78*, 145, doi:10.1007/s12665-019-8131-5.
16. Ávalos, H.C. *Las Cuencas Hidrográficas de México. Diagnóstico y Priorización*; Pluralia Ediciones e Impresiones S.A. de C.V.: Del Carmen Coyoacán, Mexico, 2010.
17. Scott, M.L.; Nagler, P.L.; Glenn, E.P.; Valdes-Casillas, C.; Erker, J.A.; Reynolds, E.W.; Shafroth, P.B.; Gomez-Limon, E.; Jones, C.L. Assessing the extent and diversity of riparian ecosystems in Sonora, Mexico. *Biodivers. Conserv.* **2009**, *18*, 247–269, doi:10.1007/s10531-008-9473-6.
18. Webb, R.H.; Leake, S.A.; Turner, R.M. *The Ribbon of Green. Change in Riparian Vegetation in the Southwestern United States*, 1st ed.; The University of Arizona Press: Tucson, AZ, USA, 2007.
19. Hunt, R.; Anderson, W. A Rapid Biological and Ecological Inventory and Assessment of the Cajon Bonito Watershed, Sonora, Mexico. Part 1: Natural History. *Desert Plants* **2002**, *18*, 3–20.

20. Villaseñor-Gómez, J.F. Habitat use of wintering bird communities in Sonora, Mexico: The importance of riparian habitats. *Stud. Avian Biol.* **2008**, *37*, 53–68.
21. Flesch, A.D.; Warshall, P.; Jacobs, S. Avian richness, status, and conservation in the Northwestern Neotropics in Sonora, Mexico. *Nat. Areas J.* **2015**, *35*, 288–296, doi:10.3375/043.035.0209.
22. Hamilton, B.T.; Roeder, B.L.; Hatch, K.A.; Eggett, D.L.; Tingey, D. Why is small mammal diversity higher in riparian areas than in uplands? *J. Arid Environ.* **2015**, *119*, 41–50, doi:10.1016/j.jaridenv.2015.03.007.
23. Ewel, K.C.; Cressa, C.; Kneib, R.T.; Lake, P.S.; Levin, L.A.; Palmer, M.A.; Snelgrove, P.; Wall, D.H. Managing critical transition zones. *Ecosystems* **2001**, *4*, 452–460, doi:10.1007/s10021-001-0106-0.
24. Mendez-Estrella, R.; Romo-Leon, J.; Castellanos, A. Mapping changes in carbon storage and productivity services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments in Northwestern Mexico. *Int. J. Geo-Inf.* **2017**, *6*, 1–26, doi:10.3390/ijgi6100298.
25. Moreno Vázquez, J.L. Tránsito de agua y conflicto social en la cuenca del río Yaqui. In *Dimensiones Sociales en el Manejo de Cuencas*; Burgos, A.L., Bocco, G., Ramírez, J.S., Eds.; UNAM: Ciudad de México, México, 2015.
26. Turner, M.G.; Gardner, R.H. *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and Process*; Springer: New York, NY, USA, 2015; doi:10.1007/978-1-4939-2794-4.
27. Aizpuro, F.J.G. *Evaluación de la Dinámica de Cambio de Cobertura de Suelo en las Subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón, Sonora*; Universidad de Sonora: Hermosillo, Mexico, 2015.
28. Solís-Garza, G.; Robles-López, H.; Castellanos-Villegas, A.E. Estructura y composición de la vegetación ribereña en zonas áridas. El caso de los ríos Bacanuchi y Sonora en el Noroeste de México. *Biocencia* **2017**, *19*, 10, doi:10.18633/biocencia.v19i2.378.
29. Cornejo-Denman, L.; Romo-Leon, J.; Castellanos-Villegas, A.; Diaz-Caravantes, R.; Moreno-Vázquez, J.; Méndez-Estrella, R. Assessing riparian vegetation condition and function in disturbed sites of the arid Northwestern Mexico. *Land* **2018**, *7*, 1–24, doi:10.3390/land7010013.
30. Mendez-Estrella, R.; Romo-Leon, J.; Castellanos, A.; Gandarilla-Aizpuro, F.; Hartfield, K. Analyzing landscape trends on agriculture, introduced exotic grasslands and riparian ecosystems in arid regions of Mexico. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 664, doi:10.3390/rs8080664.
31. Petrakis, R.E.; van Leeuwen, W.J.D.; Villarreal, M.L.; Tashjian, P.; Dello Russo, R.; Scott, C.A. Historical analysis of riparian vegetation change in response to shifting management objectives on the Middle Rio Grande. *Land* **2017**, *6*, 29, doi:10.3390/land6020029.
32. INEGI. *GUÍA Para la Interpretación de Cartografía: Uso de Suelo y Vegetación: Escala 1:250,000: Serie VI*; Instituto Nacional de Estadística y Geografía: Aguascalientes, Mexico, 2017.
33. INEGI. *Uso de Suelo y Vegetación*; Instituto Nacional de Estadística y Geografía: Aguascalientes, Mexico, 2018. Available online: <https://www.inegi.org.mx/temas/usuarios/> (accessed on 20 September 2017).
34. Cardille, J.A.; Turner, M.G. Understanding landscape metrics. In *Learning Landscape Ecology. A Practical Guide to Concepts and Techniques*; Gergel, S.E., Turner, M.G., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2017; p. 349.
35. Yirigui, Y.; Lee, S.; Nejadhashemi, A. Multi-scale assessment of relationships between fragmentation of riparian forests and biological conditions in streams. *Land* **2019**, *11*, doi:10.3390/su11185060.
36. Van Devender, T.; Felger, R.; Fishbein, M.; Molina-Freaner, F.; Sánchez-Escalante, J.; Reina-Guerrero, A. Biodiversidad de las plantas vasculares. In *Diversidad Biológica de Sonora*; Molina-Freaner, F., Van Devender, T., Eds.; UNAM-CONABIO: Mexico City, Mexico, 2010; pp. 229–262.
37. Búrquez, A.; Martínez-Yrizar, A. Conservation and landscape transformation in Sonora, México. *J. Southwest* **1997**, *39*, 371–398.
38. Villarreal, M.; Leeuwen, W.V.; Romo, J.R. Mapping and monitoring riparian vegetation distribution, structure and composition with regression tree models and post-classification change metrics. *Int. J. Remote Sens.* **2012**, *33*, 4266–4290.
39. CONAGUA. *Programa Detallado de Acciones de Gestión Integral Para la Restauración Hidrológica del Río Sonora*; Comisión Nacional del Agua: México City, Mexico, 2013.
40. Chan, D. *Using Ecosystem Services to Understand the Impact of Land Cover Change: A Case Study of the Upper San Pedro Watershed*; University of Arizona: Tucson, AZ, USA, 2013.
41. Martínez, A.A.H.; Rojo, H.M.A.; Bringas, I.C.T. El valor de los servicios ambientales en la cuenca baja del río Mayo. *Región y Sociedad* **2015**, *27*, 31–59.
42. USGS. Landsat Collection. Available online: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (accessed on 10 October 2017).

43. Planet, T. Planet Application Program Interface: In Space for Life on Earth. Available online: <https://www.planet.com/> (accessed on 10 November 2018).
44. CESAIVE-SIAFESON. Red de Estaciones Meteorológicas Automáticas de Sonora. Available online: <http://www.siafeson.com/remas> (accessed on 15 September 2019).
45. CICESE-CONACYT. Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático-Baja California. Available online: <http://peac-bc.cicese.mx/> (accessed on 15 September 2019).
46. Romo-Leon, J.R.; van Leeuwen, W.J.D.; Castellanos-Villegas, A. Using remote sensing tools to assess land use transitions in unsustainable arid agro-ecosystems. *J. Arid Environ.* **2014**, *106*, 27–35, doi:10.1016/j.jaridenv.2014.03.002.
47. Planet. *Planet Imagery Product Specification: PlanetScope & RapidEye*; Planet Team: San Francisco, California, USA, 2016.
48. Tso, B.; Mather, P.M. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*, 2nd ed.; CRC Press-Taylor & Frances Group: Boca Raton, FL, USA, 2009; p. 357.
49. Huete, A.; Didan, K.; Miura, T.; Rodriguez, E.P.; Gao, X.; Ferreira, L.G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* **2002**, *83*, 195–213, doi:10.1016/S0034-4257(02)00096-2.
50. Huete, A. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sens. Environ.* **1988**, *25*, 295–309.
51. Baig, M.H.A.; Zhang, L.; Shuai, T.; Tong, Q. Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sens. Lett.* **2014**, *5*, 423–431, doi:10.1080/2150704X.2014.915434.
52. Crist, E.P.; Cicone, R.C. A physically-based transformation of Thematic Mapper Data—The TM Tasseled Cap. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **1984**, *GE-22*, 256–263, doi:10.1109/TGRS.1984.350619.
53. Woodcock, C.E.; Collins, J.B.; Gopal, S.; Jakabhazy, V.D.; Li, X.; Macomber, S.; Ryherd, S.; Judson Harward, V.; Levitan, J.; Wu, Y.; et al. Mapping forest vegetation using Landsat TM imagery and a canopy reflectance model. *Remote Sens. Environ.* **1994**, *50*, 240–254, doi:10.1016/0034-4257(94)90074-4.
54. USGS. National Elevation Dataset. Available online: <https://doi.org/10.3133/fs14899> (accessed on 15 November 2017).
55. Anderson, J.R.; Hardy, E.E.; Roach, J.T.; Witmer, R.E. *A Land Use Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data*; Survey, U.S.G., Ed.; United States Government Printing Office: Washington, DC, USA, 1976; p. 41.
56. Jensen, J.R. *Introductory Digital Image Processing. A remote Sensing Perspective*; Pearson Prentice Hall: Upper Saddle River, NJ, USA, 2005.
57. Bustamante, K.A. *Efectos de Factores Ambientales y Uso de Suelo en la Fenología de Tres Áreas Prioritarias Para la Conservación en el Noroeste de México*; Universidad de Sonora: Hermosillo, Sonora, Mexico, 2016.
58. INEGI. *Imágenes del Territorio-Ortoimágenes*; Instituto Nacional de Estadística y Geografía: Aguascalientes, Mexico, 2018. Available online: <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/ortoimagenes/> (accessed on 15 October 2018).
59. Congalton, R.G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* **1991**, *37*, 35–46, doi:10.1016/0034-4257(91)90048-B.
60. Foody, G.M. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.* **2002**, *80*, 185–201, doi:10.1016/S0034-4257(01)00295-4.
61. He, H.S.; DeZonia, B.E.; Mladenoff, D.J. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landsc. Ecol.* **2000**, *15*, 591–601, doi:10.1023/A:1008102521322.
62. McGarigal, K. *Fragstats Help*; University of Massachusetts: Amherst, MA, USA, 2015; p. 182.
63. Hesselbarth, M.H.K.; Sciaini, M.; With, K.A.; Wiegand, K.; Nowosad, J. Landscapemetrics: An open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* **2019**, *42*, 1648–1657, doi:10.1111/ecog.04617.
64. Stromberg, J. Riparian mesquite forests: A review of their ecology, threats, and recovery potential. *J. Ariz.-Nev. Acad. Sci.* **1993**, *27*, 111–124.
65. Lite, S.J.; Bagstad, K.J.; Stromberg, J.C. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *J. Arid Environ.* **2005**, *63*, 785–813, doi:10.1016/j.jaridenv.2005.03.026.
66. Stromberg, J. Fremont cottonwood-goodding willow riparian forests: A review of their ecology, threats, and recovery potential. *J. Ariz.-Nev. Acad. Sci.* **1993**, *26*, 97–110.

67. Hultine, K.R.; Froend, R.; Blasini, D.; Bush, S.E.; Karlinski, M.; Koepke, D.F. Hydraulic traits that buffer deep-rooted plants from changes in hydrology and climate. *Hydrol. Process.* **2020**, *34*, 209–222, doi:10.1002/hyp.13587.
68. Johnson, R.R.; Carothers, S.W.; Finch, D.M.; Kingsley, K.J.; Stanley, J.T. *Riparian Research and Management: PAST, Present, Future: Volume 1*; Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-377: Fort Collins, CO, USA, 2018; p. 240.
69. Nabhan, G.; Sheridan, T. Living fencerows of the Rio San Miguel, Sonora, Mexico: Traditional technology for floodplain management. *Hum. Ecol.* **1977**, *5*, 97–111, doi:10.1007/bf00889538.
70. Richardson, D.; Holmes, P.; Esler, K.; Galatowitsch, S.; Stromberg, J.; Kirkamn, S.; Pysek, P.; Hobbs, R. Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Divers. Distrib.* **2007**, *13*, 126–139.
71. Fernald, A.; Tidwell, V.; Rivera, J.; Rodríguez, S.; Guldán, S.; Steele, C.; Ochoa, C.; Hurd, B.; Ortiz, M.; Boykin, K.; et al. Modeling sustainability of water, environment, livelihood, and culture in traditional irrigation communities and their linked watersheds. *Sustainability* **2012**, *4*, 2998–3022, doi:10.3390/su4112998.
72. Palmquist, E.C.; Ralston, B.E.; Merritt, D.M.; Shafroth, P.B. Landscape-scale processes influence riparian plant composition along a regulated river. *J. Arid Environ.* **2018**, *148*, 54–64, doi:10.1016/j.jaridenv.2017.10.001.
73. Adams, A.S.; Vázquez, J.L.M.; Ley, A.N.L. Agricultura y manejo sustentable del acuífero de la Costa de Hermosillo. *Región y Sociedad* **2012**, *3*, 155–179.
74. Grismer, M.E. Putah Creek hydrology affecting riparian cottonwood and willow tree survival. *Environ. Monit. Assess.* **2018**, *190*, 458, doi:10.1007/s10661-018-6841-x.
75. Torre, H.C.; Moreno, J.L. Resiliencia del sistema socio-ecológico en la región subcuenca baja Río Sonora. *Est. Soc. Rev. Aliment. Contemp. Desarro. Reg.* **2019**, *29*, 3–36.
76. Romo-Leon, J.R.; van Leeuwen, W.J.D.; Castellanos-Villegas, A. Land use and environmental variability impacts on the phenology of arid agro-ecosystems. *Environ. Manag.* **2016**, *57*, 283–297, doi:10.1007/s00267-015-0617-7.
77. SAGARHPA. *Situación Actual del Cultivo de Nogal Pecanero en Sonora*; Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación: Hermosillo, Mexico, 2017.
78. Sierra, Á.B.; Dessens, N.V.; Barrón, R.M. La nueva agricultura sonorenses: Historia reciente de un viejo negocio. *Región y Sociedad* **2007**, *19*, 51–70.
79. Vásquez-León, M. One decade of drought and two of neoliberal reforms in the Sierra Sonorenses: Responses by the rural poor. *South. Rural Sociol.* **2009**, *24*, 44–66.
80. Castellanos, A.E.; Celaya-Michel, H.; Rodríguez, J.C.; Wilcox, B.P. Ecohydrological changes in semiarid ecosystems transformed from shrubland to buffelgrass savanna. *Ecohydrology* **2016**, *9*, 1663–1674, doi:10.1002/eco.1756.
81. Franklin, K.; Molina-Freaner, F. Consequences of buffelgrass pasture development for primary productivity, perennial plant richness, and vegetation structure in the drylands of Sonora, Mexico. *Conserv. Biol.* **2010**, *24*, 1664–1673, doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01540.x.
82. Castellanos, A.; Celaya, H.; Hinojo Hinojo, C.; Ibarra, A.; Romo Leon, J. Biodiversity effects on ecosystem function due to land use: The case of buffel savannas in the Sky Islands seas in the central region of Sonora. In *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-67*; United States Department of Agriculture: Washington, D.C., USA, 2012.
83. Marshall, V.M.; Lewis, M.M.; Ostendorf, B. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: A review. *J. Arid Environ.* **2012**, *78*, 1–12, doi:10.1016/j.jaridenv.2011.11.005.
84. Castellanos, A.; Yanes, G.; Valdez-Zamudio, D. Drought-tolerant exotic buffel-grass and desertification. In *Proceedings of the Weeds Across Borders: Proceedings of a North American Conference*, Tucson, AZ, USA, 1–3 May 2002; pp. 99–112.
85. Franklin, K.A.; Lyons, K.; Nagler, P.L.; Lampkin, D.; Glenn, E.P.; Molina-Freaner, F.; Markow, T.; Huete, A.R. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biol. Conserv.* **2006**, *127*, 62–71, doi:10.1016/j.biocon.2005.07.018.
86. Kepner, W.G.; Watts, C.J.; Edmonds, C.M.; Maingi, J.K.; Marsh, S.E.; Luna, G. A landscape approach for detecting and evaluating change in a semi-arid environment. *Environ. Monit. Assess.* **2000**, *64*, 179–195.

87. Valdez-Zamudio, D.; Castellanos, A.; Mash, S. Land cover changes in central Sonora, Mexico. In Proceedings of the Land Stewardship in the 21st Century: The Contributions of Watershed Management, Tucson, AZ, USA, 13–16 March 2000.
88. Arriaga, L.; Castellanos, A.; Moreno, E.; Alarcón, J. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conserv. Biol.* **2004**, *18*, 1504–1514, doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00166.x.
89. Wilcox, B.P. Does rangeland degradation have implications for global streamflow? *Hydrol. Process.* **2007**, *21*, 2961–2964, doi:10.1002/hyp.6856.
90. Wilcox, B.P.; Sorice, M.G.; Young, M.H. Dryland ecohydrology in the Anthropocene: Taking stock of human–ecological interactions. *Geogr. Compass* **2011**, *5*, 112–127, doi:10.1111/j.1749-8198.2011.00413.x.
91. Hagen, C.A.; Taylor, K.A.; Bartuszevige, A.M.; Daniels, A.B.; De Leon, M.T.; Bogaerts, M. Slowing the tide of mesquite invasion: Using a bioindicator species to deliver conservation triage. *J. Arid Environ.* **2019**, *168*, 46–55, doi:10.1016/j.jaridenv.2019.05.004.
92. Turpin-Jelfs, T.; Michaelides, K.; Biederman, J.A.; Anesio, A.M. Soil nitrogen response to shrub encroachment in a degrading semi-arid grassland. *Biogeosciences* **2019**, *16*, 369–381, doi:10.5194/bg-16-369-2019.
93. Hruska, T.; Toledo, D.; Sierra-Corona, R.; Solis-Gracia, V. Social–ecological dynamics of change and restoration attempts in the Chihuahuan Desert grasslands of Janos Biosphere Reserve, Mexico. *Plant Ecol.* **2017**, *218*, 67–80, doi:10.1007/s11258-016-0692-8.
94. Andersen, E.M.; Steidl, R.J. Woody plant encroachment restructures bird communities in semiarid grasslands. *Biol. Conserv.* **2019**, *240*, 108276, doi:10.1016/j.biocon.2019.108276.
95. Nie, W.; Yuan, Y.; Kepner, W.; Erickson, C.; Jackson, M. Hydrological impacts of mesquite encroachment in the upper San Pedro watershed. *J. Arid Environ.* **2012**, *82*, 147–155, doi:10.1016/j.jaridenv.2012.02.008.
96. Scott, R.L.; Huxman, T.E.; Williams, D.G.; Goodrich, D.C. Ecohydrological impacts of woody-plant encroachment: Seasonal patterns of water and carbon dioxide exchange within a semiarid riparian environment. *Glob. Chang. Biol.* **2006**, *12*, 311–324, doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01093.x.
97. Huxman, T.E.; Wilcox, B.P.; Breshears, D.D.; Scott, R.L.; Snyder, K.A.; Small, E.E.; Hultine, K.; Pockman, W.T.; Jackson, R.B. Ecohydrological implications of woody plant encroachment. *Ecology* **2005**, *86*, 308–319.
98. Rood, S.B.; Braatne, J.H.; Goater, L.A. Responses of obligate versus facultative riparian shrubs following river damming. *River Res. Appl.* **2010**, *26*, 102–117, doi:10.1002/rra.1246.
99. Perry, L.G.; Reynolds, L.V.; Shafroth, P.B. Divergent effects of land-use, propagule pressure, and climate on woody riparian invasion. *Biol. Invasions* **2018**, *20*, 3271–3295, doi:10.1007/s10530-018-1773-5.
100. Lake, P.S.; Bond, N.; Reich, P. Restoration ecology of intermittent rivers and ephemeral streams. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*; Datry, T., Bonada, N., Boulton, A., Eds.; Academic Press: Cambridge, MA, USA, 2017; pp. 509–533, doi:10.1016/B978-0-12-803835-2.00020-6.
101. Stubbington, R.; Bogan, M.T.; Bonada, N.; Boulton, A.J.; Datry, T.; Leigh, C.; Vorste, R.V. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: Aquatic invertebrates. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Ecology and Management*; Datry, T., Bonada, N., Boulton, A., Eds.; Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands, 2017; pp. 217–243.
102. Romo-León, J.R.; Leeuwen, W.J.D.V.; Villegas, A.C. Percepción remota para el análisis de la distribución y cambios de uso de suelo en zonas áridas y semiáridas. In *Dinámicas Locales del Cambio Ambiental Global*; Flores, E.S., Caravantes, R.E.D., Eds.; Universidad Autónoma de Ciudad Juárez: Ciudad Juárez, Mexico, 2013; p. 547.
103. Kussul, N.; Lavreniuk, M.; Kolotii, A.; Skakun, S.; Rakoid, O.; Shumilo, L. A workflow for Sustainable Development Goals indicators assessment based on high-resolution satellite data. *Int. J. Dig. Earth* **2020**, *13*, 309–321, doi:10.1080/17538947.2019.1610807.
104. Hojas Gascón, L.; Ceccherini, G.; García Haro, F.J.; Avitabile, V.; Eva, H. The potential of high resolution (5 m) RapidEye optical data to estimate above ground biomass at the national level over Tanzania. *Forests* **2019**, *10*, doi:10.3390/f10020107.
105. Bullock, E.L.; Woodcock, C.E.; Olofsson, P. Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. *Remote Sens. Environ.* **2020**, *238*, 110968, doi:10.1016/j.rse.2018.11.011.
106. Hermosilla, T.; Wulder, M.A.; White, J.C.; Coops, N.C.; Hobart, G.W. Regional detection, characterization, and attribution of annual forest change from 1984 to 2012 using Landsat-derived time-series metrics. *Remote Sens. Environ.* **2015**, *170*, 121–132, doi:10.1016/j.rse.2015.09.004.

107. Powell, S.L.; Cohen, W.B.; Healey, S.P.; Kennedy, R.E.; Moisen, G.G.; Pierce, K.B.; Ohmann, J.L. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. *Remote Sens. Environ.* **2010**, *114*, 1053–1068, doi:10.1016/j.rse.2009.12.018.
108. Cuenca Los Ojos. Habitat Restoration. Available online: <https://cuencaalosojos.org/pages/restoration> (accessed on 10 November 2019).
109. Schaffer, K. Friends of rancho el aribabi: Protecting a wildlife corridor. Wildlands Network. Available online: <https://wildlandsnetwork.org/blog/friends-of-rancho-el-aribabi-protecting-a-corridor/> (accessed on 10 November 2019).
110. Norman, L.; Villarreal, M.; Pulliam, H.R.; Minckley, R.; Gass, L.; Tolle, C.; Coe, M. Remote sensing analysis of riparian vegetation response to desert marsh restoration in the Mexican Highlands. *Ecol. Eng.* **2014**, *70*, 241–254, doi:10.1016/j.ecoleng.2014.05.012.
111. Wilson, N.R.; Norman, L.M. Analysis of vegetation recovery surrounding a restored wetland using the Normalized Difference Infrared Index (NDII) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). *Int. J. Remote Sens.* **2018**, *39*, 3243–3274, doi:10.1080/01431161.2018.1437297.



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Traditional agricultural practices and their contribution to Habitat Quality and Carbon Storage in arid Northwest Mexico: a social-ecological approach in the Rio Sonora sub watershed.

Lara Cornejo-Denman¹, Raul Romo-Leon^{1*} and América Lutz-Ley²

¹Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo 83000, Mexico.

²Centro de Estudios del Desarrollo, El Colegio de Sonora, Hermosillo 83000, Mexico.

*Corresponding author: jose.romo@unison.mx

Abstract

Along with environmental factors, agricultural activity is one of the main drivers of change in riparian landscapes of arid regions. Some agricultural practices are considered more sustainability-oriented than others. In spite of this, their use is not widespread and their effect on the provision of ecosystem services is not clearly established. Thus, we propose an empirical framework for studying the effects of traditional agricultural practices on regulating ecosystem services in priority and spatially restricted ecosystems. Through spatial analysis and community field work, this study assesses changes in the use of two traditional agricultural practices: living fencerows and acequia irrigation systems; and their effect on the provision of two regulating ecosystem services: habitat quality and carbon storage. Results show that the use of living fencerows promotes the provision of both services, but their use is restricted by functional and socio-economic factors. Acequia systems promote the provision of carbon storage but have a negative influence on habitat quality, and their use is changing mainly due to environmental and functional factors. The presence of obligate riparian vegetation in different configurations maintains the highest values for both services, but it doesn't provide the functional purpose of fencerows or acequias. We suggest that the expansion of voluntary and official conservation areas that promote regeneration of riparian vegetation adjacent and around agricultural areas could help mitigate floods, provide materials and suitable conditions for the maintenance of fencerows and acequias, enhance water and soil quality and many other services needed in agriculture. We consider our proposal to be useful for future assessments of ecosystem services tradeoffs and social-ecological dynamics in riparian landscapes.

Key word/phrases: agroecological practices, arid riparian landscapes, regulating ecosystem services, social-ecological systems.

INTRODUCTION

Natural and human-driven changes in riparian landscapes have several ecological and social effects frequently interlinked. In arid environments, the loss of water-dependent riparian vegetation due to climate change processes and overexploitation of land and water resources compromises the provision of regulating ecosystem services (Perry et al. 2012, Boulton 2014, Datry et al. 2017) and limits the access to materials (e.g. wood, sediments to use as fertilizers) that are useful for the development of some traditional agricultural practices (e.g. living fencerows, irrigation systems, natural fertilization techniques). In rural communities, where the local population depends mostly on agriculture, continuity or loss of these practices can have important social-ecological consequences and serve as indicators of progressive ecological degradation and loss of several ecosystem services associated to the riparian landscape such as hydrological services, habitat and biodiversity, and carbon storage.

Ecosystem services are all the benefits that people obtain from ecosystems, and are categorized as provisioning, regulating, cultural and supporting services (MEA 2005). Regulating ecosystem services are those benefits obtained from the regulation of ecosystem processes and are sensitive to land use change and anthropogenic climate change (Sutfin et al. 2015, Fu et al. 2015, Balvanera et al. 2016, Baessler and Klotz 2019, Hasan et al. 2020). Habitat quality and carbon storage are two examples of regulating ecosystem services. Habitat quality is considered a biodiversity proxy and it indicates suitability of ecosystems to provide functions such as erosion regulation, water quality and pollination, all of which are important for agriculture (MEA 2005, Balvanera et al. 2006, Sharp et al. 2016, Knapp 2019). Carbon storage represents carbon stored in vegetation, as part of its overall biomass (Schulze et al. 2019). Since terrestrial vegetation is one of the main carbon pools in the global carbon cycle and its modification contributes to the fluctuation of atmospheric carbon concentration, vegetation cover removal driven by land use change is one of the main drivers of climate change (Lambin and Geist 2006, Chapin et al. 2011, IPCC 2019). Agricultural activities developed in arid riparian ecosystems greatly alter carbon storage by removing native vegetation, and engage in tradeoff cycles given the storage capacity of crops.

The provision of these ecosystem services in arid riparian ecosystems can be compromised by conventional agriculture, however, not all agricultural practices are detrimental of habitat quality and carbon storage. It has been widely documented that some

traditional agricultural practices based on agroecological production systems can conform sustainable productive landscapes along with maintaining ecosystem services and biodiversity (Liere et al. 2017, Palomo-Campesino et al. 2018). Therefore, some traditional agricultural practices may reduce the loss of ecosystem services at a regional scale, while providing benefits to the local environment and the people. This is the case of field-protecting structures such as living fencerows made of native trees, which are often associated with the provision of suitable habitat for wildlife (Martinez et al. 2007, Garbach et al. 2010) and maintenance of native vegetation in places where natural stands are no longer present (personal observation). Other examples of these practices are the *acequia* irrigation systems, which are collective water management systems based on canals that distribute surface water through agricultural parcels (Rivera and Martinez 2009). Numerous benefits to the environment and human populations as well as beneficial responses to climate change are attributed to *acequias*, such as the rise of groundwater levels that help support riparian areas, which in turn, provide wildlife habitat and a landscape for recreational activities (Fernald et al. 2007, Fleming et al. 2014, Rupert 2017).

Although highly documented for other regions (southwest USA, northeast Mexico, central and south Mexico), the use and environmental effects of traditional agricultural practices has been scarcely studied or updated for northwestern Mexico, apart from a few studies conducted during the 80s (Nabhan and Sheridan 1977, Doolittle 1980, Sheridan 1988). There is no current register of the continuity or loss of these practices in the region. Considering the current and predicted effects of climate change in arid lands (IPCC 2013, Gay et al. 2015) and the sensitivity of riparian ecosystems, the assessment of sustainability-oriented practices (such as living fencerows and *acequia* systems) and their relation to regulating ecosystem services it's a regional priority.

The present study constitutes a first exploratory approach for the assessment of regulating ecosystem services and traditional agricultural practices in a spatially restricted “hotspot” ecosystem. The main questions that guide our work are: how can we integrate pre-existing spatial information and empirical field data to generate new information about change mechanisms in traditional agricultural practices and their contribution to ecosystem services? How does the provision of habitat quality and carbon storage vary in agricultural places with fencerows and *acequias*, in comparison with places with native riparian

vegetation? What are the main reasons for the continuity or loss in the use of fencerows and *acequias*?

To answer these questions, we use a social-ecological systems approach. As defined by Berkes et al. (2003) a social-ecological system is an adaptive complex system formed primarily by two domains: one socio-economic and institutional, and another ecologic-biologic. Thus, we propose a framework to empirically link the ecological elements (ecosystem services) and social elements (traditional agricultural practices) that represent the two domains within the system (Herrero-Jauregui et al. 2019). By combining remote sensing spatial analysis methodologies, participatory mapping and community field work, this study aims to generate relevant and new information of unexplored social-ecological processes in the region.

Our study region is classified as a “Region of Environmental Emergency” by the Mexican National Science and Technology Council (CONACYT 2021), due to the severe social-environmental effects of increasing droughts, intensive and extensive use of water and soil for agriculture, cattle and mining (including the recent mine spill from Buenavista del Cobre in Cananea, in 2014). This has greatly affected the livelihoods and well-being of local communities by threatening many economic activities which rely directly on the natural resource base, particularly agriculture. Despite, the region continues to be understudied in many environmental and social areas including ecosystem services assessments.

METHODS

This study combines mapping tools, field work, ancillary data and expert knowledge for the assessment of habitat quality and carbon storage; and semi-structured interviews and participatory mapping for the assessment of traditional agricultural practices. Several points of interest derived from field work and participatory mapping were digitized and a spatial overlap between these and the habitat quality and carbon storage models was performed to compare ecosystem services provision. Finally, causal loop diagrams were developed based on categories derived from discourse analysis of interviews with key informants, to explore relations between changes in traditional agricultural practices and ecosystem services provision.

Study area

The study area (Figure 1) includes the riparian corridor defined by a 7 km buffer east and west from the Sonora River (Rio Sonora). The total area of the corridor is 2139 km². It is located in the Rio Sonora Sub-watershed in the central part of the Mexican state of Sonora. Climate in the region is semi-arid and average temperature ranges from 17°C to 31°C, highest precipitation events occur during the summer monsoon ranging from 268 mm to 542 mm (CONAGUA 2015).

The most extended land uses and vegetation types within the study area are: perennial agriculture (4359 ha) includes crops of international export such as pecan trees and grapes, and others of local commerce such as citrus; annual agriculture (3563 ha) includes mostly forages for local use, and other crops for local consumption and commerce such as wheat, peanut, garlic, corn and sugar cane; cottonwoods (752 ha) compose most of the obligate riparian vegetation; human settlements (198 ha) represent rural communities; desert scrub (56,611 ha) and subtropical scrub (98,099 ha) represent the most extended vegetation types adjacent to the riparian area; mesquite woodlands (15,836 ha) are widespread in riparian areas and around; introduced grassland (15,474 ha) represents areas with exotic forages (mostly buffelgrass *Cenchrus ciliaris*); and bare ground (19,046 ha) represents areas with no apparent cover.

A total of 10 interviews were conducted with key informants in 7 different rural communities distributed in 4 municipalities: Ures (approx. pop. 8548), Baviacora (approx. pop. 3191), Banamichi (approx. pop. 1825) and Arizpe (approx. pop. 2788); each of these municipalities represent 4 sections of the Sub-watershed. The South section (Ures) is characterized by agricultural activities and cattle raising, and is 80 km away from the capital city of Hermosillo (approx. pop. 1 million). The Central (Baviacora) and North-central (Banamichi) sections are areas with extensive agriculture (mostly forages) and the North section (Arizpe) maintains a subsistence type of agriculture and presents intensive mining activities (the second largest copper mine in the world, Buenavista del Cobre, is located 100 km north from this section).

Ecosystem services assessment

Habitat quality and carbon storage were mapped using the models provided by InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) (Sharp et al. 2016). Both models require a Land Use and Vegetation map as main input, which was obtained from classifications previously generated from high spatial resolution satellite data for year 2018 (Cornejo-Denman et al. 2020). The Land Use and Vegetation map for 2018 was rescaled at 10 meters using the nearest neighbor analysis.

Habitat quality

The habitat quality assessment is a spatially explicit model that locates areas where ecosystems preserve optimal characteristics for the maintenance of a particular group of species. In this study we evaluate habitat quality of the riparian corridor based on the integrity of obligate riparian vegetation, considering the importance of these communities as biodiversity hotspots (Rood et al. 2020, Riis et al. 2020) and keepers of several nature values (intrinsic, societal and cultural) (Burgos et al. 2015).

To generate a spatial representation and assessment of habitat quality the model requires data related to land use, distribution and impact of major threats. The model estimates the effect of anthropogenic land uses (threats) on natural vegetation, by using a distance weighting between vegetation location, and its distance from multiple threats. Impact distance, relative threat impact and relative sensitivity were derived from expert knowledge by applying a survey to 8 professionals (researchers and managers with experience in the region) asking them to indicate the impact of each threat on each natural habitat between a rate of 0 and 10, and an estimate of the greatest distance in Km to which each threat ceases to have an effect on natural habitats. Table 1 describes input and source of model requirements.

Using the previous information, the model calculates habitat quality for each cell, where the quality of habitat in cell x that is in LULC j is given by Q_{xj} :

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right)$$

Where D_{xj} is the total threat level in cell x , H_j indicates the habitat suitability of LULC j , and k and z are constants (Sharp et al. 2016).

Results derived from this equation indicate the level in which threats affect natural vegetation in the region in terms of their capacity to maintain biodiversity. Values of the habitat quality index are considered low when they are closer to 0 and high when they are closer to 1.

Threat identification

Threats (described in Table 2) represent the main human activities developed in the region, which have different effects based on their extension and intensity, modifying function, structure and composition of vegetation through its total or partial removal.

Threats were identified and selected through field work and complemented with literature review (Cervantes et al. 2007, Sánchez et al. 2009, Franklin & Molina-Freaner 2010, Moreno et al. 2010, Ruelas et al. 2010, Castellanos et al. 2010, Méndez et al. 2016, Chapin et al. 2011, Fernandes et al. 2011, Solís et al. 2011, Marshall et al. 2012, Zárata 2012, Pérez 2012, De la Fuente et al. 2016, González & Hidalgo 2018). Additionally, these threats represent some of the main concerns of communities regarding their effects on soil quality and access to water, as well as water quality, and the direct consequences of these on their main economic activity (agriculture) and their health. This information was collected by the researcher through two years (2017-2019) of exploratory and community field work and non-participant observation in the area. After threat identification and mapping, expert knowledge was used to derive variables for the habitat quality model.

Carbon storage

The carbon storage model is generated through an aggregate of four main carbon pools: aerial biomass, belowground biomass, soil and dead organic matter (Sharp et al. 2016). This aggregate is presented as a thematic map where each cover type has a specific carbon storage. Aerial biomass for each class was estimated through the application of allometric equations to several vegetation measurements taken directly in the field and from official data through the National Forestry Inventario (SNIGF), and then converted to total carbon using the 0.47 conversion factor (IPCC 2019). Belowground biomass and soil carbon values were obtained

from literature (Table 3). Dead organic matter was not included in the model since regional data for this carbon pool is scarce.

Interviews and traditional agricultural practices assessment

To establish a spatial link between ecosystem services provision and the main drivers of change in traditional agricultural practices in the region, a data-gathering mixed instrument was developed and applied to key informants. The instrument includes a questionnaire, a semi-structured interview and a participatory mapping section. This instrument constitutes a complement to the ecosystem services assessment based on spatial analysis, and it was developed and applied as an exploratory tool.

Informants were selected based on previous exploratory field work and non-participant observation developed during two years (2017-2019) of traveling through the region, where contact with different stakeholders allowed the identification of key informants, their activities and concerns about environmental issues threatening their livelihoods, and their willingness to participate in community organization by training and sharing information with others. Thus, the sample used in this study is represented in part by community leaders and key informants with vast knowledge of the landscape and current social and environmental issues in the region. Following these previous contacts, informants were selected based on their occupation (mainly agriculture), and using snowball sampling method (Miller & Brewer 2003). Other potential informants were selected due to their knowledge about particular points of interest such as native cottonwood stands.

A total of 10 semi-structured interviews were applied to key informants from 7 communities along the study area: 4 interviews in 2 communities of the South section (Ures), 3 interviews in 3 communities of the Central section (Baviacora), 1 interview to a couple in the North-central section (Banamichi) and 2 interviews in one community of the North section (Arizpe). Informants include 10 men and 1 woman from ages 36 to 76 whose main current occupation is small-scale agriculture. Some informants have other sources of income derived from: cattle raising, recreational and ecotourism services, workshops and touring.

All interviews were transcribed and analyzed through a standard categorization procedure for discourse analysis (Russell 2006, Denzin & Lincoln 2007) using a text processing software, to extract information regarding perceived changes in the riparian

landscape, changes in the use of living fencerows and *acequias* and reasons for these changes. Interviewees were first asked if they were familiar with these practices and if these were common in their region, secondly, they were asked if they directly engaged in the use of these practices and why. Based on this, three explanatory categories were derived that according to interviewees relate to changes in the use of *acequia* systems and living fencerows:

- Environmental category: observations related to vegetation changes, and water quality and quantity.
- Socio-economic category: observations related to technification of agricultural activities involving the use of other techniques and materials for the same purposes than traditional practices. These alternatives require a variable economic investment by either stakeholders or local government.
- Functional category: observations related to efficiency, either loss of it or additional benefits. It also includes observations related to management efficiency by users.

Categories were used to build two causal loop diagrams (Sterman 2000) (one for each traditional agricultural practice). Each diagram includes the assessed practice, the two mapped ecosystem services, variables of change identified by discourse analysis and classified into the three categories, and some theoretical relations between elements.

Points of interest (Figure 2) including traditional agricultural practices were registered by previous exploratory and community field work in the area as well as through a participatory mapping approach (King 2002, Sletto 2013). These points contribute to change in the riparian landscape and ecosystem services provision. Four maps (one for each municipality) were used in each corresponding interview to locate the points: large cottonwood stands, isolated cottonwoods, *acequias* and living fencerows.

- Large cottonwood stands: areas where obligate riparian vegetation has recovered either by voluntary conservation from managers or due to the abandonment of agricultural fields.
- Isolated cottonwoods: remnants of obligate riparian vegetation represented by lines of large cottonwood trees bordering agricultural fields.
- *Acequias*: a fragment of one canal from a particular irrigation system.

- Living fencerows: arrangements of planted and braided rows of native tree species (cottonwoods or willows) located between the river and agricultural fields.

Points of interest were verified in the field and through satellite imagery analysis, digitized as polygons into a GIS software and used to extract values from the habitat quality and carbon storage models.

RESULTS

Ecosystem services assessment and overlap of points of interest

Figure 3 shows both habitat quality and carbon storage models for the riparian corridor, along with points of interest represented in different colors. The habitat quality model is represented by an index from 0 to 1 and a colored thematic map, where places in red indicate regions with values closer to 1 where habitat quality is high, and places in blue indicate regions with values closer to 0 where habitat quality is low. The carbon storage model is represented by the resulting range of 0 to 73 tons of carbon per hectare, and a colored thematic map, where places in red indicate regions with values closer to 73 where carbon storage is high, and places in blue indicate regions with lower carbon storage capacity. Table 4 presents the average habitat quality and carbon storage values for each point of interest in each section.

South section (Ures): isolated cottonwoods in this section of the riparian corridor are located in the middle of the agricultural area and represent a remnant of obligate riparian vegetation. They hold the lowest habitat quality value for isolated cottonwoods in all sections (0.10), showing the degrading effect of agricultural activity on this service. The carbon storage value (59 tonC/ha) is also the lowest for isolated cottonwoods in all sections, but is higher than the other points of interest in this section (probably due to the storage provision of crops). Large cottonwood stands in this section represent areas with recreational activities where riparian vegetation has been voluntarily preserved; these are located further from the agricultural areas and register high habitat quality values (0.78 and 0.84). Carbon storage in these points register the lowest values (46 and 54 tonC/ha) for large cottonwood stands in all sections.

Central section (Baviacora): *acequias* in this section register habitat quality values of 0.14, 0.42, 0.46 and 0.29. Large cottonwood stands hold different habitat quality values due

to their location regarding the agricultural area, the one located in the middle of the agricultural area holds the lowest habitat quality value (0.34), and the one located to the south, where the agricultural area narrows, holds the highest habitat quality value (0.74). Regarding carbon storage, the two cottonwood stands register similar values (57 and 56 tonC/ha).

North-central section (Banamichi): the only point of interest located in this section represents one *acequia*, which holds the lowest habitat quality value (0.08) for *acequias* in all sections. In this section the agricultural valley is broader than in other sections of the corridor and the landscape stands out due to the total absence of obligate riparian vegetation. On the other hand, carbon storage value for this point (51 tonC/ha) is higher than the average carbon storage value for *acequias* in all sections, due to the storage capacity of crops.

North section (Arizpe): isolated cottonwoods in this section are located along a dirt road, they register the highest habitat quality value (0.56) for isolated cottonwoods in other sections, and a high carbon storage value (63 tonC/ha). This is the only section where interviewees reported the presence of living fencerows, and two of them were mapped along the dirt road bordering the river. Both fencerows register habitat quality values (0.64 and 0.66) higher than the average for other points of obligate riparian vegetation in different configurations in all sections. Carbon storage values for living fencerows are 48 and 71 tonC/ha.

Categories of change in the use of *acequias* and living fencerows, and causal-loop diagrams

The arguments that explain change in the use of *acequias* and living fencerows are stated in the interpretation of each causal-loop diagram presented in this section. According to interviewees, main perceived reasons for change in the case of living fencerows are related to availability of resources such as obligate riparian vegetation and to the loss of functionality. In the case of *acequias*, change relates to management and maintenance difficulties.

Two diagrams are presented (Figures 4 and 5), one for each practice. Each diagram shows: traditional agricultural practices at the center inside a white elliptical shape, two ecosystem services at the top right corner inside white rectangle shapes, variables of change

(based on discourse analysis of interviews and literature review) are inside rectangle shapes of different colors depending on the category they belong to (green for the environmental category, red for the socio-economic category and blue for the functional category). All elements on the diagrams are linked by arrows representing positive, negative or feedback relations; continuous lines represent empirically observed relationships (based on discourse analysis of interviews, fieldwork observations and ecosystem services assessment) and the dashed lines are theoretical (based on literature).

Living fencerows causal-loop diagram

Living fencerows were found only in the northern section of the sub-watershed.

Among the environmental factors that restrict the use of fencerows is the absence of obligate riparian vegetation composed by cottonwoods and willows, since it provides the main material for building these fencerows and informants clearly identify a decrease in this vegetation type in the region. As stated by three interviewees from the South (Ures) and Central (Baviacora) sections, who mentioned “*These fences were made by cutting big branches of willows that were buried in the ground and then they were braided together, you needed big trees to cut these branches. There used to be a lot of willow in the river, now we don’t see any*”. This is represented in the diagram by a negative relation between “Living fencerows” and “Obligate riparian vegetation absence”. Inversely, the presence of this vegetation type is identified as a factor that promotes the use of fencerows, as stated by two interviewees in the North section (Arizpe), who mentioned “*There are many willow fencerows around here, you’ll see that they have different sizes, that means some are old and some are new, but my fields are not next to the river so I don’t use them*”. This is represented in the diagram by a feedback relation between “Living fencerows” and “Obligate riparian vegetation presence”.

Among the socio-economic factors that restrict the use of fencerows are those related to technification alternatives. These alternatives include the use of machinery to deviate the course of the river and the construction of wire and rock gabions or fences made of wood poles and wire to protect the fields. This was stated by four interviewees in the South (Ures) and Central section (Baviacora), who mentioned “*These fences are known as ‘estacadas’, they are not really common here in Ures anymore, I remember them from when I was kid.*

Now the government offers help with machinery to deviate the river and protect crops". This is represented in the diagram by a negative relation between the variable "Technification" and "Living fencerows". Additionally, there are two negative theoretical relations between "Technification" and both ecosystem services. The replacement of living fencerows by other inert materials could decrease the contribution to services previously provided by this practice, since living trees in fencerows provide shelter for birds and other wildlife promoting biodiversity and contribute to carbon storage due to their amount of aboveground biomass (Schulte et al. 2008, Snow and Snow 2017, Morantes-Tolozay Renjifo 2018).

Among the functional factors that restrict the use of fencerows are those related to their functionality. It was frequently mentioned by informants that living fencerows are not solid enough to prevent the effects of flash floods caused by the erratic and intense precipitation events that characterize the North America Monsoon. This was stated by five interviewees across all sections, who mentioned "*The 'estacadas' are not useful if the river flow is really big, these are more useful with small river flows, but if the rain is hard the flooding will wash away the fencerows. That's why other structures work better*". This is represented in the diagram by a negative relation between the variable "Limited function" and "Living fencerows". On the other hand, there was also mention that, where present, living fencerows provide useful material such as wood, since maintenance of fences requires pruning trees, it's common that cut-up branches are used as wood in domestic labors, this was stated by one interviewee in the North section (Arizpe). This is represented in the diagram by a positive relation between the variable "Additional benefits" and "Living fencerows".

Based on our ecosystem services assessment, the fencerows present average values for both ecosystem services. In the diagram this is represented by two positive relations between "Living fencerows" and "Habitat quality" and "Carbon storage". Also, there are two positive relations between the variable "Obligate riparian vegetation presence" and the two ecosystem services since most points of interest containing cottonwoods register high average values for carbon storage and habitat quality, and two negative relations between the variable "Obligate riparian vegetation absence" and the two ecosystem services.

Acequias causal-loop diagram

Acequia systems are common in the region, and were found in all the communities visited. Many of these *acequias* are cement lined, but there are still dirt ones. At least two of the interviewees mentioned the longevity of these systems, dating them back to pre-Hispanic times.

Among the environmental factors that restrict the use of *acequias* is surface water decrease; these flows feed the *acequia* canals which came directly from the river, this was stated by two interviewees from the South section (Ures) who mentioned “*Years ago the river flowed all year long and field watering was done directly by channeling water from the river to the fields, those were our acequias, we don’t have them anymore*”. Thus, in the diagram, the variable “Surface water decrease” has a negative relation to “Acequias” and a positive relation to “Technification by wells and piped water”. Additionally, there are two positive theoretical relations between the variables “Technification by wells and piped water” and “Groundwater decrease” and “Obligate riparian vegetation absence”. Water extraction decreases groundwater levels and obligate riparian vegetation depends on a specific range of groundwater levels, thus, changes in these will promote obligate riparian vegetation absence (Poff et al. 2011, Patten et al. 2018).

Among the socio-economic factors that restrict the use of *acequias* is the need for other water sources which respond to technification processes driven by two main factors: surface water decrease, and a low willingness of users to maintain the *acequia* canals, which complicates their management; in some cases, this has led users to build private wells. As stated by one interviewee in the South section (Ures), “*It is very hard to agree among users for access to community water intakes, specially, due to the maintenance these require, this is why I made my own well in my fields*”. In the diagram this is represented by a negative relation between “Acequias” and the variable “High number of users and low willingness to cooperate complicate management” and this same variable holds a positive relation to “Technification by wells and piped water”. On the other hand, examples of successful management of *acequias* are also present in sections where users agree to participate in maintenance labors, have knowledge about the governing structure of the system, and high communication skills to change previously settled schedules for water use; this was stated by one interviewee in the Central section (Baviacora), who mentioned “*It’s only three of us who*

use the acequia, it is very old, it was built by my ancestors, it is made of dirt and every year the river washes it away and we rebuild it and clean it"; and by one interviewee in the North-central (Banamichi) section, who mentioned *"Our acequia comes from a spring near the river, we are many users and even when there is a formal schedule we can have access to more water if our crops need it (if we are growing beans, for example), this requires a lot of observation and communication"*. In the diagram, this is represented by a positive relation between "Acequias" and the variable "Varied number of users, high communication skills and willingness to cooperate improve management".

Based on our ecosystem services assessment, most *acequias* present a higher-than-average value for carbon storage, and all *acequias* register a lower-than-average value for habitat quality. In the diagram, this is represented by a positive relation between "Acequias" and "Carbon storage", and a negative relation between "Acequias" and "Habitat quality". Also, there are two negative relations between the variable "Obligate riparian vegetation absence" and the two ecosystem services since most points of interest containing cottonwoods register high average values for carbon storage and habitat quality, thus their absence contributes negatively to the provision of these services.

DISCUSSION

Ecosystem services assessment and points of interest

Our results show a considerable difference in the spatial distribution and provision of the two mapped services. Habitat quality responds inversely to the presence of agricultural areas and thus, areas with the lowest values are located along the riparian corridor where agricultural activities concentrate. Carbon storage provision is higher in general in the North section (Arizpe) and for the cottonwood living fencerow. This heterogeneity in the provision of the two ecosystem services along the riparian corridor is explained by the unique characteristics of each section and by the presence of obligate riparian vegetation in its different configurations. Thus, the North section (Arizpe), which presents less intensive agricultural activities than the other sections and is the only section with obligate riparian vegetation in all its configurations, holds the highest average values for both ecosystem services. Previous ecosystem services assessments in watersheds also register a spatial heterogeneity in the provision of multiple ecosystem services (Duarte et al. 2016, Qiu and Turner 2016).

Highest habitat quality average values for our points of interest correspond to large cottonwood stands located in private lands in the South and Central sections (Ures and Baviacora) of the sub-watershed. The first is La Chimenea (habitat quality 0.84), a horse-raising ranch with low impact recreational activity (not open to the general public) and where direct management actions (specifically, cattle removal) in the past 30 years promoted the regeneration of native vegetation. This place is eight kilometers away from agricultural areas. The second is La Carrizosa (habitat quality 0.78), a small ranch with 10 years of recreational activity and open to the general public. This ranch has no particular management actions but owners' value riparian trees for their shade; it is located two km away from agricultural areas. The third is El Herrero (habitat quality 0.74), composed of several agricultural parcels that were damaged by river floods and left without work for 30 years and where obligate riparian vegetation regenerated; this point has no particular management and it is located within a small-scale agricultural area in a narrow section of the river valley. Although there are evident structural and compositional differences between these sites, results show the importance of voluntary conservation actions in the regeneration of native vegetation and highlight the resilience of riparian ecosystems.

Carbon storage shows high average values for agricultural areas; this was expected given the storage capacity of some crops (IPCC 2019). Highest carbon storage average values for points of interest correspond to two traditional agricultural practices and one cottonwood stand. The first one is the cottonwood living fencerow (carbon storage 71) located in the North section (Arizpe) in a narrow area of the riparian corridor bordering a small agricultural parcel. The second one is the *acequia* (carbon storage 69) located in the Central section (Baviacora) where the river valley expands and allows agricultural development. The third one is the large cottonwood stand (carbon storage 65) located in the North section (Arizpe), close to a small town surrounded by small-scale agriculture, and where the river valley is restricted by the steep landscape.

Obligate riparian vegetation in our study area registered the highest carbon storage average value (73 tonC/ha) of all cover types. Previous studies based on data from literature and site-specific data for aboveground biomass estimations in similar regions (Chan 2013, Mendez et al. 2017) have also registered a higher carbon storage capacity for riparian vegetation compared to adjacent cover classes. The high carbon storage value (71 tonC/ha)

presented by the cottonwood fencerows highlights the importance in the permanence of this practice for the sustenance of regulating ecosystem services.

Our study differs from other ecosystem services assessments due to the fine spatial resolution of our data. This resolution allowed us to have a better understanding of the dynamics of riparian ecosystems (e.g., specific values for living fencerows and *acequias*), which in arid regions have a very restricted distribution and are easily overlooked in coarser resolution assessments.

Traditional agricultural practices and the riparian landscape

Obligate riparian vegetation in the region has undergone progressive and historic degradation due to land use and water availability changes related to climate change and aquifer overexploitation (Freaner and Van Devender 2010, CONAGUA 2018). As seen in this study, obligate riparian vegetation presence in its different configurations (large stands, isolated individuals, living fencerows) is a priority for the provision of both services. Even when closeness to agricultural areas degrades obligate riparian vegetation its presence around parcels might provide some benefits (infiltration, shade, habitat for beneficial species such as pollinators, etc.) (Williams 2011, García-Martínez et al. 2015) which should be assessed under a “sustainable agricultural landscape” scope.

One observation that was frequently mentioned by interviewees in the South section (Ures) is the perception of degradation in the riparian landscape represented by the loss of greenness in vegetation, loss of edible plant species, and the disappearance of obligate riparian vegetation stands, which interviewees link to low water availability. In the whole region there is a general awareness of water quality and quantity loss, which people associate to long term drought events and mining activities. The 2014 mine spill from the Cananea copper mine is still fresh in people’s memory and discourse, and its environmental, socio-economic and health consequences persist (Ibarra and Moreno 2017, Luque et al. 2019).

Although most of the interviewees do not consider obligate riparian vegetation presence as beneficial at a landscape scale, some of them express concern for how current agricultural and cattle-raising practices are damaging riparian vegetation, water quality and crops. They also suggest the need to engage in healthier production systems, like diminishing the use of chemical fertilizers and pesticides and restrict cattle presence into riparian areas.

Living fencerows are associated with the presence of obligate riparian vegetation. In many areas where large natural stands of riparian vegetation are no longer present, fencerows are the only remnant of this vegetation type. Discourse analysis and field observations indicate a generalized loss in the use of fencerows, being present only in 1 of the 4 sections visited. Living fencerows are a common practice in many productive landscapes throughout Mexico, its main purpose is to serve as division and protection of agricultural areas. Besides their original purpose, several additional benefits are attributed to living fencerows. Economic benefits include low investments due to their low maintenance compared to conventional fences made with poles and wire which need to be replaced regularly (Cruz et al. 2012). Fencerows are also a source of wood, food and forage (Reyes and Martinez 2011). Ecological benefits may include habitat for rodents and birds (Nabhan and Sheridan 1977), carbon storage, soil improvement by mycorrhizal recruitment (which also prevents the overuse of chemical fertilizers), biodiversity conservation, landscape connectivity, and scenic beauty (Nabhan 2018, Reyes and Martinez 2011).

While obligate riparian vegetation presence promotes habitat quality and carbon storage provision, it is not determinant for the permanence in the use of living fencerows. During our study we found places with presence of large obligate riparian vegetation stands where interviewees barely remembered the use of this practice and don't recognize it as current.

Replacement of traditional agricultural practices by alternatives based on technification implies the loss of regulation services such as habitat quality and carbon storage. It also could degrade local traditional knowledge (LTK), collective activities, and social cohesion (Brown and Kothari 2011, Parraguez-Vergara et al. 2018). Nabhan (2018) highlights the importance of living fencerows as a collective activity among farmers in the Rio Sonora region, which is maintained by a diverse group of people who benefit from it, generating a beneficial cycle for the ecosystem and the people by improving crop productivity and maintaining local diversity. In their 1977 text about living fencerows, Sheridan and Nabhan, discuss how this technique is a "great achievement" for rural farmers since it proves that agricultural productivity can be sustained without the need of "chemicals, concrete and fossil fuels", especially in areas where technification and the use of machinery was uncommon in those

years. Our results clearly show living fencerows are replaced by other techniques to reduce or divert river flows such as machinery interventions, rock and wire gabions, or fences made with mesquite poles and wire.

The success of living fencerows was questioned by Doolittle (2003, 2006), stating that these cause geomorphic changes to the river channel, which can be detrimental to fields located downstream. He also describes other forms of channel bank treatment, pointing out several geomorphic consequences that strongly transform these sensitive landscapes. Other authors mention the limitations of fencerows when big floods occur (Bahre 1998). This limitation was mentioned by several interviewees in all sections of the riparian corridor as a reason for change of this practice; some users mention that fencerows are useful in areas where agricultural parcels are not adjacent to the main river but instead on streams that feed the main river, to avoid the destructive force of floods.

Regarding the use of acequias, we found that these systems are still present throughout the Rio Sonora region, even when most agricultural water currently comes from wells and piped infrastructure. Although acequias are a great example of collective resource management, in our study, we found users who recognize the difficulties in their management and choose to build private wells, however, this option is not for everyone due to its high financial costs. Acequia systems are composed of dirt canals which have to be frequently cleaned, weeded and re-built; to improve their maintenance, currently many canals have been lined with cement, which also need to be cleaned and coated. Other complications related to acequia management point out to the importance of thoroughly knowing the governance structure of these systems, because going around established rules is frequently needed, since these do not always satisfy specific user needs.

Acequia systems in Mexico are widely studied from a socio-historical perspective, however, the ecological contributions of *acequias* are poorly registered. Several elements of *acequia* management are shared in many parts of Mexico, such as their importance in maintaining a water-based culture and community traditions (Martinez, 2005), as well as some infrastructure characteristics, such as the location of the canal in densely vegetated areas to avoid evaporation, mostly in the northern arid regions (Martinez, 2009). On this last point many ecological contributions might be overseen given vegetation associated with these systems can promote biodiversity, carbon storage, maintenance of riparian habitat, and

provide edible plants for humans, such as *quelites* (a type of edible greens) and others. These and other ecological contributions have been registered and associated with acequia systems in regions of the southwest USA (Fernald et al. 2007, 2012, 2015, Raheem et al. 2015), but are scarcely registered for Mexico.

Although obligate riparian vegetation shows positive relations in the provision of the two mapped services, its presence alone doesn't constitute an alternative to the use of fencerows or *acequias* because it doesn't replace the function of either. In this respect, the expansion of voluntary conservation areas such as recreational sites and private ranches that promote obligate riparian vegetation regeneration could create a heterogeneous landscape in which agricultural areas were surrounded by large riparian vegetation stands while fencerows and acequias were used as corridors, connecting patches of native vegetation and providing their original agricultural function. Riparian vegetation around agricultural areas could maintain function and services of the riparian habitat such as flood mitigation, which in turn might reverse some functional deficiencies attributed to fencerows (besides providing assemble material) promoting their widespread use.

CONCLUSIONS

We successfully achieved habitat quality and carbon storage mapping using diverse sources of information including high spatial resolution data, targeting a spatially restricted and "hotspot" ecosystem. Spatial analysis was complemented and enriched by discourse analysis and participatory mapping which helped us explain how and why living fencerows are being replaced in the region and *acequia* systems are being modified.

Highest habitat quality and carbon storage provision is associated to the presence of obligate riparian vegetation in its different configurations. Lowest habitat quality is present in areas with intense agricultural activity and total absence of obligate riparian vegetation. The presence of obligate riparian vegetation in the form of fencerows or isolated individuals within agricultural areas increases habitat quality. Fencerows have a positive influence in the provision of both ecosystem services.

Although the presence of obligate riparian vegetation is important for the maintenance of the living fencerows practice, it is not determinant. The limited functionality of fencerows

and the access to technification strategies that serve the original purpose of these are the most common causes of change in this practice.

Surface water decreases and management complications are the two most common causes of change in the use of *acequias*. This practice maintains high carbon storage due to its proximity to agricultural areas, but has a negative influence in the provision of habitat quality.

Changes in traditional agricultural practices represent adaptation of human populations facing environmental challenges, and engaging in ecosystem services tradeoff cycles. Future assessments should include cultural ecosystem services valuation and a plural conception and recognition of the several values of nature for a thorough diagnosis on how global change affects human and natural populations at a local scale. Even if traditional agricultural practices are replaced by alternatives that don't contribute to the provision of some ecosystem services, conservation and restoration of obligate riparian vegetation around and in-between agricultural fields could still help maintain services that are important for agriculture; however, the social consequences of the loss of practices that promote collective activities and community cohesion need to be considered.

Our study shows that combining spatial information and empirical field data is useful to generate new insights about change mechanisms in a riparian social-ecological system. The assessment is based on a clear and sound methodology that can be used by other researchers and decision makers interested in agricultural development under a conservation approach. To overcome limitations, further research could increase the number of informants and locations for agroecological practices, and expand the studied sector beyond the agricultural domain.

This study contributes with relevant environmental data for an understudied region and a priority ecosystem, as well as useful information for stakeholders (farmers and policy makers) regarding how agricultural practices can be enhanced by combining them with conservation and maintenance of riparian vegetation. This information is valuable to decision makers in governmental agencies because decisions related to investments in natural habitats and ecosystems often face challenges conciliating conservation with agricultural development due to scarce knowledge regarding the social-ecological mechanisms in the region.

LITERATURE CITED

Aneseyee, A., T. Noszczyk, T. Soromessa, E. Elias. 2020. The InVEST Habitat Quality Model Associated with Land Use/Cover Changes: A Qualitative Case Study of the Winike Watershed in the Omo-Gibe Basin, Southwest Ethiopia. *Remote Sensing* 12(1103). <https://doi.org/10.3390/rs12071103>

Baessler, C., S. Klotz. 2019. Introduction to Part II: Drivers and Their Risks for Ecosystems, Their Functions, and Services. In Schröter, M., A. Bonn, S. Klotz, R. Seppelt, C. Baessler, editors. *Atlas of Ecosystem Services, Drivers, Risks, and Societal Responses*. Springer. Cham, Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0>

Bahre, C. 1998. Human Ecology of the Sonoran Desert. *Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers* 60:50-74. <https://doi.org/10.1353/pcg.1998.0013>

Balvanera, P., A. Pfisterer, N. Buchmann, J. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli, B. Schmid. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>

Balvanera, P., J. E. Arias-Gonzalez, R. Rodriguez-Estrella, L. Almeida-Leñero, J. J. Schmitter-Soto, editors. 2016. *Una mirada al conocimiento de los ecosistemas de Mexico*. Ciudad de Mexico. Universidad Nacional Autonoma de Mexico. [online] URL: <http://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000006958>

Berkes, F., J. Colding, C. Folke. 2003. *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge y Nueva York: Cambridge University Press.

Boulton, A. 2014. Conservation of ephemeral streams and their ecosystem services: what are we missing? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24:733-738. <https://doi.org/10.1002/aqc.2537>

Brown, J., Kothari, A. 2011. Traditional agricultural landscapes and community conserved areas: an overview. *Management of Environmental Quality* 22(2):139-153. <https://doi.org/10.1108/14777831111113347>

Burgos, A., G. Bocco, J. Sosa, coordinadores. 2015. *Dimensiones sociales en el manejo de cuencas*. Universidad Nacional Autonoma de Mexico. Mexico, D. F. [online] URL: <https://www.ciga.unam.mx/publicaciones/index.php/catalogo-completo/45-dimensiones-sociales-en-el-manejo-de-cuencas>

Castellanos, A., Bravo, L., Koch, G., Llano, J., López, D., Méndez, R., Rodríguez, J., Romo, R., Sisk, T., Yanes-Arwayo, G. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. En: *Diversidad Biológica de Sonora*. Editores: Molina, F., Van Devender, T. UNAM. CONABIO. Pp: 157-186.

Cervantes, F., J. Saldivar-Cabrales, J. Yescas. 2007. Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 3(1): 3.12.

Chan, D. 2013. Using ecosystem services to understand the impact of land cover change: a case study of the upper San Pedro watershed. Thesis. Master of Science. University of Arizona.

Chapin, F. S., P. A. Matson, P. M. Vitousek. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>

CONACYT. 2021. Las regiones de emergencia ambiental en Mexico, del diagnóstico al modelo de restauración. Seminarios Web Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. [online] URL: <https://www.youtube.com/watch?v=Dvp4dS9FwW4>

CONAGUA. 2015. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Río Sonora (2624), Estado de Sonora. Diario Oficial de la Federación. Comisión Nacional del Agua. Ciudad de México.

CONAGUA. 2018. Estadísticas del Agua en México. Comisión Nacional del Agua. Ciudad de México.

Cornejo-Denman, L., J. R. Romo-Leon, K. Hartfield, W. van Leeuwen, G. E. Ponce-Campos, A. Castellanos-Villegas. 2020. Landscape Dynamics in an Iconic Watershed of Northwestern Mexico: Vegetation Condition Insights Using Landsat and PlanetScope Data. *Remote Sensing* 12(2519). <https://doi.org/10.3390/rs12162519>

Cruz, A., M. Uribe, A. Lara. Antecedentes de los cercos vivos en México: la obra de Juan M. Esponda, 1988. *Revista de Geografía Agrícola* 48-49:99.102.

Datry, T., N. Bonada, A. Boulton, editors. 2017. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Academic Press: Cambridge, MA, USA. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00020-6>.

De la Fuente, A., B. Olivera, O. Arredondo, T. Ayrikyan, M. Castillo, O. Escamilla, J. Garduño, S. Guzmán, M. Llano. 2016. Las actividades extractivas en México: Estado actual. Anuario 2016. Fundar, Centro de Análisis e Investigación, A.C. México.

Denzin, N., Lincoln, Y. 2007. Collecting and interpreting qualitative materials. Vol. 3 *Handbook of qualitative research series*, 3rd edition. Sage, Thousand Oaks, California.

Díaz-Caravantes, R., E. Sánchez-Flores. 2011. Water transfer effects on peri-urban land use/land cover: A case study in a semi-arid region of Mexico. *Applied Geography* 31:413-425. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.10.005>

Díaz-Caravantes, R.E., M. Wilder. 2014. Water, cities and peri-urban communities: Geographies of power in the context of drought in northwest Mexico. *Water Alternatives* 7(3):499-417.

Doolittle, W. 1980. Aboriginal Agricultural Development in the Valley of Sonora, Mexico. *Geographical Review* 70(3):328-342. <https://doi.org/10.2307/214260>

Doolittle, W. 2003. Channel changes and living fencerows in eastern Sonora, Mexico: myopia on traditional resource management? *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* 85(3-4):247-261. <https://doi.org/10.1111/j.0435-3676.2003.00203.x>

Doolittle, W. 2006. Agricultural manipulation of floodplains in the southern Basin and Range Province. *CATENA* 65(2):179-199. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.11.002>

Duarte, G., M. Ribeiro, A. Paglia. 2016. Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. *PLoS ONE* 11(5):e0154573. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154573>

Fernald, A., S. Guldán, K. Boykin, A. Cibils, M. Gonzales, B. Hurd, S. Lopez, C. Ochoa, M. Ortiz, J. Rivera, S. Rodríguez, C. Steele. 2015. Linked hydrologic and social systems that support resilience of traditional irrigation communities. *Hydrology and Earth System Sciences* 19:293–307. <https://doi.org/10.5194/hess-19-293-2015>

Fernald, A., T. T. Baker, S. J. Guldán. 2007. Hydrologic, Riparian, and Agroecosystem Functions of Traditional Acequia Irrigation Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 30(2):147-171. https://doi.org/10.1300/J064v30n02_13

Fernald, A., V. Tidwell, J. Rivera, S. Rodríguez, S. Guldán, C. Steele, C. Ochoa, B. Hurd, M. Ortiz, K. Boykin, A. Cibils. 2012. Modeling Sustainability of Water, Environment, Livelihood, and Culture in Traditional Irrigation Communities and Their Linked Watersheds. *Sustainability* 4(11):2998-3022. <https://doi.org/10.3390/su4112998>

Fleming, W., J. A. Rivera, A. Miller, M. Piccarello. 2014. Ecosystem services of traditional irrigation systems in northern New Mexico, USA. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10(4):343-350, <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.977953>

Franklin, K., F. Molina-Freaner. 2010. Consequences of Buffelgrass Pasture Development for Primary Productivity, Perennial Plant Richness, and Vegetation Structure in the Drylands of Sonora, Mexico. *Conservation Biology* 24(6):1664-1673. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01540.x>

Fu, B., L. Zhang, Z. Xu, Y. Zhao, Y. Wei, D. Skinner. 2015. Ecosystem services in changing land use. *Frontiers in Soils and Sediments* 15:833-843. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1082-x>

Garbach, K., A. Martinez-Salinas, F. DeClerk. 2010. The importance of management contribution of live fences to maintaining bird diversity in agricultural landscapes. *Mesoamericana* 14(3).

<https://www.revistas.up.ac.pa/index.php/mesoamericana/article/view/931>

Garcia-Martinez, M., F. Escobar-Sarria, F. Lopez-Barrera, G. Castaño-Meneses, J. E. Valenzuela-Gonzalez. 2015. Value of Riparian Vegetation Remnants for Leaf-Litter Ants (Hymenoptera: Formicidae) in a Human-Dominated Landscape in Central Veracruz, Mexico. *Environmental Entomology* 44(6):1488-1497. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv141>

Gay, C., A. Cos, C. Peña, editors. 2015. Reporte Mexicano de Cambio Climático. Grupo II: Impactos, vulnerabilidad y adaptación. México: UNAM. [online] URL: <https://www.unamenlinea.unam.mx/recurso/84110-reporte-mexicano-de-cambio-climatico-grupo-ii>

Gomez-Alvarez, A., J. Valenzuela-Garcia, D. Meza-Figueroa, M. de la O-Villanueva, J. Ramirez-Hernandez, J. Almendariz-Tapia, E. Perez-Segura. 2011. Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San Pedro River, Sonora, Mexico. *Applied Geochemistry* 26:2101-2112. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.07.008>

González-Gallina, A., M. Hidalgo-Mihart. 2018. A Review of Road-killed Felids in Mexico. *THERYA* 9(2):147-159. <https://doi.org/10.12933/therya-18-584> ISSN 2007-3364

Hasan, S. S., L. Zhen, M. G. Miah, T. Ahamed, A. Samie. 2020. Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development* 34:100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>

Herrero-Jauregui, C., C. Arnaiz-Schmitz, M. F. Reyes, M. Telesnicki, I. Agramonte, M. H. Easdale, M. F. Schmitz, M. Aguiar, A. Gomez-Sal, C. Montes. 2018. What do We Talk About When We Talk about Social-Ecological Systems? A Literature Review. *Sustainability* 10(2950). <https://doi.org/10.3390/su10082950>

Ibarra, F., J. L. Moreno. 2017. La justicia ambiental en el Río Sonora. *RevIISE-Revista de Ciencias Sociales y Humanas* 10(10):135-155. <https://www.redalyc.org/jatsRepo/5535/553559586012/html/index.html>

IPCC. 2013. Annex I: Atlas of Global and Regional Climate Projections. Van Oldenborgh, G.J., M. Collins, J. Arblaster, J. H. Christensen, J. Marotzke, S. B. Power, M. Rummukainen and T. Zhou, editors. In *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley, editors. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. [online] URL: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/atlas-of-global-and-regional-climate-projections/>

IPCC. 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo, E., K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A.

Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, and S. Federici, editors. Intergovernmental Panel on Climate Change. Published: IPCC, Switzerland. [online] URL: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>

King, B. 2002. Towards a Participatory GIS: Evaluating Case Studies of Participatory Rural Appraisal and GIS in the Developing World. *Cartography and Geographic Information Science* 29(1):43-52. <https://doi.org/10.1559/152304002782064565>

Knapp, S. 2019. The Link Between Diversity, Ecosystem Functions, and Ecosystem Services. In Schröter, M., A. Bonn, S. Klotz, R. Seppelt, C. Baessler, editors. *Atlas of Ecosystem Services, Drivers, Risks, and Societal Responses*. Springer. Cham, Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0>

Lambin, E.F., H. Geist, editors. 2006. *Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Springer: Berlin/Heidelberg, Germany.

Leon-Garcia, G. J., D. M. Meza-Figueroa, J. L. Valenzuela-Garcia, M. A. Encinas-Romero, A. I. Villalba-Atondo, K. K. Encinas-Soto, A. Gomez-Alvarez. 2018. Study of Heavy Metal Pollution in Arid and Semi-Arid Regions Due to Mining Activity: Sonora and Bacanuchi Rivers. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 11(1). <https://doi.org/10.19080/IJESNR.2018.10.555804>

Liere, H., S. Jha, S. M. Philpott. 2017. Intersection between biodiversity conservation, agroecology, and ecosystem services. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 41(7):723-760. <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1330796>

Luque, D., A. Murphy, E. Jones, A. Burquez, A. Martinez, T. Manrique, D. Esquer. 2019. Río Sonora: el derrame de la Mina Buenavista del Cobre-Cananea, 2014. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Hermosillo, Mexico.

Marshall, V., M. Lewis, B. Ostendorf. 2012. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: A review. *Journal of Arid Environments* 78:1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.11.005>

Martinez, R., N. Martinez, M. A. Perez. 2007. Las cercas vivas y su papel en la conservación de la biodiversidad en Chiapas. *Lacandonia* 1(1):117-123.

Martínez, T. 2005. El agua y cultura en la frontera norte: México-USA. *La cuenca del Río Grande-Río Bravo. Cuicuilco* 12(35):11-35. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=35103502>

Martínez, T. 2009. El Riego Tradicional en el Eriazo Norteño. *La Expansión de la Herencia Hidráulica Agrícola al Norte Novohispano. Anduli* 8:201-216. <http://hdl.handle.net/11441/51043>

Méndez-Estrella, R., J. Romo-Leon, A. Castellanos. 2017. Mapping changes in carbon storage and productivity services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments

in Northwestern Mexico. *International Journal of Geo-Information* 6:1–26. <https://doi.org/10.3390/ijgi6100298>

Méndez-Estrella, R., R. Romo-León, A. Castellanos, F. Gandarilla-Aizpuro, K. Hartfield. 2016. Analyzing Landscape Trends on Agriculture Introduced Exotic Grasslands and Riparian Ecosystems in Arid Regions of Mexico. *Remote Sensing*. 8(664):1-19. <https://doi.org/10.3390/rs8080664>

Miller, R., Brewer, J. (Eds.). 2003. *The AZ of social research: a dictionary of key social science research concepts*. Sage, London, UK.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press. Washington, D.C.

Morantes-Toloza, J., Renjifo, M. 2018. Cercas vivas en sistemas de producción tropicales: una revisión mundial de los usos y percepciones. *Revista de Biología Tropical*. 66(2): 739-753.

Moreno, J.L., B. Marañón, D. López. 2010. Los acuíferos sobreexplotados: origen, crisis y gestión social. In *El agua en México: cauces y encauces*. Jiménez, B., M. Torregrasa, L. Aboites, editors. Academia Mexicana de Ciencias. Comisión Nacional del Agua.

Nabhan, G. 2018. *Food from the Radical Center. Healing Our Land and Communities*. Island Press. Washington DC, USA.

Nabhan, G., T. Sheridan. 1977. Living fencerows of the Rio San Miguel, Sonora, Mexico: Traditional technology for floodplain management. *Human Ecology* 5:97-111 <https://doi.org/10.1007/bf00889538>

Palomo-Campesino, S., J. A. Gonzalez, M. Garcia-Llorente. 2018. Exploring the Connections between Agroecological Practices and Ecosystem Services: A Systematic Literature Review. *Sustainability* 10(4339). <https://doi.org/10.3390/su10124339>

Parraguez-Vergara, E., B. Contreras, N. Clavijo, V. Villegas, N. Paucar, F. Ther. 2018. Does indigenous and campesino traditional agriculture have anything to contribute to food sovereignty in Latin America? Evidence from Chile, Peru, Ecuador, Colombia, Guatemala and Mexico. *International Journal of Agricultural Sustainability* 16(4-5):326-341. <https://doi.org/10.1080/14735903.2018.1489361>

Patten, D., Carothers, S., Johnson, R., Hamre, R. 2018. Chapter 1. Development of the Science of Riparian Ecology in the Semi-Arid Western United States. In: Johnson, R.R.; Carothers, S.W.; Finch, D.M.; Kingsley, K.J.; Stanley, J.T. (eds.) *Riparian Research and Management: PAST, Present, Future: Volume 1*; Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-377: Fort Collins, CO, USA, 2018; p. 240.

Paz, F., J. Argumedo, C. O. Cruz, J. D. Etchevers, B. de Jong. 2016. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana* 34(3):289-310.

Pérez, R. 2012. La contaminación agrícola del agua: aspectos generales y teoría. In *Agricultura y contaminación del agua*. Instituto de Investigaciones Económicas. Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F.

Perry, L., D. C. Andersen, L. V. Reynolds, S. M. Nelson, P. B. Shafroth. 2012. Vulnerability of riparian ecosystems to elevated CO₂ and climate change in arid and semiarid western North America. *Global Change Biology* 18:821-842. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02588.x>

Poff, B., Koestner, K., Neary, D., Henderson, V. 2011. Threats to Riparian Ecosystems in Western North America: An Analysis of Existing Literature. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 1-14. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2011.00571.x>

Raheem, N., S. Archambault, E. Arellano, M. Gonzales, D. Kopp, J. Rivera, S. Guldán, K. Boykin, C. Oldham, A. Valdez, S. Colt, E. Lamadrid, J. Wang, J. Price, J. Goldstein, P. Arnold, S. Martin, E. Dingwell. A framework for assessing ecosystem services in acequia irrigation communities of the Upper Río Grande watershed. *WIREs Water* 2(5):559-575. <https://doi.org/10.1002/wat2.1091>

Reyes, J., C. Martínez. 2011. Establecimiento y manejo de cercas vivas. SAGARPA. Fundación Produce Sinaloa A. C.

Riis, T., M. Kelly-Quinn, F. C. Aguiar, P. Manolaki, D. Bruno, M. D. Bejarano, N. Clerici, M. R. Fernandes, J. C. Franco, N. Pettit, A. P. Portela, O. Tammeorg, P. Tammeorg, P. M. Rodríguez-González, S. Dufour. 2020. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience* 70(6):501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>

Rivera, J., L. P. Martínez. 2009. Acequia culture: historic irrigated landscapes of New Mexico. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo* 6(3). http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722009000300006

Rood, S., M. L. Scott, M. Dixon, E. Gonzalez, C. O. Marks, P. B. Shafroth, M. A. Volke. 2020. Ecological Interfaces between Land and Flowing Water: Themes and Trends in Riparian Research Management. *Wetlands* 40:1801-1811. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01392-4>

Ruelas, L., M. Chávez, V. Barradas, A. Octaviano, L. García, L. 2010. Uso ecológico. In *El agua en México: cauces y encauces*. Jiménez, B., M. Torregrosa, L. Aboites, editors. Academia Mexicana de Ciencias. Comisión Nacional del Agua.

Rupert, S. M. 2017. The ecology of acequias in the Mora Valley: patterns, processes and place-based knowledge. Ph.D. Dissertation. University of New Mexico. https://digitalrepository.unm.edu/biol_etds/223

Russell, H. 2006. Research Methods in Anthropology. Qualitative and Quantitative Approaches. AltaMira Press. Oxford, UK.

Sanchez, S., A. Flores, I. Cruz-Leyva, A. Velazquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. In Capital Natural de Mexico, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. [online] URL: <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/capitalNatMex.html>

Schulte, L., Asbjornsen, H., Atwell, R., Hart, C., Helmers, M., Isenhardt, T., Kolka, R., Liebman, M., Neal, J., O'Neal, M., Secchi, S., Schultz, R., Thompson, J., Tomer, M., Tyndall, J. 2008. A Targeted Conservation Approach for Improving Environmental Quality: Multiple Benefits and Expanded Opportunities. Agriculture and Environment Extension Publications. 84.

Sharp, R., J. Douglass, S. Wolny, K. Arkema, J. Bernhardt, W. Bierbower, N. Chaumont, D. Denu, D. Fisher, K. Glowinski, R. Griffin, G. Guannel, A. Guerry, J. Johnson, P. Hamel, C. Kennedy, C. K. Kim, M. Lacayo, E. Lonsdorf, L. Mandle, L. Rogers, J. Silver, J. Toft, G. Verutes, A. L. Vogl, S. Wood, and K. Wyatt. 2020. InVEST 3.9.0.post97+ug.gd7fd742.d20210513 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. [online] URL: <https://invest-userguide.readthedocs.io/en/latest/>

Sheridan, T. 1988. Where the Dove Calls. The Political Ecology of a Peasant Corporate Community in Northwestern Mexico. The University of Arizona Press. Arizona, U.S.A.

Shulze, E., E. Beck, N. Buchmann, S. Clemens, K. Müller-Hohenstein, M. Scherer-Lorenzen. 2019. Plant Ecology. Springer-Verlag, Germany. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8>

Sletto, B., J. Bryan, M. Torrado, C. Hale, B. Barry. 2013. Territorialidad, mapeo participativo y política sobre los recursos naturales: la experiencia de América Latina. Cuadernos de Geografía Revista Colombiana de Geografía 22(2):193-209. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v22n2.37014>

SNIGF. Sistema Nacional de Información y Gestión Forestal. <https://snigf.cnf.gob.mx/>

Snow, R., Snow, M. 2017. The Ecology and Economy of Forests. International Journal of Environmental Science. 2: 45-48.

Solís, G., Villalba, A., Nubes, G., del Castillo, J., Meraz, F. 2011. Físico-química del agua superficial y sedimento en el río Santa Cruz, Sonora, México. Biotecnia. Universidad de Sonora. 12(1): 3-9.

Sterman, J. 2000. Business Dynamics. Systems Thinking and Modeling for a Complex World. McGraw-Hill. USA.

Sutfin, N., E. E. Wohl, K. A. Dwire. 2016. Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms* 41:38-60. <https://doi.org/10.1002/esp.3857>

UNAM. 2016. Informe Final. Diagnóstico ambiental en la cuenca del Río Sonora afectada por el derrame del represo “Tinajas 1” de la mina Buenavista del Cobre, Cananea, Sonora. Universidad Nacional Autónoma de México. Universidad de Sonora. Instituto Tecnológico de Sonora.

Williams, N. 2011. Restoration of Nontarget Species: Bee Communities and Pollination Function in Riparian Forests. *Restoration Ecology* 19(4):450-459. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00707.x>

Zárate, J. L. 2012. Ganadería y recursos naturales en un área natural protegida del sur de Sonora. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 15:187-197. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93924497001>

FIGURES

Figure 1. Study area location. A: location of the state of Sonora in Mexico. B: location of the Sonoran River (Rio Sonora) in the state of Sonora, as well as the riparian corridor in green and the sub-watershed in lilac. C: river and main land use and vegetation types in the riparian corridor, elevation range, and municipalities included in the assessment.

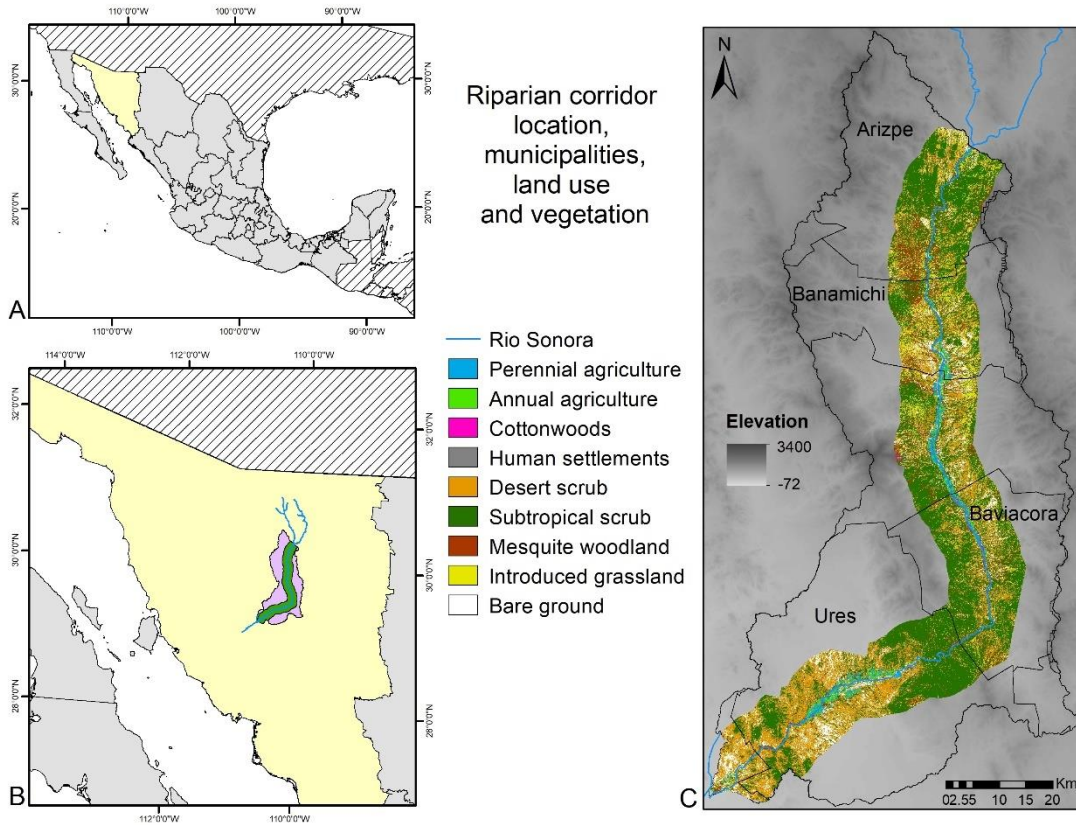


Figure 2. A: large cottonwood stand in the Central section (Baviacora) showing a fraction of the river and the transition to mesquite woodland and to desert scrub. B: recreational area in the South section (Ures) showing isolated cottonwoods (bright green) along the river surrounded by mesquite (grayish green), a flat area on one side and a hill of desert scrub on the other side. C: section of a cement lined *acequia* channel in the North-central section (Banamichi). D: willow fencerow in the North section (Arizpe) of the riparian corridor. Photo credits: Lara Cornejo.

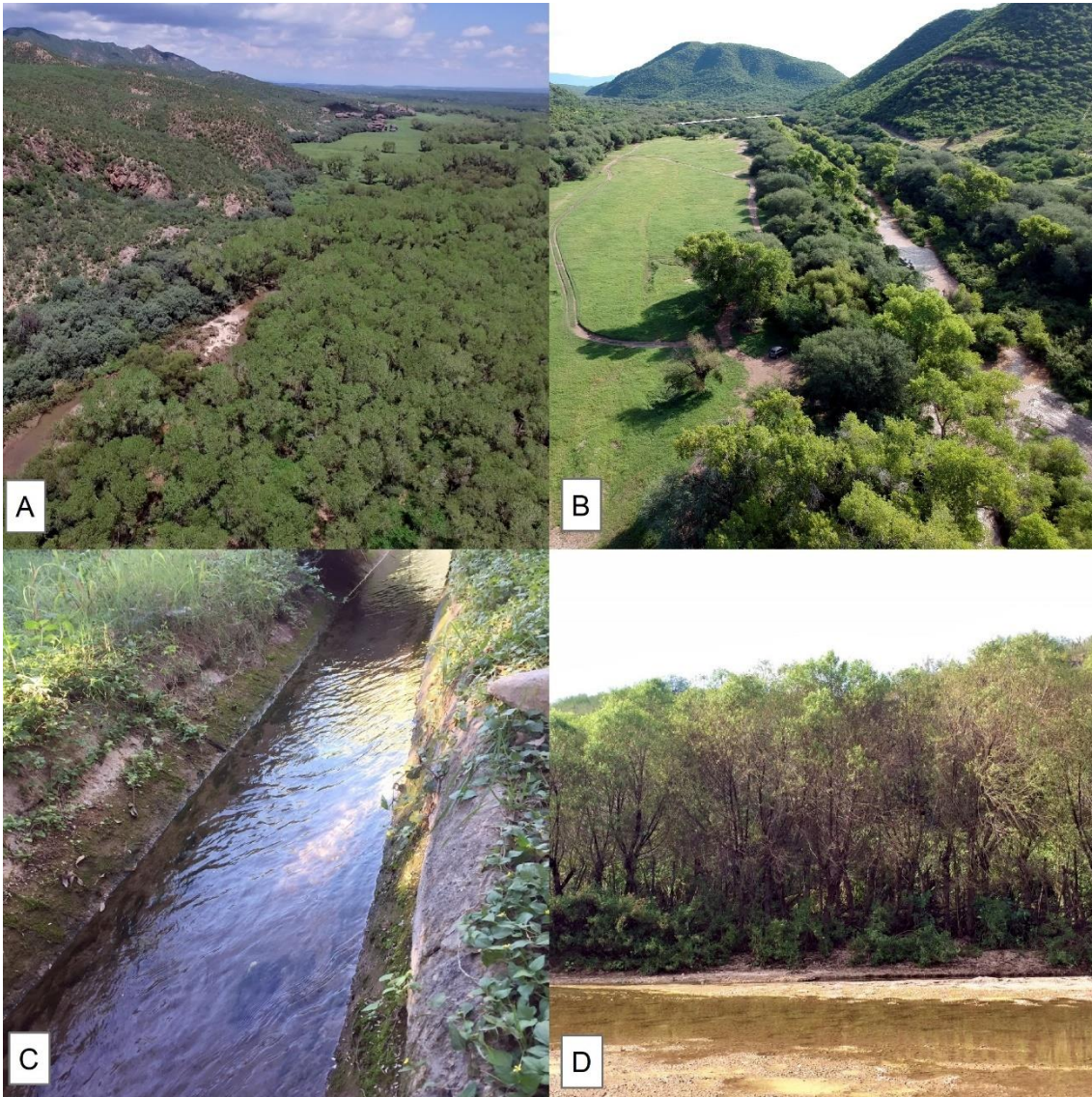


Figure 3. Ecosystem services models for habitat quality and carbon storage in the riparian corridor of the Rio Sonora subwatershed.

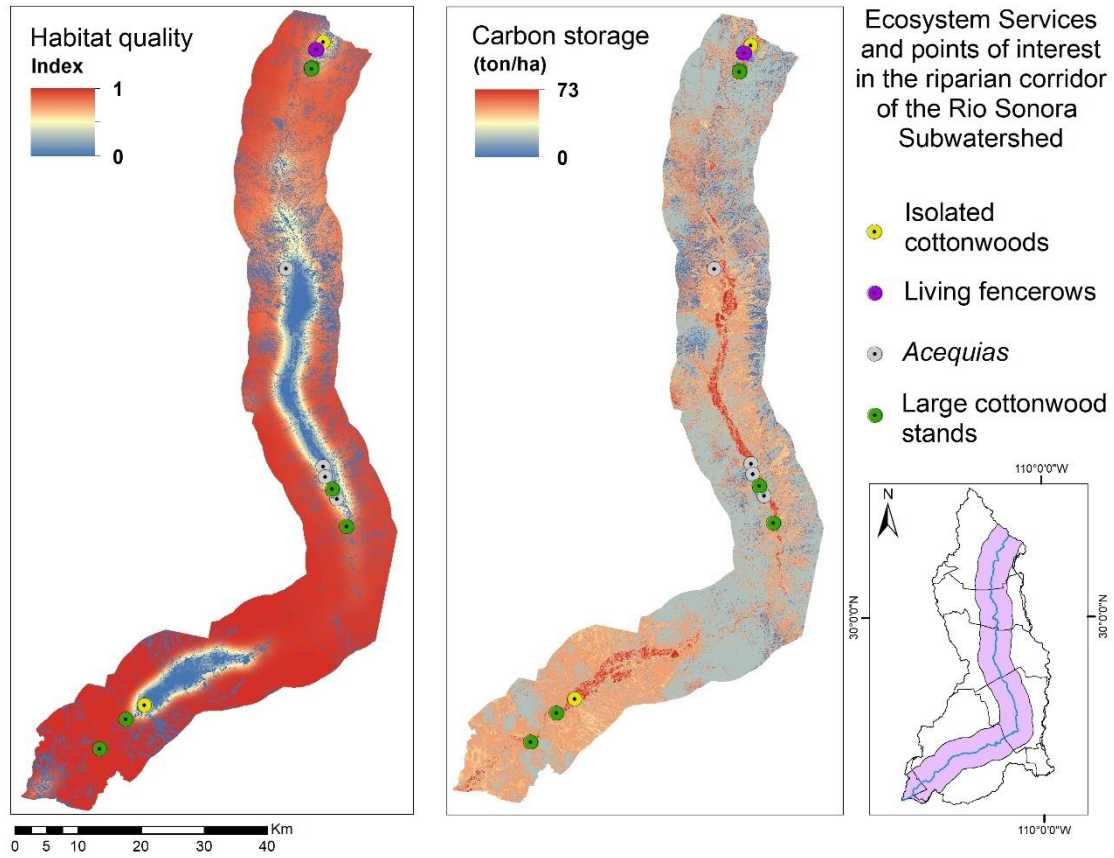


Figure 4. Living fencerows causal loop diagram, showing relations to variables of change and ecosystem services.

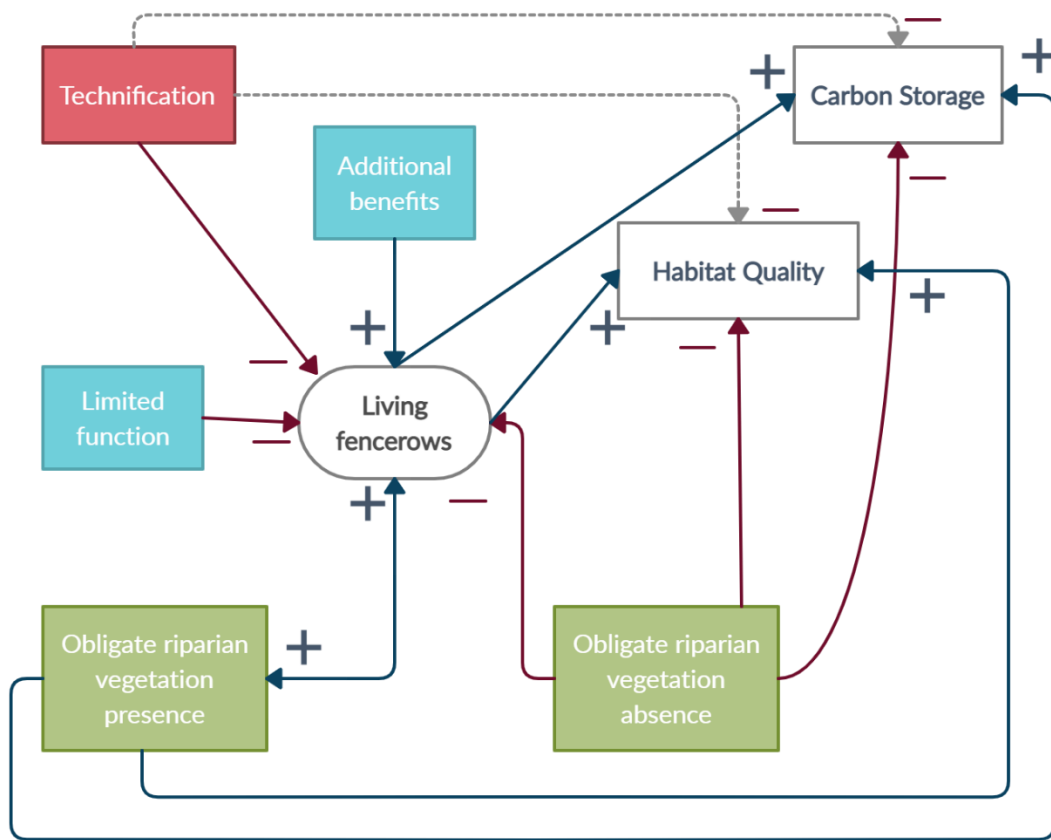
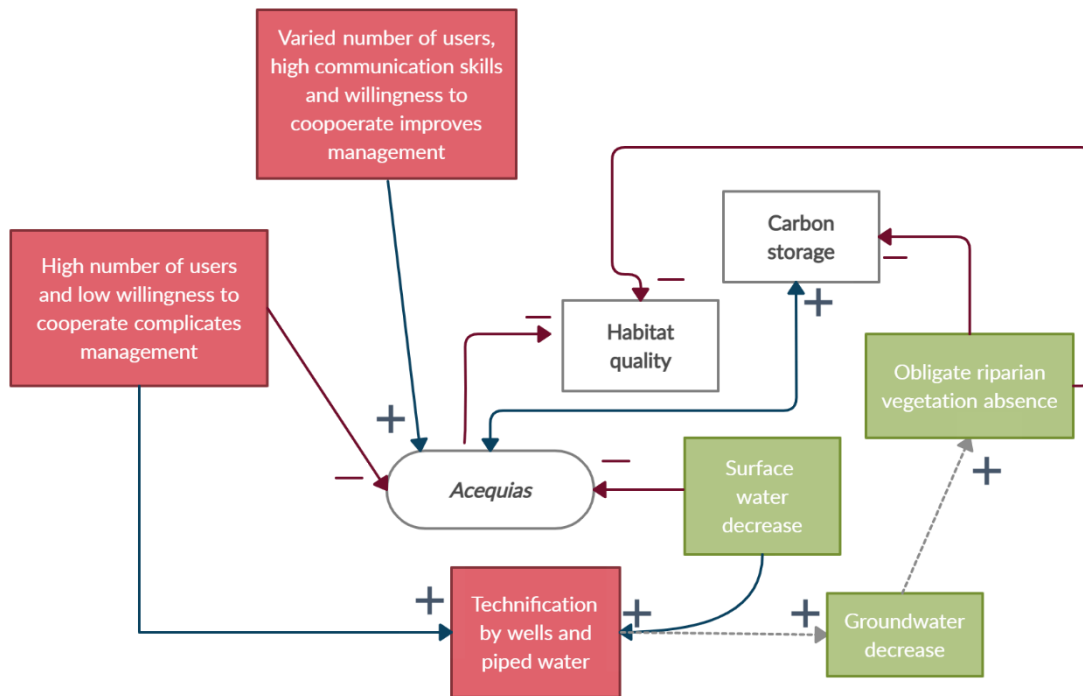


Figure 5. *Acequias* causal loop diagram showing relations to variables of change and ecosystem services.



TABLES

Table 1. Input requirements and source for the habitat quality model.

Input	Source
Land Use Land Cover map	Previously generated product (Cornejo-Denman et al. 2020), rescaled at 10 meters using the nearest neighbor analysis.
Threat impact distance	Variables were obtained through the elicitation method (Kuhnert et al. 2010) by applying surveys to 8 professionals (researchers and managers) with previous experience in the region.
Relative threat impact weights	Variables were obtained through the elicitation method (Kuhnert et al. 2010) by applying surveys to 8 professionals (researchers and managers) with previous experience in the region.
Relative sensitivity of habitats to threats	Variables were obtained through the elicitation method (Kuhnert et al. 2010) by applying surveys to 8 professionals (researchers and managers) with previous experience in the region.
Form of threat decay function	Set by the researcher based on linear or exponential effects of each threat.
Threat maps	Elaborated by the researcher based on threat identification. Threats were selected based on literature review and field observations.
Habitat suitability	Provided by the researcher based on study objective (all-natural vegetation is considered habitat).
Half saturation constant	Modified after running the model once under 0.5 value and recalculated it as half of the highest degradation value (Sharp et al. 2016).

Table 2. Description of threats identified along the riparian corridor.

Threat	Description	Effects
Perennial agriculture	Perennial crops (pecan trees, citrus, grapes).	One of the main drivers of land use changes globally, nationally and locally. It also affects water quality and quantity (Sánchez et al. 2009, Chapin et al. 2011, Pérez 2012, Méndez et al. 2016).
Annual agriculture	Annual agriculture (forage, wheat, peanut, garlic, corn, sugar cane).	One of the main drivers of land use changes globally, nationally and locally. It also affects water quality and quantity (Sánchez et al. 2009, Chapin et al. 2011, Pérez 2012, Méndez et al. 2016).
Human settlements	Urban or rural settlements.	Urban expansion directly affects the landscape and modifies water availability through transfers, this enhances conflict among users (Díaz and Sánchez 2011, Díaz and Wilder 2014).
Highways and roads	Paved highways and dirt roads.	Paved and dirt roads promote habitat fragmentation, interrupt wildlife crossing and reduce populations due to vehicle collision (Gonzalez and Hidalgo 2018).
Pig farms	Pig farms.	Waste discharges cause air and water pollution with consequences to the environment and human health (Cervantes et al. 2007).
Mines (extraction)	Mines at active extraction stage.	Mining affects water quality and quantity, changes soil characteristics, and causes extreme landscape changes; consequences to local communities include decrease in crop productivity, water availability for agriculture and domestic use, and human health (Gómez et al. 2011, De la Fuente et al. 2016, UNAM 2016, León-García et al. 2018, Luque et al. 2019).

Mines (exploration)	Mines at initial or advanced exploration stage.	Mining affects water quality and quantity, changes soil characteristics, and causes extreme landscape changes; consequences to local communities include decrease in crop productivity, water availability for agriculture and domestic use, and human health (Gómez et al. 2011, De la Fuente et al. 2016, UNAM 2016, León-García et al. 2018, Luque et al. 2019).
Introduced grassland	Rangelands composed by exotic forages such as buffelgrass (<i>Cenchrus ciliaris</i>) or Johnson grass (<i>Sorghum halepense</i>).	Exotic rangelands decrease native diversity of plant communities, promote fire regimes and erosion, and associated overgrazing limits water infiltration (Franklin and Molina-Freaner 2010, Marshall et al. 2012, Zarate 2012).
Wells	Authorized wells (by the national water institution: CONAGUA).	Wells are the greatest source of water extraction. In an overexploited aquifer, high well density affects ecological water uses (Moreno et al. 2010, Ruelas et al. 2010).

Table 3. Values and source of main carbon pools used in the carbon storage model.

Land Use and Vegetation	Aerial biomass carbon (ton/ha)	Source for aerial biomass carbon	Belowground Biomass Carbon (ton/ha)	Source for belowground biomass carbon	Soil carbon (ton/ha)	Source for soil carbon
Perennial Agriculture	6.1	Méndez et al. 2017	1.95	Méndez et al. 2017	40.8	Méndez et al. 2017
Annual Agriculture	2.22	Méndez et al. 2017	0.13	Méndez et al. 2017	40.8	Méndez et al. 2017
Cottonwoods	39.8	Field data (n 5)	10.72	Méndez et al. 2017	22.95	Paz et al. 2016
Desert Scrub	1.55	National Forest Inventoیره (n 16)	2.54	Méndez et al. 2017	37	Paz et al. 2016
Subtropical Scrub	2.84	National Forest Inventoیره (n 48)	1.64	Méndez et al. 2017	24	Paz et al. 2016
Mesquite Woodlands	5.78	National Forest Inventoیره (n 31)	3.7	Méndez et al. 2017	33.26	Paz et al. 2016
Introduced Grassland	0.74	Franklin et al., 2006	0.61	Méndez et al. 2017	18.56	Paz et al. 2016
Bare Ground	0		0		37.68	Paz et al. 2016

Table 4. Average habitat quality and carbon storage values for each point of interest in the four sections of the riparian corridor.

Watershed section	Points of interest	Habitat quality index average	Carbon storage average (tonC/ha)
South (Ures)	Isolated cottonwoods	0.10	59
	Large cottonwood stands La Chimenea	0.84	54
	Large cottonwood stands La Carrisoza	0.78	46
Central (Baviacora)	<i>Acequia Sacomachi</i>	0.14	46
	<i>Acequia El Alto</i>	0.42	44
	<i>Acequia Cucubabi</i>	0.46	37
	<i>Acequia Suaqui</i>	0.29	69
	Large cottonwood stand Suaqui	0.34	57
	Large cottonwood stands El Herrero	0.74	56
North-central (Banamichi)	<i>Acequia Los Paredones</i>	0.08	51
North (Arizpe)	Isolated cottonwoods	0.56	63
	Willow living fencerow	0.64	48
	Cottonwood living fencerow	0.66	71
	Large cottonwood stand Bamori	0.69	54
	Large cottonwood stand Bamori 2	0.72	65

Impulsores de cambio global en ecosistemas ribereños en zonas áridas de México y puntos de acción para un futuro más sustentable

Lara Cornejo-Denman^{1*}, Raúl Romo-León², América Lutz-Ley³, Alejandro Castellanos², Reyna Castillo²

¹ Posgrado en Biociencias, Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo 83000, México.

² Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo 83000, México.

³ Centro de Estudios del Desarrollo, El Colegio de Sonora, Hermosillo 83000, México.

* Autor de correspondencia laracornejodenman@gmail.com

Resumen

El cambio global está conformado por un conjunto de procesos complejos que afectan a los ecosistemas y a las poblaciones humanas en México: modifican el funcionamiento de los ambientes naturales, generan conflictos socio-ambientales y provocan eventos climáticos extremos. Las zonas áridas en México conforman casi la mitad de la superficie del territorio nacional, y son vulnerables al cambio global debido a que estos procesos agravan las condiciones naturales de aridez y agudizan la problemática de la sobreexplotación hídrica y el cambio de uso suelo. En estas zonas, los ecosistemas ribereños destacan como sitios de alta biodiversidad y proveedores de servicios y recursos que mantienen gran parte de las actividades económicas del ámbito rural y urbano, a pesar de esto, han sido poco estudiados y la mayoría de ellos se encuentra fuera de las áreas de protección especial. Este artículo presenta una revisión sobre el estado actual de los ecosistemas ribereños en zonas áridas, basada en los efectos de los factores impulsores del cambio global en diferentes sectores biofísicos y sociales, se destacan los vacíos de conocimiento y se proponen diversos puntos de acción que buscan la sustentabilidad de los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad en estos ecosistemas.

Palabras clave: sustentabilidad, biodiversidad, servicios ecosistémicos, cambio climático.

Key words: sustainability, biodiversity, ecosystem services, climate change.

Introducción

Dentro de la agenda ambiental a nivel mundial, la conservación y restauración de los ecosistemas de agua dulce es una prioridad (CBD 1992, NU 2018, IPBES 2018). Debido a diversos factores impulsores del cambio global, estos ecosistemas enfrentan amenazas que a menudo modifican su función y estructura, disminuyendo considerablemente su resiliencia, por lo que se han catalogado como biomas en riesgo (Elosegi et al. 2010, Stevenson 2014, Matthews 2016, Bogan et al. 2017, Sage 2020). El cambio global está compuesto por un conjunto de factores impulsores indirectos y directos asociados a la actividad humana, que durante la historia reciente han ocurrido de manera acelerada y simultánea, modificando los ecosistemas, provocando la pérdida de biodiversidad y degradando el bienestar humano (Stevenson y Sabater 2010, IPBES 2018). Dentro de los factores impulsores indirectos se

encuentran: los sistemas de gobernanza y las instituciones, el crecimiento económico, el comercio internacional, el desarrollo tecnológico, la población y las tendencias demográficas, y el desarrollo humano. Dentro de los factores impulsores directos se encuentran: el cambio de uso de suelo, la contaminación química de la biósfera, el cambio climático, la invasión de especies exóticas, y la sobreexplotación de los recursos naturales (IPBES 2018, Sage 2020).

A pesar del impacto del cambio global en los ecosistemas de agua dulce y las poblaciones humanas asociadas a ellos, en México no existe una legislación específica para su protección. Sin embargo, los ejemplos de cuencas y cuerpos de agua en estado de emergencia social y ambiental, así como las regiones hidrológicas prioritarias establecidas por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad son suficientes para establecer una normatividad de protección para dichos sistemas (Arriaga et al. 2002, Martínez y Hernández 2009, Mendoza et al. 2014, Moreno 2015, Carrillo et al. 2016, UNAM 2018, CONACYT 2021). Debido a las múltiples funciones y servicios que los ecosistemas de agua dulce proveen, así como los diversos contextos biofísicos y sociales en los que ocurren, es necesario que su conservación y manejo sean acordes a la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad y la Contribución Determinada a nivel Nacional referente a la mitigación del cambio climático, así como a las estrategias planteadas por las convenciones ambientales internacionales (Bagstad et al. 2012, García-Llorente et al. 2015, CONABIO 2016, Cord et al. 2019, CONABIO 2016).

Las políticas ambientales actuales en México establecen como obligatoria la protección y mantenimiento de la vida silvestre, equilibrio ecológico, conservación y usos del agua, y caudal ecológico (Ley General de Vida Silvestre, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Norma Mexicana 011 de la Comisión Nacional del Agua, Ley de Aguas Nacionales, Norma Mexicana 159 de la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). Sin embargo, por las presiones a las que se encuentran sometidos los ecosistemas de agua dulce, es urgente el desarrollo de una normatividad específica que regule los usos del suelo, del agua, y que establezca un monitoreo eficiente de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Adicionalmente, es claro que existe una desvinculación institucional que resulta en una normatividad contradictoria, ya que las leyes que regulan de manera directa la explotación de recursos naturales frecuentemente se contraponen con la legislación de

protección ambiental, lo cual puede tener efectos negativos para los ecosistemas y las poblaciones humanas (Brenner 2010, Azamar 2015, Lutz 2016, Tagle et al. 2017, Zarembeg et al. 2018).

En términos generales, las actividades antropogénicas que amenazan a los ecosistemas de agua dulce son similares a nivel nacional, sin embargo, ejercen distintos niveles de presión dependiendo de la intensidad de las actividades y de las características de cada región (Cotler 2010). Particularmente, en zonas áridas de México los ecosistemas de agua dulce se ven afectados por la sobreexplotación del agua que, junto con el cambio climático, agudizan las condiciones naturales de aridez y aumentan la presión entre los usos ecológicos y humanos del agua. Lo anterior, aumenta la vulnerabilidad de estos ecosistemas, poniendo en riesgo su capacidad para mantener el flujo de servicios ecosistémicos.

Los ecosistemas ribereños en zonas áridas del noroeste de México sirven como un ecosistema modelo para estudiar los efectos de los factores impulsores (indirectos y directos) del cambio global ya que son ecosistemas prioritarios, vulnerables y sub estudiados:

- Son prioritarios ya que son sitios de alta biodiversidad, proveen hábitat y refugio, y ayudan al mantenimiento de los ecosistemas desérticos adyacentes; además proveen servicios ecosistémicos esenciales de regulación, soporte y culturales, sostienen la mayoría de las actividades económicas que forman parte del mercado local e internacional en la región, y proveen de agua a las ciudades.
- Son vulnerables porque tienen una extensión territorial reducida (cubren menos del 1% de la superficie) y su régimen hidrológico ha cambiado de perenne a intermitente o efímero, debido al cambio climático y la sobreexplotación de acuíferos. La estructura y composición de las comunidades bióticas acuáticas y terrestres se ha modificado en muchos sitios de manera irreversible. Esta vulnerabilidad se traslada también a las poblaciones humanas, afectando su bienestar y amenazando sus medios de vida (Garrido et al. 2010, Méndez et al. 2016, Lee et al. 2021).
- Están sub estudiados en cuanto al conocimiento de la biodiversidad e intercambio de servicios ecosistémicos, y subrepresentados en los estudios globales de priorización

ecológica y en la asignación de protección oficial a nivel federal y estatal, así como en las áreas de activismo ambiental, defensa del territorio, estrategias de restauración (CONABIO 2007, Calva-Soto y Pavón 2018, Davison et al. 2021).

Por lo anterior, y debido a que no existe una revisión comprensiva acerca de la importancia de los ecosistemas ribereños en zonas áridas del noroeste de México, ni de los principales factores que los modifican, el presente trabajo presenta una descripción de los efectos de algunos factores impulsores del cambio global (gobernanza, comercio internacional, cambio climático, cambio de uso de suelo, contaminación química, especies invasoras y sobreexplotación) en los siguientes sectores biofísicos y sociales: agua, biodiversidad y servicios ecosistémicos, poblaciones humanas y medios de vida. La descripción presentada se basa en una revisión bibliográfica utilizando la base de datos de Google Académico, acotando la búsqueda a estudios desarrollados para la región del noroeste de México (Sonora, Baja California y Baja California Sur), publicados en los últimos 20 años. La revisión destaca vacíos de conocimiento y establece puntos de acción que pueden ser tomados para el desarrollo de políticas públicas o estrategias ciudadanas, dirigidas a la sustentabilidad de los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad en ecosistemas ribereños de zonas áridas.

Agua

De acuerdo con el Monitor de Sequía de Norteamérica (CONAGUA 2021), entre 2003 y 2021 ha variado el porcentaje de área afectada por la sequía, presentándose una mayor afectación entre los años 2011 y 2013 con casi el 40% del territorio afectado por sequía de intensidad excepcional, extrema, severa moderada y anormal. Para 2021 este porcentaje se ve superado, con casi 45% del territorio de Norteamérica afectado, principalmente por sequía anormal pero también por sequía excepcional en niveles similares a los de 2011. Las diferentes intensidades de sequía presentes en la región se deben a variaciones ambientales naturales y exacerbadas por el cambio climático.

En el noroeste de México y suroeste de los EUA el agravamiento de la sequía en las últimas décadas se ha manifestado por una disminución de la precipitación de invierno y retardo en la llegada del monzón de verano (Lee et al. 2021). Estos cambios presentan

diferentes retos para los ecosistemas ribereños, ya que modifican los ciclos hidrológicos afectando las fases fenológicas de la vegetación, lo cual puede desencadenar un efecto de cascada sobre otras especies co-adaptadas dentro del mismo ecosistema o de ecosistemas adyacentes que dependen de los recursos provistos por el hábitat ribereño (Smith y Finch 2018, Hough et al. 2018, Patten et al. 2018). Además de los cambios fenológicos, el cambio climático también puede modificar la composición y estructura de la vegetación. Cuando las condiciones de sequía aumentan y la disponibilidad de agua disminuye, las especies adaptadas a condiciones constantes de humedad desaparecen gradualmente dando lugar a especies con mayor resistencia a la sequía. Estos cambios afectan la disponibilidad de hábitat y recursos para muchas especies que dependen del ecosistema ribereño.

Durante las últimas décadas muchos ríos en zonas áridas del norte de México y al norte de la frontera han cambiado su régimen hidrológico y patrones de flujos anuales debido a la disminución de la precipitación y a los usos humanos del agua (CONAGUA 2018, Patten et al. 2018, Smith y Finch 2018). Estos usos frecuentemente implican una sobreexplotación de los acuíferos para el mantenimiento de la agricultura a gran escala y de exportación, la minería y las ciudades (Muñoz y Rózga 2010, Salazar et al. 2012, Díaz y Wilder 2014, Lagunas-Vázquez et al. 2013, Norman et al. 2019). Actualmente varios acuíferos en el noroeste de México se encuentran en condición de déficit, sobreexplotación, con intrusión salina y/o salinización de suelos (CONAGUA 2018, 2021). Esto aumenta la vulnerabilidad de los ecosistemas ribereños y de las comunidades rurales ante la sequía, y agudiza las desigualdades en el acceso al agua entre usuarios (Moreno et al. 2010).

La contaminación de la biósfera es una amenaza persistente y creciente en los ecosistemas ribereños de zonas áridas, principalmente debido a las descargas directas y/o procesos de infiltración. En el noroeste de México existe evidencia de la presencia de diversos tipos de contaminantes en el agua y suelo (Moreno y López 2005, González y Sánchez 2013). El origen de dichos contaminantes es diverso, desde la naturaleza geológica de las cuencas, hasta la falta de tratamiento y descargas ilegales de aguas residuales provenientes de la actividad agrícola, minera, industrial y urbana.

El uso de agroquímicos en el noroeste de México data de hace más de un siglo debido a la implementación de la agricultura industrializada, la cual tuvo varias décadas caracterizadas por el uso de plaguicidas altamente tóxicos como los organoclorados (por

ejemplo, DDT) y organofosforados (Moreno y López 2005, Bejarano 2017). Si bien, la peligrosidad de estos plaguicidas no era totalmente conocida en un inicio, gradualmente se ha prohibido su uso debido a su alta persistencia ambiental y toxicidad. Sin embargo, en México aún se utiliza un gran número de plaguicidas altamente tóxicos para el ambiente y los humanos, muchos de ellos prohibidos en otros países (Bejarano 2017).

Si bien el uso de agroquímicos contamina principalmente los suelos, la infiltración y escurrimientos transportan los contaminantes hacia mantos acuíferos y cuerpos de agua. Además, muchas de las descargas de residuos de diversas industrias son vertidas directamente en los ríos, sin procesos de tratamiento previos. Como ejemplo, en la Tabla 1 se presenta un resumen de la presencia y origen de diversos contaminantes en los principales acuíferos de Sonora.

Tabla 1. Acuíferos en Sonora con problemas de calidad del agua:

Acuífero	Presencia de contaminantes en niveles anormales	Origen de las sustancias
Caborca	Plomo, contaminantes orgánicos, compuestos organofosforados y piretroides (a groquímicos), arsénico en pozos.	Descarga de aguas negras a tierras agrícolas. Descarga de aguas residuales de la industria porcícola a cuerpos de agua. Agricultura.
Costa de Hermosillo	Intrusión salina, pesticidas, fertilizantes, contaminantes orgánicos.	Abatimiento de acuífero e intrusión de agua de mar. Uso de aguas negras para irrigación. Agricultura.
Guaymas	Contaminantes orgánicos, agroquímicos.	Descargas al mar de aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas sin tratamiento.
Valle del Yaqui y cuenca del río Yaqui.	Agroquímicos, salinidad, presencia de manganeso, compuestos nitrogenados. Níquel.	Actividad agrícola, pecuaria, industrial (maquiladora, termoeléctrica) y urbana.
Valle del Mayo	Sólidos disueltos totales.	-
Río Sonora, San Miguel y Zanjón	Sólidos disueltos totales. Arsénico, Aluminio, Bario, Cadmio, Cobre, Cromo, Hierro, Plomo, Manganeso, Mercurio, Níquel, Selenio, Talio.	Descargas de drenajes urbanos. Origen geológico de la cuenca. Minería de cobre en Cananea.

Río Santa Cruz	Arsénico, solventes tóxicos. Contaminantes orgánicos.	Descargas de la industria maquiladora y a aguas residuales urbanas.
Río San Pedro	Metales pesados en sedimentos del río: Cadmio, Cobre, Fierro, Manganeso, Plomo y Zinc. Estos metales se dispersan también a suelos agrícolas y urbanos. Contaminantes orgánicos.	Minería de cobre en Cananea. Desbordamiento de presas de jales. Descargas de aguas negras de origen doméstico e industrial.
Sonoyta-Puerto Peñasco y Cuchujaqui	Casos puntuales de contaminación por nitratos.	N/A

* Elaboración propia con base en Gómez-Álvarez et al. 2004, Vega-Granillo et al. 2011, Gómez-Álvarez et al. 2011, Villalba et al. 2012, Díaz-Caravantes et al. 2016, UNAM 2016, SEMARNAT 2019, COFEPRIS 2020.

En ecosistemas ribereños la contaminación química provoca cambios en la calidad del agua impactando directamente a las comunidades acuáticas, estos cambios pueden llevar a la desaparición de poblaciones bióticas locales sensibles, como algunos invertebrados acuáticos (Chiu et al. 2017). También se promueven procesos de eutrofización, disminuyendo la producción primaria y la biodiversidad. Además, los contaminantes se transfieren dentro de la cadena trófica debido a la bioacumulación en tejidos de animales y plantas, arriesgando la salud del ecosistema y de las poblaciones humanas aledañas a los ríos.

La transferencia de agua hacia las ciudades también afecta a los ecosistemas ribereños en zonas áridas. En Sonora, el crecimiento urbano ha provocado conflictos en la parte baja de la subcuenca del río San Miguel, debido a la competencia por el uso del agua entre diferentes actores sociales como pequeños productores agrícolas de la periferia de las ciudades, residentes urbanos y empresarios agrícolas. Los usos del agua en esta zona han detonado dinámicas de cambio de uso del suelo, como el abandono de sitios agrícolas periurbanos de pequeña escala, la transformación de agostaderos a lotes campestres y el crecimiento de sitios agrícolas de cultivos de alta demanda de agua con giro de exportación (Díaz y Sánchez 2011, Díaz y Wilder 2013).

Biodiversidad y servicios ecosistémicos

La biodiversidad ayuda a mantener el funcionamiento de los ecosistemas, lo cual a su vez es la base para la provisión de diversos servicios ecosistémicos que garantizan el bienestar

humano (Díaz et al. 2015, Knapp 2019). La pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos es una de las principales consecuencias del cambio global y constituye un factor de preocupación creciente entre la comunidad científica y la sociedad en general. A nivel global se estima que un 25% de la flora y la fauna se encuentra en riesgo de extinción (IPBES 2018). Esto se debe principalmente a la destrucción de hábitat por la expansión de actividades agrícolas y zonas urbanas. Actualmente estos paisajes transformados constituyen el 40% de la superficie terrestre libre de hielo (sin incluir las transformaciones del medio marino) (Ellis y Ramankutti 2008, Ellis et al. 2010).

En México, la confluencia de las provincias biogeográficas Neártica y Neotropical, así como la diversidad de climas y características orográficas, producen ambientes altamente biodiversos y con gran número de endemismos (Sarukhán et al. 2009). A pesar de esto, el conocimiento que tenemos sobre la biodiversidad mexicana es muy reducido; de acuerdo con Martínez-Meyer y colaboradores (2014) las especies descritas en México corresponden al 30 o 40% del total existente. En zonas áridas la situación de desconocimiento de la biodiversidad es aún mayor a la del resto del país. Frecuentemente se menciona como un problema para el desarrollo y justificación de proyectos de conservación y restauración que no hay suficiente información sobre la riqueza de especies, la diversidad genética y la condición de los servicios ecosistémicos a nivel regional (Molina-Freaner et al. 2010, Martínez-Yrizar et al. 2010). Adicionalmente, muchos proyectos de monitoreo para la generación de listados han sido liderados por instituciones extranjeras, tal como lo plantean Molina y Van Devender (2010) en el libro *Diversidad Biológica de Sonora “Por su ubicación geográfica y la tradición centralista en México, el estado de Sonora ha sido históricamente considerado lejano y fuera de la influencia de las instituciones del centro de la república, lo que ha propiciado que las expediciones de colecta científica de seres vivos haya estado a cargo principalmente de naturalistas extranjeros”*.

Aunque la afirmación anterior sigue vigente y un número considerable de asociaciones extranjeras trabajan en la región del noroeste mexicano (Madrean Discovery Expeditions, Borderlands Restoration Network, Sky Island Alliance, Wildlands Network, Northern Jaguar Project, Sonoran Institute, Watershed Management Group, The Nature Conservancy, Prescott College, Nature and Culture International), también es cierto que en los últimos años han surgido diversos grupos especializados en activismo ambiental, ciencia ciudadana,

conservación biológica, e investigación, que junto con las organizaciones más longevas contribuyen al trabajo en la región (Naturalia A.C., Profauna, Sociedad de Historia Natural Niparajá, Terra peninsular, Comunidad y Biodiversidad A.C, Pronatura Noroeste A.C., Asociación Mujeres y Conservación, Grupo Pionero Espeleológico de Sonora, Caminantes del Desierto A.C., EcoGrande A.C.). El papel de las instituciones educativas (Universidad de Sonora, Universidad Estatal de Sonora, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Universidad Autónoma de Baja California, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México) y su colaboración con las organizaciones no gubernamentales también es esencial para el avance del conocimiento sobre la biodiversidad regional, además de ser las responsables de la formación de investigadores y profesionistas. Algunas de estas alianzas entre instituciones han dado pie a proyectos exitosos de restauración en ecosistemas ribereños como la que se desarrolló en la parte baja de la cuenca del río Colorado.

Dado que los ecosistemas ribereños están poco estudiados en esta región, hay asuntos urgentes que requieren expandir el trabajo de documentación para poder establecer medidas eficientes de protección. Un ejemplo de esto, es registrar la extensión de especies invasoras que ya han sido identificadas en muchos ambientes ribereños en el noroeste de México. Como ejemplos de plantas tenemos el reemplazo del carrizo nativo *Phragmites australis* por *Arundo donax*, o el pino salado *Tamarix aphylla* que ha colonizado riberas afectadas por la sequía y la salinización de suelos, reemplazando a los álamos y sauces nativos. También es común la presencia de arbustos naturalizados en hábitats ribereños perturbados, como la higuera *Ricinus communis* y el tabaco gigante *Nicotiana glauca* (Van Devender et al. 2010). Como fauna invasora en hábitats acuáticos se han registrado la rana toro *Lithobates catesbeianus*, las mojarra de los géneros *Tilapia* y *Oreochromis*, el bagre de canal *Ictalurus punctatus*, la lobina negra *Micropterus salmoides*, y la carpa común *Cyprinus carpio* (Varela-Romero y Hendrickson 2010). Muchas de estas especies están enlistadas como agresivas y con rápida capacidad de expansión en listados internacionales de especies exóticas invasoras (CABI), incluso dentro de las cien especies más peligrosas por su carácter invasivo a nivel mundial (IUCN). Algunas de ellas ya están naturalizadas y el desconocimiento sobre su extensión actual en la región puede resultar riesgoso, sobre todo cuando ya se tienen antecedentes sobre los efectos ecológicos de especies invasoras como el zacate *buffel*.

La expansión agrícola constituye una de las mayores amenazas a la biodiversidad y servicios ecosistémicos en la región. A pesar de las condiciones naturales de aridez, en muchas partes del noroeste de México se han desarrollado grandes regiones agrícolas que mantienen primeros lugares a nivel nacional en producción de diversos cultivos como el trigo, uvas, hortalizas, moras (Márquez et al. 2014). Esto ha provocado, además de la sobreexplotación de los recursos hídricos, la transformación de la cobertura del suelo en extensas áreas de valles ribereños y desembocaduras de ríos. Algunas transformaciones de este tipo se observan en las áreas de la costa de Hermosillo y el valle del Yaqui en Sonora, el valle de Mexicali, valle de Guadalupe y la zona costera de San Quintín en Baja California. El establecimiento de estas áreas agrícolas ha implicado la eliminación total de la vegetación nativa afectando a la vegetación ribereña, matorrales desérticos, mezquitales, chaparrales, vegetación costera de alta prioridad ecológica como manglares y otros humedales (CONABIO 2021).

Si bien, en el noroeste de México existen pocas ciudades grandes y la densidad poblacional es menor que en el centro y sur del país, el crecimiento urbano y desarrollo de infraestructura humana como carreteras y caminos también contribuyen al cambio de uso de suelo. Las ciudades y la infraestructura humana promueven la destrucción de hábitat y la fragmentación de ecosistemas, disminuyendo las poblaciones silvestres de plantas y animales y alterando la hidrología de las cuencas (Coffin et al. 2021). Específicamente las carreteras provocan interacciones negativas entre vida silvestre y humanos debido al riesgo por colisión con vehículos. Debido a que los ecosistemas ribereños funcionan como corredores naturales y conectores del paisaje es importante que la planeación de carreteras y ciudades considere medidas para mantener dichas funciones, tales como los pasos de fauna, ampliación de áreas verdes y zonas protegidas (Manteca-Rodríguez et al. 2021, Inda et al. 2021). Los corredores biológicos, pasos de fauna y paisajes agrícolas heterogéneos basados en prácticas orientadas a la sustentabilidad (como la diversificación de cultivos y rotación de tierras) son algunas alternativas que pudieran aplicarse para mitigar los efectos extensivos del cambio de uso de suelo (Astier-Calderon et al. 2002, Houghton 2014).

Además de la pérdida de biodiversidad, las actividades descritas anteriormente también afectan la provisión de servicios asociados a los ecosistemas ribereños. Algunos de los servicios comprometidos son: provisión de agua, regulación de agua (capacidad de

almacenamiento, flujos, inundaciones), calidad del agua, ciclo hidrológico, almacén de carbono provisión de comida (producción agrícola), regulación de la erosión, polinización, formación del suelo, ciclos de nutrientes, relaciones sociales, sentido de pertenencia, actividades recreativas (Hamilton et al 2010). Sin embargo, no se tiene información clara y continua sobre el estado de los servicios provistos por los ecosistemas ribereños en la región, y esto dificulta su manejo y protección.

Son pocas las investigaciones que modelan o estiman la provisión de servicios ecosistémicos en el noroeste de México. Para la cuenca del río San Miguel, en Sonora, destaca el trabajo de Méndez y colaboradores (2017) en el que se modela la provisión de almacén de carbono para diferentes tipos de vegetación en la cuenca, encontrando que la vegetación ribereña es la de mayor capacidad en términos de toneladas de carbono por hectárea, superando incluso a los bosques de encino de la región. Este estudio presenta una metodología clara y con gran potencial para incorporarla a planes de manejo y normatividad ambiental y garantizar un monitoreo continuo de los servicios en ecosistemas ribereños.

Poblaciones humanas y medios de vida

Las variaciones en precipitación y temperatura asociadas al cambio climático han modificado los ecosistemas naturales de la región y con ello las actividades económicas de la población humana. Algunas de las principales afectaciones de la sequía en comunidades rurales del noroeste de México se relacionan con la disminución en la productividad de la vegetación que afecta bosques, matorrales (agostaderos naturales) y praderas forrajeras de zacate *buffel* (*Cenchrus ciliaris*), impactando a la actividad ganadera, principalmente a los ganaderos de pequeña escala que no tienen solvencia para comprar alimento a su ganado durante la sequía (Bravo et al. 2010, Bravo y Castellanos 2013). La falta de recursos en el agostadero muchas veces implica la utilización de las zonas de ribera para el pastoreo del ganado, lo cual contribuye a la degradación de los ecosistemas ribereños debido a la erosión y compactación del suelo. El pastoreo también provoca cambios en la composición y estructura de la vegetación y el hábitat de la vida silvestre (Castellanos et al. 2010, Varela-Romero y Hendrickson 2010, Castillo-Gómez et al 2010, Chih et al 2017, Frey 2018). Adicionalmente se generan problemas de contaminación de los cuerpos de agua y de los cultivos de consumo humano.

Estudios sobre la resiliencia de las comunidades rurales asociadas a ambientes ribereños, han registrado las adaptaciones de éstas ante las presiones del cambio climático. Algunas adaptaciones incluyen el abandono de actividades agrícolas y ganaderas, y la diversificación de los medios de vida a partir de la búsqueda de empleo en maquiladoras, minería o pequeños negocios (Scott y Buechler 2013). También se han adaptado las actividades agrícolas buscando otras fuentes de agua, solicitando apoyos institucionales, y cambiando técnicas de cosecha para mantener la humedad del suelo o adoptando cultivos de menor demanda de agua (Villamayor y García 2017). Sin embargo, no todas las comunidades tienen la misma capacidad de adaptarse ante el cambio climático y muchos de los conflictos por el uso de recursos no tienen soluciones sencillas.

En ciertas comunidades del río San Miguel, en Sonora, los conflictos por el agua se complican por la desvinculación institucional y entre las propias comunidades (Navarro et al 2017). Originados por el cambio climático, estos conflictos se agudizan con la desigualdad social. Muchas veces el acceso a nuevos pozos y apoyos agrícolas solamente son accesibles para los productores a gran escala, poniendo en desventaja a los pequeños productores, quienes generan menos ingresos y por lo tanto tienen menos posibilidades de protegerse ante el déficit hídrico (Lee et al. 2021). La producción agrícola a gran escala dirigida al comercio internacional implica nuevos retos para las comunidades locales. Además de competir por el agua y el territorio, esta actividad no contribuye sustancialmente a la economía de los agricultores locales y genera tensión social debido a las deficientes condiciones laborales y de vivienda de los trabajadores agrícolas migrantes. Esto se ha visto en el valle de San Quintín en Baja California y en la zona de Hermosillo-Pesqueira en Sonora (Peñaloza y Peñaloza 2016, Sánchez et al. 2018, Garrapa 2019). En estas zonas los ecosistemas ribereños son prácticamente inexistentes.

Los procesos de cambio de uso de suelo en los valles de los ríos al interior del territorio y en los valles más cercanos a las costas difieren debido a la extensión de tierra utilizada y al tipo de agricultura que se practica. Por ejemplo, en la costa de Hermosillo en el estado de Sonora, la agricultura intensiva generó condiciones desfavorables (p. ej. intrusión salina) provocando el abandono de campos agrícolas. En algunos de estos campos los ecosistemas nativos no han logrado regenerarse por completo y se observan paisajes desertificados o

parcialmente desprovistos de cobertura vegetal (Castellanos et al. 2005, Dennis 2020). Esto ha tenido efectos negativos sobre algunos pobladores locales ya que la pérdida de vegetación nativa limitó el acceso a recursos utilizados en la elaboración de carbón y uso de agostaderos, aumentando los procesos de migración y presiones sobre la actividad pesquera por el establecimiento de la acuacultura, la pesca furtiva y la sobreexplotación de pesquerías, lo cual aunado al déficit hídrico ha resultado en un sistema incapaz de sostenerse (Halvorson et al. 2003, Moreno 2006, Pineda et al. 2014, De La Torre y Godoy 2015).

Lo contrario se puede observar en algunos valles interiores ribereños con prácticas agrícolas a pequeña escala o bajo un esquema de subsistencia, en donde se ha registrado una regeneración de la vegetación ribereña en parcelas abandonadas, sin la necesidad de intervenciones complejas (Cornejo et al. in rev.). Estos esquemas de agricultura a pequeña escala o de subsistencia son alternativas importantes para el mantenimiento de la biodiversidad local en los ecosistemas ribereños de la región y pueden contribuir a mitigar la inseguridad alimentaria de las comunidades ayudando a conservar variedades de plantas y animales locales de interés, así como cultivos más resistentes a plagas y al cambio climático.

La contaminación química y orgánica en el noroeste de México constituye otro factor impulsor de cambio en los ecosistemas ribereños y poblaciones humanas asociadas. Se ha investigado y documentado ampliamente la problemática socio-ambiental derivada de la contaminación. Desde modelos sobre escenarios futuros siguiendo las tendencias actuales de uso y manejo de contaminantes, hasta el registro de efectos en la salud de jornaleros agrícolas (hombres, mujeres y niños) como consecuencia de la exposición ocupacional a agroquímicos (Vera y Robles 2012, Zúñiga et al. 2012, Rojas et al. 2019). También existen estudios de correlación espacial entre sitios con actividad agrícola y minera intensiva, y la prevalencia de enfermedades como el cáncer (Manzanares 2016). Así como registros de una alta prevalencia en la presencia de condiciones médicas congénitas fuertemente asociadas a exposiciones ambientales en distritos de riego y municipios con actividad minera (Valdés et al 2017). Los ríos y ecosistemas ribereños como corredores conectores del paisaje movilizan y bioacumulan los contaminantes a lo largo de la región, esto pudiera prevenirse si se garantizara la vigilancia y regulación de las fuentes contaminantes, así como la inversión en infraestructura para el tratamiento de suelos y agua. A pesar de estos antecedentes, poco se ha hecho desde la parte institucional para solucionar la problemática.

En términos generales, los conflictos socioambientales que afectan a la población humana y sus medios de vida se deben a múltiples procesos derivados de la globalización y el cambio climático, como aquéllos que tienen que ver con la migración y el establecimiento de sitios de vivienda bajo condiciones precarias sin acceso a servicios, o el impacto social, psicológico y económico provocado por eventos catastróficos como el derrame de la mina de Cananea en 2014 (Haro 2007, Leichenko y O'Brien 2008, Luque et al. 2019). Estos antecedentes destacan la importancia de tomar en cuenta varios aspectos del bienestar humano, más allá del económico, en las investigaciones sobre cambio global.

Vacíos de conocimiento

De los trabajos presentados en esta revisión destacan la gobernanza y las instituciones como principales factores impulsores indirectos, y el cambio de uso de suelo y el cambio climático como principales factores impulsores directos de cambio global en la región, para los tres sectores analizados (agua, biodiversidad y poblaciones humanas).

Destaca también que la mayoría de los trabajos revisados describen factores que representan los aspectos biofísicos del cambio global, es decir presentan variables medibles asociadas al cambio climático, el cambio de uso de suelo y la contaminación química. El resto de los trabajos cubren los aspectos económicos, sociales y demográficos del cambio global, como lo es el efecto del mercado y comercio internacional, y las formas de organización social. Pocos de los estudios revisados integran ambas dimensiones. Esto abre una oportunidad para nuevas perspectivas de estudio en los ecosistemas ribereños de la región. Por ejemplo, los efectos del desarrollo tecnológico en el mantenimiento o pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos, o las relaciones directas entre la presencia de especies invasoras y el bienestar de las poblaciones humanas.

Adicional a la falta de información sobre el estado base de la biodiversidad y servicios ecosistémicos, existe un gran vacío acerca de las relaciones entre la salud humana y todos los sectores revisados. En cuanto al sector agua es indispensable documentar las relaciones entre la calidad y disponibilidad del agua con la salud de las poblaciones humanas aledañas a los ríos. En el sector de biodiversidad hace falta generar indicadores relacionados con la salud que brindan los ecosistemas ribereños conservados. En este sentido, los estudios enfocados en la valoración de servicios ecosistémicos inmateriales y culturales puede ayudar

a evaluar las relaciones entre biodiversidad y bienestar. En el sector de poblaciones humanas y medios de vida hace falta estimar el bienestar humano más allá de sus actividades económicas.

Dentro de los factores indirectos se requiere ampliar el estudio del desarrollo tecnológico, económico y humano, y dinámicas demográficas en el contexto de los ecosistemas ribereños. Y de los factores indirectos hace falta la documentación sobre presencia y extensión de las especies invasoras y su efecto en los sectores de agua y poblaciones humanas.

Más allá de la documentación y los diagnósticos, es importante abordar alternativas de acción directa como la restauración ecológica y el activismo ambiental, cuya práctica proporciona soluciones directas a la degradación de los ecosistemas y oportunidades de aprendizaje colectivo. Además, se crean espacios para el intercambio social y la cohesión comunitaria, y se promueve la coproducción de conocimiento nuevo.

Conservación, restauración y resiliencia en ambientes ribereños

Aunque muchas de las problemáticas descritas requieren acciones directas sobre aspectos de legislación y normatividad, las opciones de restauración ecológica y fitorremediación también pueden contribuir a mejorar la situación ecológica y consecuentemente mejorar las condiciones de la población humana (Santos et al. 2017).

Como se ha visto, los efectos del cambio global en estos ecosistemas son múltiples y con consecuencias complejas. Por ello, la restauración ecológica se propone no solamente como una alternativa, sino como un elemento obligado para la recuperación de estos ambientes (Patten et al. 2018). Aunque hay regiones en donde las modificaciones han transformado al ecosistema de manera irreversible, aún hay muchos lugares en donde la conservación, restauración y alternativas de manejo pueden resultar exitosas.

Los ecosistemas ribereños presentan cierto grado de plasticidad, la cual está ligada a la historia de los usos del suelo y explotación de recursos en las diversas partes de las cuencas. Por ejemplo, en Sonora, en la parte media de la cuenca del río Sonora, la capacidad regenerativa del ecosistema ribereño es evidente en sitios en donde se han abandonado parcelas agrícolas debido a daños causados por las crecientes del río y en donde en un lapso de 30 años las alamedas se han reestablecido formando bosques ribereños jóvenes de hasta

20 metros de altura (visita de campo, octubre 2019). Otro ejemplo de lo anterior se observa en sitios bajo propiedad privada y con uso recreativo en los que, de manera voluntaria, se han mantenido bajo control ciertos agentes de disturbio (exclusión del ganado) y se ha promovido la regeneración de la vegetación ribereña (observación personal). Estos ejemplos brindan un mensaje importante para la conservación de los ecosistemas ribereños, en donde es evidente que la regeneración natural de la vegetación ribereña se puede dar de manera exitosa sin la necesidad de intervenciones complicadas.

En Baja California, en la parte baja de la cuenca del río Colorado se llevó a cabo un programa de restauración entre el 2012 y 2017 para fomentar la conservación de los humedales que forman parte del delta del río, catalogados como sitios Ramsar. A partir de un acuerdo binacional se estableció el suministro de 195 millones de metros cúbicos de agua a través de pulsos anuales, lo que ayudó a regenerar las condiciones para el establecimiento de especies ribereñas (Nelson et al. 2017). Lo anterior, en combinación con esfuerzos de intervención de la vegetación para remover especies exóticas y reintroducir árboles nativos, así como el establecimiento de sitios oficiales de protección como la Reserva de la Biósfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado han hecho de esta región un ejemplo de colaboración multinstitucional a nivel nacional (Mellink y Hinojosa-Huerta 2018).

En la Cuenca Los Ojos, ubicada en frontera noreste del estado de Sonora se ha registrado un incremento en el verdor y en el contenido de humedad (detectados a través de índices de la vegetación derivados por percepción remota) de la vegetación ribereña regenerada gracias a esfuerzos de restauración como la exclusión de ganado y el establecimiento de estructuras para el control de la erosión (Wilson y Norman, 2018). En la misma región también se realizan esfuerzos para vincular a las comunidades en la conservación del hábitat ribereño asociado a la presencia de castor (*Castor canadensis*), especie emblemática y clave para el funcionamiento de estos ecosistemas (Naturalia 2020).

Muchos proyectos de restauración y conservación implican beneficios económicos y ambientales, sin embargo, los beneficios sociales y culturales (más allá de los que se pueden medir en términos económicos) están poco explorados, y son también una prioridad en el funcionamiento de los sistemas ribereños (Basak et al. 2021). Por esto es indispensable concebir a los ambientes ribereños como sistemas socio-ecológicos (Dunham et al. 2018) y

proponer acciones acordes con las necesidades de cada región, tomando en cuenta la dimensión de la cuenca.

Puntos de acción para la sustentabilidad de los ecosistemas ribereños en zonas áridas

Los contextos de cada región en donde los ecosistemas ribereños representan un elemento central, son variables, pero comparten conflictos similares. Por lo tanto, existen puntos de acción comunes que pueden apoyar el desarrollo de políticas públicas o estrategias ciudadanas que busquen resultados positivos en los ecosistemas y las poblaciones humanas. A continuación, se describen algunas de estas propuestas.

- **Monitoreos y generación de conocimiento:** incorporar la evaluación de biodiversidad y servicios ecosistémicos, así como las estimaciones de los efectos del cambio climático para la región, en la normatividad oficial. Utilizar esquemas de valuación integrada de servicios ecosistémicos basada en datos biofísicos y socio-económicos, e incorporar la valuación de servicios inmateriales y culturales para apoyar la toma de decisiones sobre el uso de los recursos en ambientes ribereños. Utilizar metodologías validadas por estudios previos en la región, aprovechar las fuentes de datos satelitales y utilizar otros sensores remotos como plataformas aéreas no tripuladas para la documentación a nivel local. Garantizar la periodicidad de los monitoreos para tener información sobre el cambio en los indicadores a través del tiempo, e información base que apoye la generación de diagnósticos futuros en caso de algún incidente o desastre.
- **Evaluación a través de escenarios:** considerar la aplicación de modelos participativos basados en escenarios (exploratorios, basados en metas o de evaluación de políticas) previos a la generación de los planes de restauración y conservación e incluir la valoración plural de la naturaleza (esquema de valores utilitarios, relacionales e intrínsecos).
- **Restauración y manejo:** priorizar el diagnóstico para el establecimiento de planes de restauración y/o manejo especializado y garantizar el trabajo de monitoreo para el seguimiento de los sitios, para esto se necesita la incorporación de expertos y científicos en la elaboración de los planes. Especial atención en indicadores de

biodiversidad, reconociendo que ésta es la base para la provisión de múltiples servicios.

- **Inclusión y capacitación:** integrar las necesidades y opiniones de los diferentes actores involucrados en el manejo de los recursos de uso común, en conjunto con el desarrollo de capacidades a nivel local. Esto incluye a los usuarios directos e indirectos de los beneficios (servicios ecosistémicos) de dichos recursos. En el caso de las cuencas es necesario considerar que los efectos de las decisiones en el uso y manejo del recurso en un sitio específico de la cuenca se pueden propagar hacia otros sitios. De tal manera, es necesaria la participación de grupos organizados como comunidades ejidales y agrarias, comités, colectivos y representantes de la sociedad civil. Invertir en la capacitación de los grupos organizados para mejorar la gestión de los recursos de uso común y la defensa de sus territorios, promover el uso de tecnologías de percepción remota para la vigilancia de sus territorios.
- **Educación e información:** establecer programas permanentes de comunicación y educación a nivel municipal para informar a la población sobre temas ambientales prioritarios y aplicación de programas de mitigación actuales. Generar espacios para la cohesión comunitaria. Estimular y financiar la ciencia ciudadana a nivel urbano y rural. Garantizar y simplificar el acceso a la información y bases de datos oficiales para diferentes tipos de usuarios.
- **Colaboración:** desde las instituciones educativas promover la colaboración transdisciplinar con otras instituciones, grupos indígenas, organizaciones no gubernamentales e instituciones de gobierno para la coproducción de conocimiento. Priorizar esta colaboración en la formación de estudiantes y futuros investigadores
- **Incentivos:** migrar en la aplicación de incentivos económicos para la expansión de la producción hacia la restauración y conservación, considerar y adaptar a la región los esquemas de pago por servicios y el desarrollo de prácticas agrícolas orientadas a la sustentabilidad, así como la implementación de tecnología que eficiente la actividad agrícola. Diversificar los incentivos y programas de apoyo fuera del sector agropecuario para abrir oportunidades a otras estrategias productivas. Dirigir incentivos a la creación de capacidades y capacitación para el desarrollo de actividades económicas comunitarias que sean de bajo impacto ecológico en cuanto

al uso del agua y la biodiversidad: huertos caseros, invernaderos de reproducción de especies nativas, producción de alimentos y artesanías regionales, servicios ecoturísticos.

- Protección oficial y voluntaria: proponer la protección de áreas previamente identificadas como prioritarias (por ejemplo, las propuestas por CONABIO en el 2002) y otras no contempladas, como los puntos de diversidad biocultural. Priorizar los territorios indígenas como sitios de conservación y garantizar la autonomía de estos grupos en el manejo y administración de las áreas de protección. Promover la constitución y aumento de las áreas destinadas voluntariamente a la conservación y ofrecer capacitación continua a propietarios de áreas designadas.

Reflexiones finales

Aunque algunos de los puntos anteriores están incluidos en acuerdos y plataformas internacionales vigentes, su incorporación a la normatividad oficial en México ha sido lenta. Sin embargo, la normatividad oficial no es la única vía para lograr la sustentabilidad de los ecosistemas ribereños. La movilización y organización ciudadana es indispensable en esta búsqueda. También es prioritario el trabajo de las instituciones de educación superior. De hecho, para la aplicación y el éxito al largo plazo de proyectos de restauración y conservación es necesaria la intervención de múltiples actores, y una planeación integral en la que exista un balance entre los beneficios ecológicos y socioeconómicos para las comunidades locales.

La ejecución de estos proyectos no debería restringirse al ámbito rural, sino incorporarse también al desarrollo urbano. Considerando que las ciudades dependen de las principales cuencas regionales se puede buscar también la protección de los ecosistemas ribereños al interior de las ciudades, aprovechándolos como corredores biológicos y áreas verdes que beneficien a la población aumentando su calidad de vida.

La extensión de las zonas áridas en nuestro país nos brinda una gran oportunidad para el establecimiento de sitios de protección especial y sitios de manejo productivo alternativo. Priorizando la protección de los ecosistemas ribereños a partir de evaluaciones de biodiversidad y servicios ecosistémicos y mejorando la administración

del recurso hídrico en la región, se puede armonizar el bienestar humano y la conservación de la biodiversidad.

Referencias

Arriaga, Laura; Aguilar, Verónica, y Alcocer, Javier (2002). “Regiones hidrológicas prioritarias, escala 1:4000000”. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Recuperado de <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/rhpri4mgw.html>

Astier-Calderón, Marta; Maass-Moreno, Manuel, y Etchevers-Barra, Jorge (2002). “Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable”. *Agrociencia*, 36(5), pp. 605-620. Recuperado de <https://www.redalyc.org/comocitar.oa?id=30236511>

Azamar, Aleida (2015). “La Mina de San Xavier: actividad extractiva y daño al tejido social en México”. *Paradigma económico*, 7(2), pp. 47-67. Recuperado de <https://paradigmaeconomico.uaemex.mx/article/view/4799>

Bagstad, Kenneth; Semmens, Darius; Winthrop, Rob; Jaworski, Delilah, y Larson, Joel (2012). “Ecosystem services valuation to support decision making on public lands—A case study of the San Pedro River watershed, Arizona”. *United States Geological Survey Scientific Investigations Report*, 5251, 93 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.3133/sir20125251>

Base de datos en línea de la organización internacional CABI: <http://www.cabi.org>

Base de datos en línea de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza: http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php

Bejarano, Fernando (2017). “Los plaguicidas altamente peligrosos: nuevo tema normativo internacional y su perfil nacional en México”. Bejarano, Fernando (ed.), *Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México*. Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A.C. Texcoco, México, 364 pp. Recuperado de <https://www.rapam.org/wp-content/uploads/2017/09/Libro-Plaguicidas-Final-14-agst-2017sin-portada.pdf>

Bogan, Michael; Chester, Edwin; Datry, Thibault; Murphy, Ashley; Robson, Belinda; Ruhi, Albert; Stubbington, Rachel, y Whitney, James (2017). “Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams”. Datry, Thibault; Bonanda, Núria, and Boulton, Andrew (eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Ecology and Management. The Netherlands, Elsevier, 622 pp. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00013-9>

Bravo, Luis, y Castellanos, Alejandro (2013). “Tendencias del Índice de la Diferencia Normalizada de la Vegetación (NDVI) en el estado de Sonora. Implicaciones potenciales sobre el sector pecuario en el contexto del cambio climático”. Sánchez, Erick, y Díaz, Rolando (coords.), *Dinámicas locales del cambio ambiental global: aplicaciones de percepción remota y análisis espacial en evaluación del territorio*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez, México, 1061 pp.

Bravo, Luis; Castellanos, Alejandro, y Shoko, Olga (2010). “Sequía agropecuaria y vulnerabilidad en el centro oriente de Sonora. Un estudio de caso enfocado a la actividad ganadera de producción y exportación de becerros”. *Estudios sociales*, 18(35), pp. 211-241. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-45572010000100006&script=sci_abstract&tlng=es

Brenner, Ludger (2010). “Gobernanza ambiental, actores sociales y conflictos en las Áreas Naturales Protegidas mexicanas”. *Revista Mexicana de Sociología*, 72(2), pp. 283-310. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-25032010000200004

Calva-Soto, Karina y Pavón, Numa (2018). “La restauración ecológica en México: una disciplina emergente en un país deteriorado”. *Madera y Bosques*, 24(1), pp. 1-11. Recuperado de <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2411135>

Carrillo, Joel; Peñuela, Liliana; Huizar, Rafael; Cardona, Antonio; Ortega, Marcos; Vallejo, Josefina, y Hatch, Gonzalo (2016). “Conflictos por el agua subterránea”. José Moncada y Álvaro López (coords.) *Geografía de México. Una reflexión espacial contemporánea*. México: UNAM, 775 pp. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.14350/sc.01>

Castellanos, Alejandro; Martínez, M.; Llano, José; Halvorson, William; Espiricueta, M., y Espejel, I. (2005). “Successional trends in Sonoran Desert abandoned agricultural fields in Northern Mexico”. *Journal of Arid Environments*, 60(3), pp. 437-455.

Chacón, Daniel; Giner, María; Vázquez, Mario; Maldonado, Juan; Roe, Stephen, y Anderson, Rachel (2010). “Emisiones de gases de efecto invernadero en Sonora y proyecciones de casos de referencia 1990-2020”. Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza, Ciudad Juárez, México, 120 pp. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/164941/2010_son_inventario_gei.pdf

Chiu, Ming; Leigh, Catherine; Mazor, Raphael; Cid, Núria, y Resh, Vincent (2017). “Anthropogenic Threats to Intermittent Rivers and Ephemeral Streams”. Datry, Thibault; Bonanda, Núria, y Boulton, Andrew (eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Ecology and Management*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Inc., pp. 433-454.

COFEPRIS (2020). Oficio No. S00/132/2020, dirigido a los Comités de Cuenca Río Sonora. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. México.

CONABIO (2016). “Estrategia nacional sobre biodiversidad de México y plan de acción 2016-2030”. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Gobierno de la República. México, 388 pp. Recuperado de <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/enbiomex>

CONABIO (2021). Geoportal del sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF, UANL (2007). “Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies”. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México. 129 pp. Recuperado de https://simec.conanp.gob.mx/pdf_evaluacion/terrestre.pdf

CONACYT (2021). “Las regiones de emergencia ambiental: definición y localización en México”. Webinar Científico. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México. Recuperado de <https://www.youtube.com/watch?v=8tqzYRPhOls>

CONAGUA (2018). “Atlas del agua en México”. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional del Agua, México, 146 pp. Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php?publicaciones=1>

CONAGUA (2021). Monitor de sequía de América del Norte. Julio de 2021. Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-de-america-del-norte>

CONAGUA (2021). “Detalle de los acuíferos en México, Noroeste”. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Sistema Nacional de Información del Agua. <http://sina.conagua.gob.mx/sina/>

Convenio sobre Diversidad Biológica (1992). “The Convention on Biological Diversity”. Organización de las Naciones Unidas. Recuperado de <https://www.cbd.int/convention/text/>

Cord, Anna; Schwarz, Nina; Seppelt, Ralf; Volk, Martin, y Schröter, Matthias (2019). “Introduction to Part III: Trade-Offs and Synergies Among Ecosystems Services”. Schröter, Matthias; Bonn, Aletta; Klotz, Stefan; Seppelt, Ralf; Baessler, Cornelia (eds.), Atlas of Ecosystem Services. Drivers, Risks, and Societal Responses. Suiza: Springer, 406 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0>

Cotler, Helena (2010). “Diagnóstico socio-ambiental”. Cotler, Helena (coord.), Las Cuencas Hidrográficas de México. Diagnóstico y Priorización. Pluralia Ediciones e Impresiones S.A. de C.V. Del Carmen Coyoacán, Mexico 232 pp. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/las-cuencas-hidrograficas-de-mexico-diagnostico-y-priorizacion/>

Davison, Charles; Rahbek, Carsten, y Morueta-Holme, Naia (2021). “Land-use change and biodiversity: Challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature”. Global Change Biology, 00, pp. 1-16. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/gcb.15846>

Dennis, Sara (2020). “Análisis de la dinámica de la vegetación y propiedades físico-químicas del suelo en campos agrícolas abandonados de la costa de Hermosillo, Sonora” (Tesis de Licenciatura). México: Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, pp. 103.

Díaz, Rolando, and Wilder, Margaret (2014). “Water, Cities and Peri-urban Communities: Geographies of Power in the Context of Drought in Northwest Mexico”. *Water Alternatives*, 7(3), pp. 499-417. Recuperado de <https://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol7/v8issue3/261-a7-3-4/file>

Díaz, Rolando; Castro, Lucía, y Aranda, Patricia (2014). “Mortalidad por calor natural excesivo en el noroeste de México: Condicionantes sociales asociados a esta causa de muerte”. *Frontera Norte*, 26(52), pp. 155-177. Recuperado de <https://doi.org/10.17428/rfn.v26i52.107>

Díaz, Sandra; Demissew, Sebsebe; Carabias, Julia; Joly, Carlos; Lonsdale, Mark; Ash, Neville; Larigauderie, Anne; Jay, Adhikari; Arico, Salvatore; Báldi, Andrés; Bartuska, Ann; Baste, Ivar; Bilgin, Adem; Brondizio, Eduardo; Chan, Kai; Figueroa, Viviana; Duraiappah, Anantha; Fischer, Markus; Hill, Rosemary; Koetz, Thomas; Leadley, Paul; Lyver, Philip; Mace, Georgina; Martin-Lopez, Berta; Okumura, Michiko; Pacheco, Diego; Pascual, Unai; Pérez, Edgar; Reyers, Belinda; Roth, Eva; Saito, Osamu; Scholes, Robert; Sharma, Nalini; Tallis, Heather; Thaman, Randolph; Watson, Robert; Yahara, Tetsukazu; Hamid, Zakri; Akosim, Callistus; Al-Hafedh, Yousef; Allahverdiyev, Rashad; Amankwah, Edward; Asah, Stanley; Asfaw, Zemedu; Bartus, Gabor; Brooks, Anthea; Caillaux, Jorge; Dalle, Gemedo; Darnaedi, Dedy; Driver, Amanda; Erpul, Gunay; Escobar-Eyzaguirre, Pablo; Failler, Pierre; Mokhtar, Ali; Fu, Bojie; Gundimeda, Haripriya; Hashimoto, Shizuka; Homer, Floyd; Lavorel, Sandra; Lichtenstein, Gabriela; Mala, William; Mandivenyi, Wadzanayi; Matczak, Piotr; Mbizvo, Carmel; Mehrdadi, Mehrasa; Metzger, Jean; Mikissa, Jean; Moller, Henrik; Mooney, Harold; Mumby, Peter; Nagendra, Harini; Nesshover, Carsten; Oteng-Yeboah, Alfred; Pataki, György; Roué, Marie; Rubis, Jennifer; Schultz, Maria; Smith, Peggy; Sumaila, Rashid; Takeuchi, Kazuhiko; Thomas, Spencer; Verma, Madhu; Yeo-Chang, Youn, y Zlatanova, Diana (2015). “The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people”. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp. 1-16. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>.

Díaz-Caravantes, Rolando; Duarte-Tagles, Héctor; Durazo-Gálvez, Francisco (2016). “Amenazas para la salud en el Río Sonora: análisis exploratorio de la calidad del agua reportada en la base de datos oficial de México”. *Revista de la Universidad Industrial de Santander Salud*, 48(1), pp. 91-96. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18273/revsal.v48n1-2016010>

Elosegi, Arturo; Díez, Joserra, y Mutz, Michael (2010). “Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems”. Stevenson, Jan, y Sabater, Sergi (eds.), *Global Change and River Ecosystems. Implications for Structure, Function and Ecosystem Services*. Springer, 278 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0392-7>

Fath, Natalia, y Fath, Brian (2014). "Global Climate Change, Introduction". Bill Freedman (ed.), *Global Environmental Change*. Springer, 967 pp. Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-94-007-5784-4_46

García-Llorente, Marina; Iniesta-Arandia, Irene; Willaarts, Bárbara; Harrison, Paula; Berry, Pam; Bayo, María; Castro, Antonio; Montes, Carlos, y Martín-López, Berta (2015). "Biophysical and sociocultural factors underlying spatial trade-offs of ecosystem services in semiarid watersheds". *Ecology and Society*, 20(3), 39. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07785-200339>

Garrapa, Anna (2019). "Jornaleros agrícolas y corporaciones transnacionales en el Valle de San Quintín". *Frontera Norte*, 31, pp. 1-22. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.33679/rfn.v1i1.2018>

Garrido, Arturo; Cuevas, María; Cotler, Helena; González, Daniel, y Tharme, Rebecca (2010). "Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México". *Investigación ambiental*, 2(1), pp. 25-46. Recuperado de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/gacetitas/634/evaluacion.pdf>

Gómez, Alan, y Noriega, Ana (2007). "Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero del estado de Baja California 2005". Centro Mario Molina. Secretaría de Protección al Ambiente del gobierno del estado de Baja California. 67 pp. Recuperado de <https://www.gob.mx/inecc/documentos/inventario-de-emisiones-de-gases-de-efecto-invernadero-del-estado-de-baja-california-2005>

Gómez-Álvarez, Agustín; Valenzuela-García, Jesús; Meza-Figueroa, Diana; de la O-Villanueva, Margarita; Ramírez-Hernández, Jorge; Almendariz-Tapia, Javier, y Pérez-Segura, Efrén (2011). "Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San Pedro River, Sonora, Mexico". *Applied Geochemistry*, 26, pp. 2101-2112. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.07.008>

Gómez-Álvarez, Agustín; Villalba-Atondo, Arturo; Acosta-Ruiz, Gildardo; Castañeda-Olivares, Mario, y Kamp, Richard (2004). "Metales pesados en el agua superficial del río San Pedro durante 1997 y 1999". *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(1), pp. 5-12. Recuperado de <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/23124>

González, Marnie, y Sánchez Vicente (2013). "Riesgo de contaminación del acuífero arroyo Alamar en Tijuana, Baja California". *Región y Sociedad*, 25(56), pp. 103-126.

Halvorson, William; Castellanos, Alejandro, y Murrieta, Joaquín (2003). "Sustainable land use requires attention to ecological signals". *Environmental Management*, 32, pp. 551-558

Haro, Jesús (2007). "Globalización y salud de los trabajadores. Jornaleros agrícolas y producción de uva en Pesqueira, Sonora". *Región y Sociedad*, 19(40), pp. 73-105. Recuperado de <https://doi.org/10.22198/rys.2007.40.a539>

Hough, Moira; Pavao-Zuckerman, Mitchell, y Scott, Christopher (2018). “Connecting plant traits and social perceptions in riparian systems: Ecosystem services as indicators of thresholds in social-ecohydrological systems”. *Journal of Hydrology*, 566, pp. 860-871.

Houghton, Richard (2014). “Land Management Options for Mitigation and Adaptation to Climate Change”. Bill Freedman (ed.), *Global Environmental Change*. Springer, 967 pp. Recuperado de http://doi.org/10.1007/978-94-007-5784-4_9

IPBES (2018). “The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas”. Rice, Jake; Seixas, Cristiana; Zaccagnini, María; Bedoya-Gaitán, Mauricio, y Valderrama, Natalia (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 656 pp. Recuperado de www.ipbes.net

Knapp, Sonja (2019). “The Link Between Diversity, Ecosystem Functions, and Ecosystem Services”. Schröter, Matthias; Bonn, Aletta; Klotz, Stefan; Seppelt, Ralf, y Baessler, Cornelia (eds.), *Atlas of Ecosystem Services. Drivers, Risks, and Societal Responses*. Springer Nature Switzerland, 406 pp. Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_3

Lee, Ryan; Navarro-Navarro, Alan; Lutz, América; Hartfield, Kyle; Tolleson, Douglas, y Scott, Christopher (2021). “Spatio-temporal dynamics of climate change, land degradation, and water insecurity in an arid rangeland: The Río San Miguel watershed, Sonora, Mexico”. *Journal of Arid Environments*, 193. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104539>

Leichenko, Robin, y O’Brien, Karen (2008). *Environmental Change and Globalization. Double Exposures*. Oxford University Press. 192 pp.

López, Francisco; Navarro, Luis; Díaz, Rolando, y Navarro-Estupiñán, Javier (2021). “Cobertura vegetal y la distribución de islas de calor/oasis urbanos en Hermosillo, Sonora”. *Frontera Norte*, 33(6), pp. 1-32. Recuperado de <https://doi.org/10.33679/rfn.v1i1.2088>

Luque, Diana; Murphy, Arthur; Jones, Eric; Martínez-Yrizar, Angelina; Búrquez, Alberto; Manrique, Tadeo, y Esquer, Diana (2019). “Río Sonora: el derrame de la Mina Buenavista del Cobre-Cananea, 2014”. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Hermosillo, México, 137 pp. Recuperado de https://patrimoniobiocultural.com/archivos/publicaciones/libros/Libro_electronico_PDF_Rio_Sonora.pdf

Lutz, América (2016). “Human Adaptation to Social and Environmental Change in Rural Communities of the San Miguel Watershed in Arid Northwest Mexico” (Tesis doctoral). Estados Unidos de América: University of Arizona. Tucson, Arizona, pp. 274.

Basak, Sayantani; Hossain, Sarwar; Tusznió, Joanna, y Grodzinska-Jurczak, Małgorzata (2021). "Social benefits of river restoration from ecosystem services perspective: A systematic review". *Environmental Science and Policy*, 124, pp. 1462-9011. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.06.005>

Manzanares, José (2016). "Calidad de los recursos hídricos en el contexto de la actividad económica y patrones de salud en Sonora, México". *Salud Colectiva*, 12(3), pp. 397-414. Recuperado de <https://doi.org/10.18294/sc.2016.811>

Márquez, Sergio; Almaguer, Gustavo; Schwentesius, Rita, y Ayala, Alma (2014). "Trigo en Sonora y su contexto nacional e internacional". Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. Congreso de la Unión, México, 219 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.13140/2.1.3259.9360>

Martínez, Paulina, y Hernández, Eduardo (2009). "Impactos de la contaminación del Río Santiago en el bienestar de los habitantes de El Salto, Jalisco". *Espacio Abierto*, 18(4), pp. 709-729. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=12211871006>

Martinez-Austria, Polioptro, y Bandala, Erick (2017). "Temperature and Heat-Related Mortality Trends in the Sonoran and Mojave Desert Region". *Atmosphere*, 8(53), pp. 1-13. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/atmos8030053>

Martínez-Meyer, Enrique; Sosa-Escalante, Javier, y Álvarez, Fernando (2014). "El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección?". *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, S1-S9, pp. 1-9. <https://doi.org/10.7550/rmb.43248>

Martínez-Yrizar, Angelina; Felger, Richard, y Búrquez, Alberto (2010). "Los ecosistemas terrestres: Un diverso capital natural". Freaner, Francisco, y Van Devender, Thomas (eds.), *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM-CONABIO, Mexico, pp. 129-156.

Matthews, Nathaniel (2016). "People and fresh water ecosystems: pressures, responses and resilience". *World Water Week 2015*. *Aquatic Procedia*, 6, pp. 99-105. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2016.06.012>

Mellink, Eric, y Hinojosa-Huerta, Osvel (2018). Breeding waterbirds of the Mexican portion of the Colorado River delta. Johnson, Roy; Carothers, Steven; Finch, Deborah; Kingsley, Kenneth, y Stanley, John, (eds.), *Riparian Research and Management: Past, Present, Future: Volume 1.*, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-377: Fort Collins, CO, USA, 2018, 240 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-377>

Mendez-Estrella, Romeo; Romo-Leon, José; Castellanos, Alejandro; Gandarilla-Aizpuro, Fabiola, y Hartfield, Kyle (2016). "Analyzing landscape trends on agriculture, introduced exotic grasslands and riparian ecosystems in arid regions of Mexico". *Remote Sensing*, 8, pp. 664. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/rs8080664>

Mendez-Estrella, Romeo; Romo-Leon, José, y Castellanos, Alejandro (2017). “Mapping changes in carbon storage and productivity services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments in Northwestern Mexico”. *International Journal of Geo-Information*. 6, pp. 1–26. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/ijgi6100298>.

Mendoza, Mayra; Quevedo, Abel; Bravo, Ángel; Flores, Héctor, De La Isla, María; Gavi, Francisco, y Zamora, Bertha (2014). “Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México”. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(4), pp. 429-436. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000400010

Molina-Freaner, Francisco, y Van Devender, Thomas (2010). “Introducción”. Freaner, Francisco, y Van Devender, Thomas (eds.), *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM-CONABIO, Mexico, pp. 13-15.

Molina-Freaner, Francisco; Markow, Therese; Pfeiler, Edward; Rojas-Soto, Octavio; Varela-Romero, Alejandro; Quijada-Mascareñas, Adrián; Esqueda, Martín, y Yépez-Plascencia, Gloria (2010). “Diversidad genética de la biota”. Freaner, Francisco, y Van Devender, Thomas (eds.), *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM-CONABIO, Mexico, pp. 97-128.

Moreno, José (2015). “Trasvase de agua y conflicto social en la cuenca del río Yaqui”. Ana Burgos; Gerardo Bocco, y Joaquín Sosa (coords.), *Dimensiones sociales en el manejo de cuencas*. Ciudad de México, México: UNAM, 1-308.

Moreno, José, y López, Mercedes (2005). “Desarrollo agrícola y uso de agroquímicos en el valle de Mexicali”. *Estudios Fronterizos*, 6(12), pp. 119-153. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-69612005000200005&lng=es&tlng=es

Moreno, José; Marañón, Boris, y López, Diana (2010). “Los acuíferos sobreexplotados: Origen, crisis y gestión social”. Jiménez, Blanca; Torregrosa, María, y Aboites, Luis (eds.), *El Agua en México: Cauces y Encauces*. Academia Mexicana de Ciencias, Tlalpan, México, 702 pp. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/el-agua-en-mexico-cauces-y-encauces/>

Muñoz, Rocío, y Rózga, Ryszard (2010). “La vulnerabilidad de la agricultura modernizada: el caso del cultivo de nuez en la Costa de Hermosillo”. Santana, Marcela; Hoyos, Guadalupe; Santana, Giovanna; Zepeda, Francisco, y Calderón, Juan (coords.), *Vulnerabilidad, Resiliencia y Ordenamiento Territorial*. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México, pp. 197-222. Recuperado de http://ri.uagro.mx/bitstream/handle/uagro/2563/CP_174367_18.pdf?sequence=1&isAllo wed=y

Naciones Unidas (2018). “La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe” (LC/G.2681-P/Rev.3). Santiago. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/>

[Naturalia A.C. \(2020\). https://naturalia.org.mx/WP/operacion-jaguar-reservas/](https://naturalia.org.mx/WP/operacion-jaguar-reservas/)

Navarro-Estupiñan, Javier; Robles-Morua, Agustín; Vivoni, Enrique; Espíndola, Jorge; Montoya, José, y Verduzco, Vivian (2017). “Observed trends and future projections of extreme heat events in Sonora, Mexico”. *International Journal of Climatology*, 38(14), pp. 5168-5181. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/joc.5719>

Navarro-Navarro, Luis; Moreno-Vazquez, José, y Scott, Christopher (2017). “Social networks for management of water scarcity: Evidence from the San Miguel watershed, Sonora, Mexico”. *Water Alternatives*, 10(1), pp. 41–64. Recuperado de <https://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol10/v10issue1/341-a10-1-3/file>

Norman, Laura; Villarreal, Miguel; Niraula, Rewati; Haberstich, Mark, y Wilson, Natalie (2019). “Modelling Development of Riparian Ranchlands Using Ecosystem Services at the Aravaipa Watershed, SE Arizona”. *Land*, 8(64), pp. 1-21. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/land8040064>

Ortega-Rosas, Carmen; Enciso-Miranda, Carlos; Macías-Duarte, Alberto; Morales-Romero, Daniel, y Villarruel-Sahagún, Leopoldo (2020). “Urban vegetation cover correlates with environmental variables in a desert city: Insights of mitigation measures to climate change”. *Urban Ecosystems*, 23, pp. 1191-1207. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00982-8>

Patten, Duncan; Carothers, Steven; Johnson, Roy, y Hamre, Robert (2018). “Development of the Science of Riparian Ecology in the Semi-Arid Western United States”. Johnson, Roy; Carothers, Steven; Finch, Deborah; Kingsley, Kenneth, y Stanley, John, (eds.), *Riparian Research and Management: Past, Present, Future: Volume 1.*, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-377: Fort Collins, CO, USA, 2018, 240 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-377>

Rojas-Rodríguez, Isaac; Coronado-García, Manuel; Rossetti-López, Sergio; Beltrán-Morales, Félix (2019). “Contaminación por nitratos y fosfatos provenientes de la actividad agrícola en la cuenca baja del río Mayo en el estado de Sonora, México”. *Terra Latinoamericana*, 38, pp. 247-256. Recuperado de <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.642>

Romero-Schmidt, Heidi, y Ortega-Rubio, Alfredo (2013). “Polémica Actual: El Decreto de Reserva Versus Minería a Cielo Abierto”. Lagunas-Vázquez, Magdalena; Beltrán-Morales, Luis, y Ortega-Rubio, Alfredo (eds.), *Diagnóstico y análisis de los aspectos sociales y económicos en la reserva de la biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur, México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. La Paz, México. 340 pp.

Sabater, Sergi, y Stevenson, Jan (2010). “Understanding the effects of global change on river ecosystems: science to support policy in a changing world”. Stevenson, Jan, y Sabater, Sergi (eds.), *Global Change and River Ecosystems. Implications for Structure, Function and Ecosystem Services*. Springer, 278 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0392-7>

Sage, Rowan (2020). “Global change biology: A primer”. *Global Change Biology*, 26, pp. 3-30. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/gcb.14893>

Salazar, Alejandro; Moreno, José, y Lutz, América (2012). “Agricultura y manejo sustentable del acuífero de la Costa de Hermosillo”. *Región y sociedad*, 3. Recuperado de <https://doi.org/10.22198/rys.2012.3.a411>

Sánchez, Kim; Saldaña, Adriana; Lara, Sara (2018). “¿Dónde comienza la (in)sostenibilidad social de un enclave agrícola de producción de uva de mesa en Sonora, México?”. *Ager. Revista de Estudios sobre Despoblación y Desarrollo Rural*, 24, pp. 95-122. Recuperado de <https://doi.org/10.4422/ager.2018.06>

Santos, Alina; Cruz-Ortega, Rocio; Meza-Figueroa, Diana; Romero, Francisco; Sanchez-Escalante, José; Maier, Raina; Neilson, Julia; Alcaraz, Luis, y Molina, Francisco (2017). “Plants from the abandoned Nacozari mine tailings: evaluation of their phytostabilization potential”. *PeerJ* 5:e3280. Recuperado de <https://doi.org/10.7717/peerj.3280>

Sarukhán, José; Koleff, Patricia; Carabias, Julia; Soberón, Jorge; Dirzo, Rodolfo; Llorente-Bousquets, Jorge; Halffter, Gonzalo; González, Renée; March, Ignacio; Mohar, Alejandro; Anta, Salvador, y de la Maza, Javier (2009). “Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad”. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 104 pp. Recuperado de <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/capitalNatMex>

Scott, Christopher, y Buechler, Stephanie (2013). “Iterative driver-response dynamics of human-environment interactions in the Arizona Sonora borderlands”. *Ecosphere* 4(1), 2. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00273.1>

SEMARNAT (2019). Fideicomiso Río Sonora. <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/fideicomiso-rio-sonora>

SEMARNAT (2020). “Contribución Determinada a nivel Nacional: México. Versión actualizada 2020”. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno de México. México, 44 pp. Recuperado de <https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Mexico%20First/NDC-Esp-30Dic.pdf>

Smith, Max, y Finch, Deborah (2018). “Impacts of Interacting Fire, Climate, and Hydrologic Changes on Riparian Forest Ecosystems in the Southwest”. Johnson, Roy; Carothers, Steven; Finch, Deborah; Kingsley, Kenneth, y Stanley, John, (eds.), *Riparian Research and Management: Past, Present, Future: Volume 1.*, Gen. Tech. Rep. RMRS-

GTR-377: Fort Collins, CO, USA, 2018, 240 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-377>

Stevenson, Jay (2014). "Rivers and Global Change". Bill Freedman (ed.), *Global Environmental Change*. Springer, 967 pp. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5784-4>

Tagle, Daniel; Caldera, Alex, y Rodríguez, Juan (2017). "Complejidad ambiental en el Bajío mexicano: implicaciones del proyecto civilizatorio vinculado al crecimiento económico". *Región y Sociedad*, 29(68), pp. 1-29. Recuperado de <https://regionysociedad.colson.edu.mx:8086/index.php/rys/article/view/873>

UNAM (2016). "Informe final. Diagnóstico ambiental en la cuenca del río Sonora afectada por el derrame del represo "Tinajas 1" de la mina Buenavista del Cobre, Cananea, Sonora". Universidad Nacional Autónoma de México. Universidad de Sonora. Instituto Tecnológico de Sonora. México, 57 pp.

UNAM (2018). "Estudio sobre protección de ríos, lagos y acuíferos desde la perspectiva de los derechos humanos". Universidad Nacional Autónoma de México, 313 pp. Recuperado de <https://www.cndh.org.mx/documento/estudio-sobre-proteccion-de-rios-lagos-y-acuiferos-desde-la-perspectiva-de-los-derechos>

Valdés, Javier; Reyes, Aldelmo; Navarrete, Eduardo, y Canún, Sonia (2017). "Bajo peso al nacer y defectos congénitos en relación con sitios mineros y campos agrícolas en Sonora, México. Prevalencia 2008-2012". *Región y Sociedad*, 5, pp. 9-36. Recuperado de <https://doi.org/10.22198/rys.2017.0.a290>

Van Devender, Thomas; Richard, Felger; Fishbein, Mark; Molina-Freaner, Francisco; Sánchez-Escalante, Jesús, y Reina-Guerrero, Ana. (2010). "Biodiversidad de las plantas vasculares". Freaner, Francisco, y Van Devender, Thomas (eds.), *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM-CONABIO, Mexico, pp. 229-262.

Varela-Romero, Alejandro, y Hendrickson, Dean (2010). "Peces dulceacuícolas". Freaner, Francisco, y Van Devender, Thomas (eds.), *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM-CONABIO, Mexico, pp. 339-356.

Vega-Granillo, Eva; Cirett-Galán, Samantha; De la Parra-Velasco, M.L., y Zavala-Juárez, Raúl (2011). "Hidrogeología de Sonora, México". Calmus, Thierry (ed.), *Panorama de la geología de Sonora, México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Boletín 118, cap. 8, pp. 267-298. Recuperado de [https://www.geologia.unam.mx:8080/igl/publs/boletin/boll118/\(8\)Vega.pdf](https://www.geologia.unam.mx:8080/igl/publs/boletin/boll118/(8)Vega.pdf)

Vera, José, y Robles, Jesús (2012). "Descripción de las condiciones de riesgo y vulnerabilidad de niñas y niños jornaleros agrícolas migrantes al noroeste de México". *Revista Psicología e Saúde*, 1(1), pp. 31-39. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=609866390005>

Villalba, Arturo; del Castillo, José; Gómez, Agustín; Pérez, Ana; Nubes, Gerardina; Villalba, Sol, y Salcido, Aimé (2012). “Contaminación del agua y suelo en el ecosistema río Agua Prieta, Sonora, México”. *Biotecnia*, 15(1), pp. 3-9. Recuperado de <https://doi.org/10.18633/bt.v15i1.129>

Villamayor-Tomasa, Sergio, y García-López, Gustavo (2017). “The influence of community-based resource management institutions on adaptation capacity: A large-n study of farmer responses to climate and global market disturbances”. *Global Environmental Change*, 47, pp. 153-166. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.10.002>

Wilson, Natalie, y Norman, Laura (2018). “Analysis of vegetation recovery surrounding a restored wetland using the normalized difference infrared index (NDII) and normalized difference vegetation index (NDVI)”. *International Journal of Remote Sensing*, 39:10, pp. 3243-3274. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1437297>

Zaremborg, Gisela; Torres, Marcela, y Guarneros, Valeria (2018). “Descifrando el desorden: instituciones participativas y conflictos en torno a megaproyectos en México”. *América Latina Hoy*, 79, pp. 81-102. Recuperado de <https://doi.org/10.14201/alh20187981102>

Zúñiga, Erika; Arellano, Evarista; Camarena, Lourdes; Daesslé, Walter; Von-Glascoe, Christiane; Leyva, Claudia, y Ruiz, Balam (2012). “Daño genético y exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas del Valle de San Quintín, Baja California, México”. *Revista de Salud Ambiental*, 12(2), pp. 93-101. Recuperado de <https://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/328>



A conceptual model to assess the impact of anthropogenic drivers on water-related ecosystem services in the Brazilian Cerrado

Fernando de Moura Resende¹, Lara A. Cornejo Denman², Gracie Verde Selva^{3*}, Ligia Maria Barrios Campanhão⁴, Regina Lúcia Guimarães Nobre⁵, Yohana Gisell Jimenez⁶, Edberto Moura Lima⁷
& Julia Niemeyer⁸

¹Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Genética, Ecologia e Evolução, Belo Horizonte, MG, Brasil.

²Universidad de Sonora, Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Hermosillo, Sonora, México.

³Instituto Brasileiro de Desenvolvimento e Sustentabilidade, Brasília, DF, Brasil.

⁴Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil.

⁵Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Departamento de Ecologia, Natal, RN, Brasil.

⁶Universidad Nacional de Tucumán-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Ecología Regional, Tucumán, Argentina.

⁷Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Engenharia Florestal, Santa Maria, RS, Brasil.

⁸Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

*Corresponding author: Gracie Verde Selva, e-mail: gracieselva@gmail.com

RESENDE, F.M., DENMAN, L.A.C., SELVA, G.V., CAMPANHÃO, L.M.B., NOBRE, R.L.G., JIMENEZ, Y.G., LIMA, E.M., NIEMEYER J. **A conceptual model to assess the impact of anthropogenic drivers on water-related ecosystem services in the Brazilian Cerrado.** *Biota Neotropica* 20(suppl. 1): e20190899, <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0899>

Abstract: The development of strategies that conciliate anthropogenic activities with nature conservation is becoming increasingly urgent, particularly in regions facing rapid conversion of native vegetation to agriculture. Conceptual modelling enables assessment of how anthropogenic drivers (e.g. land use/land cover change and climate change) modify natural processes, being a useful tool to support strategic decision-making. The present work describes a conceptual model to evaluate water-related ecosystem service provision under different land use scenarios in the Matopiba region of the Brazilian Cerrado, the world's most biodiverse savanna and an agricultural frontier. Model variables were determined (direct drivers, indirect drivers, focal components and responses) and the Nature Futures Framework was consulted to incorporate socio-ecological components and feedbacks. Future scenarios were developed considering potential trajectories of drivers and governance responses that may impact land use in the region, including the possibility of full compliance with Forest Code and implementation of the Soy Moratorium in the region. The conceptual model and scenarios developed in the present study may be useful to improve understanding of the complex interactions among anthropogenic drivers, water-related ecosystem services and their potential repercussions for natural and social systems of the region. Governance decisions will be critical to maintaining the ecosystems of the region, the services it provides and the culture and tradition of the people historically embedded in the landscape. In acknowledgment of humanity's dependence on nature, the importance of inverting the way scenarios are used is highlighted. Rather than using scenarios to measure the impacts of different policy options on nature, scenarios representing the desired outcomes for biodiversity and ecosystem services can be used to inform how policies can guarantee ecosystem integrity into the future.

Keywords: *Nature's contributions to people; alternative scenarios; Nature Futures Framework; science-based policy; neotropical savanna; Forest Code; Soy Moratorium; Matopiba region.*

Um modelo conceitual para avaliar o impacto de fatores antropogênicos nos serviços ecossistêmicos relacionados à água no Cerrado

Resumo: O desenvolvimento de estratégias que conciliem atividades antropogênicas com a conservação da natureza tem se tornado cada vez mais urgente, principalmente em regiões que enfrentam uma rápida conversão da vegetação nativa em agricultura. Modelos conceituais permitem avaliar como fatores antropogênicos (por exemplo, mudança de uso e cobertura do solo e mudanças climáticas) modificam os processos naturais, sendo uma ferramenta útil para apoiar a tomada de decisões estratégicas. O presente trabalho descreve um modelo conceitual para avaliar a provisão de serviços ecossistêmicos relacionados à água sob diferentes cenários de uso do solo na região de Matopiba, no Cerrado, a savana com maior biodiversidade do mundo e uma fronteira agrícola. Foram determinadas as variáveis do modelo (fatores diretos, fatores indiretos, componentes focais e respostas) e o *Nature Futures Framework* foi consultado para incorporar componentes socioeconômicos e feedbacks. Cenários futuros foram desenvolvidos considerando possíveis trajetórias de fatores antropogênicos e respostas de governança que podem impactar o uso do solo na região, incluindo a possibilidade de cumprimento total do Código Florestal e a implementação da Moratória da Soja na região. O modelo conceitual e os cenários apresentados no presente trabalho podem ser úteis para melhorar a compreensão das complexas interações entre fatores antropogênicos, serviços ecossistêmicos relacionados à água e suas possíveis implicações para os sistemas naturais e sociais da região. Decisões de governança serão críticas para manter os ecossistemas da região, os serviços fornecidos por eles, a cultura e tradição das pessoas historicamente inseridas na paisagem. Em reconhecimento da dependência da humanidade em relação à natureza, destaca-se a importância de inverter a maneira como os cenários são usualmente usados. Em vez de mensurar os impactos de diferentes políticas na natureza, cenários representando os resultados desejados para biodiversidade e serviços ecossistêmicos podem ser usados para informar como políticas podem garantir a integridade dos ecossistemas no futuro.

Palavras-chave: *Contribuições da natureza para as pessoas; cenários alternativos; Nature Futures Framework; política baseada na ciência; savana neotropical; Código Florestal; Moratória da soja; Matopiba.*

Introduction

Human activity has degraded over 75% of Earth's land surface, driving species extinction, intensifying climate change and undermining the well-being of two fifths of humanity (Scholes et al. 2018). In 2010, land degradation cost the equivalent of about 10% of the world's annual gross product through the loss of biodiversity and benefits provided by nature (Scholes et al. 2018). Therefore, one of the main challenges nowadays is to continue producing materials to support human systems, while maintaining the functionality of the global ecosystems and the provision of ecosystem services (i.e. the benefits that humans receive from nature that are essential for human activity and well-being; MEA 2005).

Ecosystem services include the availability of freshwater, which is finite in time and space and can be impacted by anthropogenic activities. Land use/land cover change (LULC) has negative impacts on water-related ecosystem service provision (Spera et al. 2016). LULC and the additional impacts of climate change make access to water one of the main challenges of the 21st century (U. N. General Assembly 2015). Many regions around the world are already facing water scarcity, while the demand for water resources is increasing (Veldkamp et al. 2017).

Brazil has 12% of the planet's freshwater reserves, most of the world's rainforests and an estimated 20% of global biodiversity (FAO 2015, Brasil 2017, 2018). This wealth of Brazilian natural capital brings great responsibilities as changes occurring within its territory can affect local, regional and global environmental equilibrium (Loyola 2014, Levis et al. 2020). Agriculture is one of the sectors that most impacts this natural capital and also the strongest sector of the Brazilian economy (Almagro et al. 2017). Demand for agricultural land is one of the main pressures contributing to land degradation and the loss of biodiversity

and ecosystem services in Brazil (Bustamante et al. 2019). In addition, agricultural irrigation accounts for 67% of freshwater consumption, with irrigated area covering almost 7 Mha and expected to increase (Brasil 2018).

Much agricultural expansion is occurring in the Cerrado region, the second most extensive biome in South America and the most biodiverse Neotropical savanna in the world (Sano et al. 2010). The area destined to agriculture in the Cerrado nearly tripled between 2000 and 2016 (Mansur 2017). Despite being a biodiversity hotspot, the Cerrado has already lost 46% of its coverage (Strassburg et al. 2017). Only 7% of what remains is under environmental protection, leaving approximately 40% of remaining native vegetation available for legal deforestation (Soares-Filho et al. 2014; Strassburg et al. 2017). Agricultural expansion impacts biodiversity and ecosystem services provided by the Cerrado ecosystems and draws attention to the need to implement efficient and well-planned conservation actions (Vieira et al. 2018, Resende et al. 2019).

The region of the Cerrado known as the Matopiba should be prioritised for the safeguarding of biodiversity and ecosystems services. Despite containing the largest continuous area of native vegetation of the entire Cerrado (Miranda et al. 2014), the Matopiba region has emerged as a centre of agricultural expansion and deforestation in recent decades (Sano et al. 2019, Zalles et al. 2019). Between 2002 and 2014, about 68% of the expansion occurred by suppressing native vegetation (Garcia & Filho 2018). In 2017 the region was responsible for 11% of Brazil's soy production and as agricultural expansion is predicted to continue, demand for water in the Matopiba is expected to increase considerably (Ferrari et al. 2019, de Barros & Stege 2019). Water scarcity is already a problem in this region and is expected to worsen as environmental conditions become warmer and drier according to climate projections

(Brasil 2018). Feedbacks between land use/land cover and climate change could also affect rainfall amounts and patterns, threatening the sustainability of agricultural production (Spera et al. 2016) and intensifying social conflicts over land and water.

Maintaining biodiversity and ecosystem services into the long term poses a great challenge. Policy responses to this challenge at the local and global scale may benefit from the use of integrated models that describe the drivers of change and their impacts on natural resources (Janse et al. 2015). Understanding and modelling the drivers of change, pressures and their dynamic links with biodiversity, ecosystem services and human well-being is thus essential to integrate science, society and stakeholders (Díaz et al. 2015). Models may aid the development of well-informed, science-based policies that explicitly consider biodiversity and ecosystem services, by evaluating alternative scenarios of policy options and their consequences for socio-ecological systems (Janse et al. 2015). Research to improve the sophistication of scenario modelling is necessary to the advancement of environmental policy that is capable of guaranteeing biodiversity and ecosystem services into the future.

Using the Matopiba region of Brazil as a case study this article has two main aims: i) to describe the development of a conceptual model that shows how anthropogenic drivers impact water-related ecosystem services, and ii) to develop future scenarios that consider the main governance options relevant to the study area. In order to develop this conceptual model and determine possible future scenarios, a Nature Futures Framework approach was used, considering values associated with water-related ecosystem services that encompass social (e.g. economic and utilitarian), cultural (e.g. traditional and Indigenous identities) and intrinsic values. These three ways of distinguishing the

value of nature reflect the multiple ways that water-related ecosystem services can be understood and valued by diverse stakeholders in the Matopiba region. Whilst no actual modelling was undertaken in this study, the conceptual model and future scenarios presented here may be used to guide future studies that aim at scenario modelling in the region.

Material and Methods

1. Study Area

The study focused on the Matopiba region in the northern part of the Brazilian Cerrado that encompasses portions of the states of Maranhão, Tocantins, Piauí and Bahia (Miranda et al. 2014; Figure 1). The region covers approximately 73 million hectares (~8% of the Brazilian territory) originally composed by different types of vegetation, including grassland, shrubland, savanna and forest ecosystems (Miranda et al. 2014). Approximately 17% of the Matopiba is covered by protected areas, including those set for strict protection (IUCN categories I to III), sustainable use (IV to VI) and Indigenous lands (Embrapa 2015). The region's average annual temperature is above 25 °C with an annual rainfall of between 1000mm and 1900mm (Alvares et al. 2013). In recent years the native vegetation of the Matopiba has been rapidly converted to agricultural activities (Figure 2), mainly mechanised soybean plantation (e.g. soy production in the region increased by 253% between 2000 and 2014; Carneiro & Costa 2016). Following this trend, Matopiba has become one of the last large-scale agricultural frontiers in the world (OECD/FAO 2015). In the coming decade Brazil is expected to become the world's largest producer of soybean (Cattelan & Dall'Agnol 2018) and agricultural expansion in the Matopiba is expected to continue at

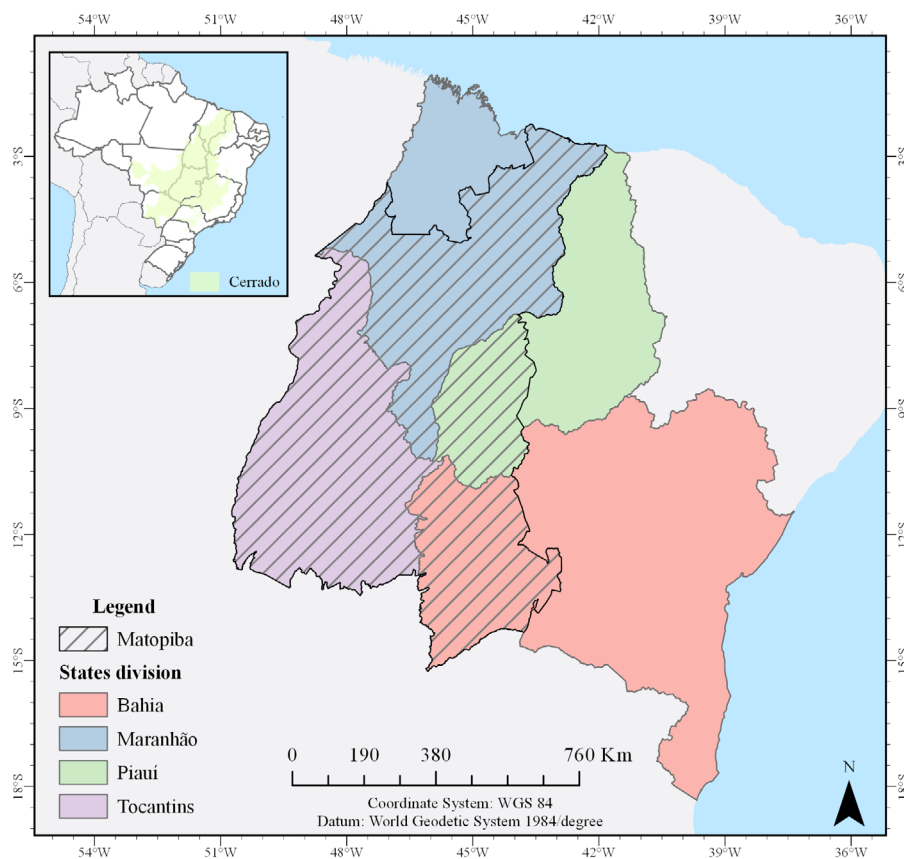
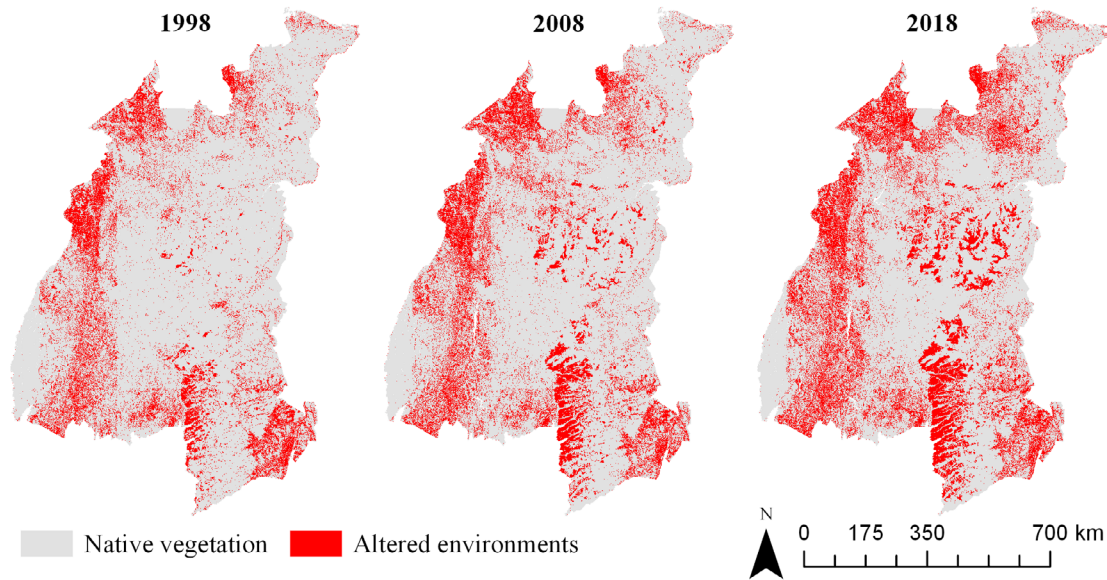


Figure 1. Location of the Matopiba region.



Source: Project MapBiomias - Collection 4 of Brazilian Land Cover & Use Map Series.

Figure 2. Land use/land cover changes in the Matopiba region over recent decades. Native vegetation includes remnants of forest, savanna and grassland ecosystems, while altered environments include mainly pasture and agricultural areas.

a rapid pace due to land availability, land costs, high productivity potential and continued demand for this commodity.

2. Drawing a conceptual model

A conceptual model of a social-ecological system can be defined as ‘a concise summary in words or pictures of relationships between people and nature’ (Díaz et al. 2015, p3). Models integrate key social and ecological components, and represent, in a simplified way, the interrelations between components. Drawing a conceptual model can be used to identify the primary components of interest within a system and the interrelationships that occur between those components, with the intention of identifying how changes in drivers may impact other components of the system (Díaz et al. 2015).

The conceptual model for the Matopiba region was developed following the guidance of prominent researchers during the scientific course “São Paulo School of Advanced Science on Scenarios and Modelling on Biodiversity and Ecosystem Services to Support Human Well-Being”, which was held in São Pedro, São Paulo, Brazil, during two weeks in July/2019. These researchers presented different types of conceptual frameworks, scenarios and models associated with biodiversity, ecosystem services and human well-being that informed the construction of the model presented in this study. Throughout the event, findings were presented to all participants (~90 early-career researchers from different countries, cultures, and theoretical backgrounds) and ideas and suggestions were shared to improve our approach. Instructions and feedback were complemented by the authors’ knowledge about the Matopiba region and literature review.

The focus of the conceptual model (presented in the results section) developed in this study was to assess the impact of agricultural expansion on nature, mainly on water-related ecosystem services and biodiversity. The development of the approach considered indirect drivers (i.e. underlying causes of change that are generated outside the ecosystem in question; Díaz et al. 2015); direct drivers (i.e. natural or anthropogenic factors that affect nature directly; Díaz et al. 2015); focal

components (i.e. the main components of the system that are selected in order to measure the effects of changing drivers); and responses (i.e. the outcomes caused by the changes in the focal components). The links between each variable, including feedbacks among them, were investigated.

3. Incorporating the Nature Futures Framework

The Nature Futures Framework was used to identify how water-related ecosystem services could be valued according to nature perspectives, which reflect how different actors may perceive and relate to nature. The Nature Futures Framework was developed by the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) and considers the different values and relationships that people have with nature, including cross-scale dynamics and socio-ecological feedbacks (Lundquist et al. 2017). The framework provides a methodology to incorporate different ways of valuing nature into decision-making (Schoolenberg et al. 2018). The *nature for nature* lens recognises the value of the preservation of nature’s processes and the intrinsic value of natural systems, without human intervention. Through the perspective of *nature for people*, the value of nature is connected to the utilitarian functions of ecosystems. The *nature as culture* perspective recognises the integration of human and natural systems, in which humans are an integral part of nature and its functions.

4. Future scenario development

Exploratory scenarios were developed aiming to examine a range of potential trajectories of direct drivers for the Matopiba region (e.g. IPBES 2016). Specifically, alternative future scenarios were proposed, focusing on variations in the implementation of environmental policies (i.e. Forest Code, Soy Moratorium, management of protected areas/ Indigenous lands) and international demand for soybeans, as presented below and summarised in Table 1. These components were included in the scenarios because they contribute to determine future LULC

in the Matopiba region. Actual modelling was beyond the scope of this study, nonetheless these scenarios were useful to explore possible implications of political decisions for multiple socio-ecological variables. All five scenarios considered that climate change would occur following a unique climate change projection (e.g. the most probable climate change scenario based on current predictions; IPCC 2014). Using the same climate change projection maintains comparability among the five proposed scenarios and isolates the influence of LULC. Thus, five alternative future scenarios were proposed:

1) Business as usual scenario: considers that policies and other drivers of change that influence LULC in the region would not be changed and agriculture would continue to expand at current trends. This scenario considers that part of agricultural expansion implies illegal deforestation, in accordance with current rates and patterns. Indeed, compared to other regions such as the Amazon, environmental regulations in the Matopiba are less strict with fewer policies to prevent and monitor environmental degradation (Calmon 2017).

2) Forest Code scenario: considers that agricultural expansion will continue to occur, but in compliance with the Forest Code (formally recognised as the Native Vegetation Protection Law; Law n° 12651/2012), the main piece of Brazilian environmental legislation that guides LULC on private rural properties (Brancalion et al. 2016). The Forest Code defines the areas within private rural properties in which native vegetation must be maintained or restored: the Permanent Preservation Area (PPA) and the Legal Reserve (LR). PPA is comprised mainly of the margins of watercourses and areas with steep slopes and hilltops, aiming to conserve water resources and maintain geological stability within rural properties. The LR is an area within a rural property aimed at ensuring the sustainable use of natural resources, the conservation and rehabilitation of ecological processes, and the conservation of biodiversity. In the Matopiba region, landowners are obliged to set aside 20-35% of their property as LR (the highest percentage valid for properties that occur within the boundary of the Legal Amazon; Zakia & Pinto 2013). This scenario considers that PPA and LR in the Matopiba region would be properly maintained in

accordance with the Forest Code. As a consequence, there will be no illegal deforestation, but still 40% of the native vegetation could be legally converted to agriculture (Soares-Filho et al. 2014).

3) Soy Moratorium scenario: considers that the Soy Moratorium would be implemented in the region, thus avoiding the conversion of native vegetation into soybean plantations. The Soy Moratorium is a zero-deforestation voluntary agreement signed by major players in the soybean production chain and implemented in the Brazilian Amazon (Gibbs et al. 2015). Several studies have shown that the Soy Moratorium has been effective in preventing conversion of native vegetation to soybean fields in the Amazon (Nepstad et al. 2014, Kastens et al. 2017, Gollnow et al. 2018). However, leakage to the Cerrado region may have occurred (Latawiec et al. 2015). Implementing the Soy Moratorium in the Cerrado would be particularly significant to prevent further deforestation in the Matopiba, as approximately 40% of soybean expansion in this region so far has occurred over native vegetation areas (Gibbs et al. 2015).

4) Utopia scenario: considers that global consumption of agricultural commodities will no longer increase (Schneider et al. 2010). Therefore, agricultural area would not expand in the Matopiba. In addition, Forest Code will be properly enforced and the network of protected areas would be expanded to 50% of the Matopiba's area, following the Half-Earth project proposal (Wilson 2016). Protected areas are effective in preventing deforestation and have a major role in protecting the remaining natural vegetation in the Cerrado (Carranza et al. 2014, Paiva et al. 2015, Brum et al. 2019). This scenario is based on the concepts discussed by Scarano (2019) about "deep" sustainability, which is characterised by "a world where people and nature live in full harmony by considering both long and short-term perspectives" (Scarano 2019, p. 53). Whilst this scenario represents a future that diverges from much current experience, it is important to identify the kind of future that humanity should strive for and the different pathways to achieve that future (Rosa et al. 2017).

5) Agribusiness scenario: considers a softening of national environmental policies according to bills presented by the current federal government. It considers the approval of bill n. 2362/19, which removes the requirement for LR within all private properties in Brazil (see

Table 1. Description of the five alternative scenarios.

	Business as usual scenario	Forest Code scenario	Soy Moratorium scenario	Utopia scenario	Agribusiness scenario
Forest Code	No changes in current enforcement	Full enforcement	Full enforcement	Full enforcement	Full enforcement, however extinction of Legal Reserves
Soy Moratorium	No implementation	No implementation	Implementation	Not applicable	No implementation
Protected areas/ Indigenous lands	No changes in the current coverage and management	No changes in the current coverage and management	No changes in the current coverage and management	Expansion of PA/IL to 50% of the region's area	Legal permission to expand agriculture inside Indigenous land
Agriculture	Agricultural expansion under current trends	Agricultural expansion in accordance with the Forest Code	Agricultural expansion in accordance with the Forest Code and Soy Moratorium	No further expansion of agricultural areas	Strong agricultural expansion due to weakening of environmental policy
International demand for soybeans	Increasing demand, following the current trends	Increasing demand, following the current trends	Increasing demand, following the current trends	No changes in the current demand	Increasing demand, following the current trends

Metzger et al. 2019). In addition, this scenario considers that protections for Indigenous lands would be modified to allow the legal expansion of agriculture within Indigenous lands, considered in bill n. 191/20.

Results

1. The conceptual model

The conceptual model is presented in Figure 3. The focal components selected were water quality and quantity, a choice that reflects the critical role that water-related ecosystem services play in the development of the study region (Garcia & Filho 2018). The model includes three indirect drivers (commodity market, governance and technology) which affect the direct drivers (climate change and LULC). Commodity markets generate pressure on natural systems through the demand for primary resources, fostering or discouraging agricultural expansion (Marques et al. 2019). Governance (i.e. trends in the implementation and enforcement of regulation and legislation including the Forest Code, Soy Moratorium and establishment or degazetting of protected areas) can either intensify climate change and LULC or promote conservation through land protection and regulation of land use. Technological advancements might foster the transition from small-scale agriculture to mechanised agriculture, requiring the use of great extensions of land, along with the implementation of irrigation systems and the intensive use of pesticides and agrochemicals. Conversely, technological advances in agriculture can create the sustainable intensification of agriculture, increasing productivity such that pressure for expansion is eradicated (Latawiec et al. 2015).

Feedbacks among climate change and LULC were identified in the conceptual model. Climate projections for the region show a trend for increased mean temperature, decreased daily and annual precipitation and lower atmospheric humidity, leading to even dryer conditions and,

in the long term, desertification (Marengo & Bernasconi 2014). These expected changes can lead to the unsuitability of areas for growing crops, displacing agricultural expansion in response to the changing climate (FAO 2016). Moreover, as the conversion of native Cerrado vegetation by agriculture decreases the water balance, LULC might affect precipitation in the region (e.g. Spera et al. 2016). LULC also modifies carbon stocks in vegetation and soil, contributing to climate change. Climate change and LULC in turn affect water quality and water quantity, the model's focal components (Nobre et al. 2020). These changes might negatively affect agricultural production, water catchment runoff and ecosystem services (Marengo & Bernasconi 2014).

Climate change can affect water quality and quantity in several ways, including increased temperatures, seasonal variability of precipitation, and evapotranspiration or decreased annual rainfall (Sun et al. 2008; Carpenter et al. 2011; Nunes et al. 2017). Higher water temperatures and less precipitation can lead to a reduction in water yield, especially during low flow seasons, thus affecting the timing and inflow of water to reservoirs (De Lucena et al. 2009; Bangash et al. 2013; Neupane et al. 2015; Van Vliet et al. 2016). Seasonal changes in precipitation can lead to greater erosion and nutrient export, thus causing siltation of reservoirs (Nunes et al. 2017). Increased nutrient loading and warmer water temperatures, can favour the proliferation of blooms of cyanobacteria (Paerl & Paul 2012; Bonilla et al. 2016) and threaten the persistence of aquatic organisms due to less dissolved oxygen and increased pollutant load (Carpenter et al. 2011). As a result, the provision of drinking and irrigation water, habitat for biodiversity, and hydropower generation can be hampered by changes in water quality and quantity caused by the adverse effects of climate change. The impairment of freshwater resources can cause local land conflicts by emphasising inequalities and forcing migration (Reuveny et al. 2007; Scheffran & Battaglini 2011).

LULC might also have several consequences on water quality and quantity (Vitousek 1997; Marques et al. 2019). For

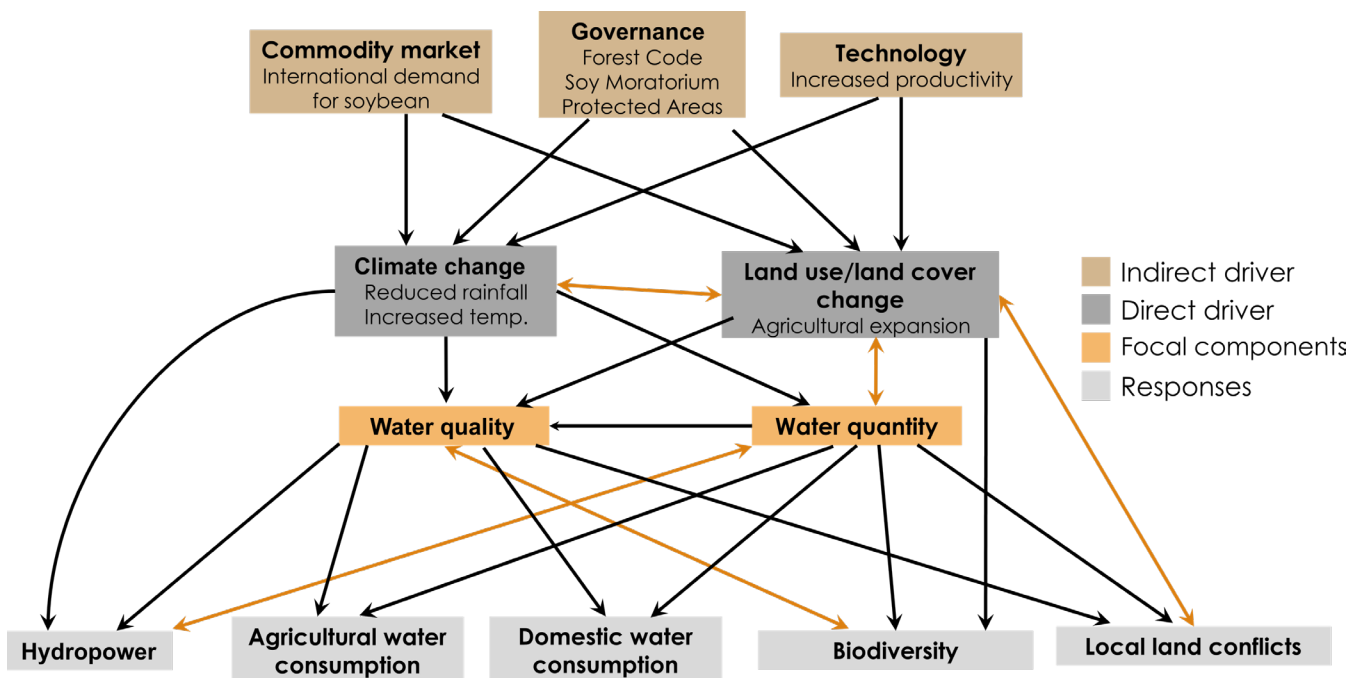


Figure 3. Conceptual model describing the focal components, drivers, and responses related to water quality and quantity in the Matopiba region of Brazil. Arrows represent possible relationships among variables. Feedback relationships are represented by orange arrows.

example, the conversion of natural habitats to agriculture might alter the patterns of evapotranspiration, runoff and groundwater recharge (Sun et al. 2008; Carpenter et al. 2011; Nunes et al. 2017). Fertilisers and other agrochemicals are sources of nutrients and other pollutants; therefore, soil erosion and runoff contribute to exporting them to water (Schilling et al. 2008). Nutrient enrichment from agricultural sources can favour the proliferation of cyanobacterial blooms, affecting domestic water consumption and aquatic biodiversity (Paerl & Otten 2013; Doubek et al. 2015). In addition, LULC might be associated with the increased water demand for irrigation and hydropower generation, which is met through increased diversions and impoundments (Vitousek et al. 1997). Expansion of crops can also push smallholders and Indigenous and traditional communities to marginal lands with scarce resources, which can lead to conflicts and disputes (Mbonile 2005; Sauer 2018).

Therefore, the two direct drivers (LULC and climate change) can drive reductions in water quality and quantity, affecting water potability and aquatic biodiversity and potentially causing conflicts related to the availability of clean water. Changes in water quantity might also affect water quality. Changes in both parameters (water quality and quantity) may impact human activities (i.e. hydropower, agricultural and domestic water consumption), biodiversity and land conflicts, which were identified as responses in the conceptual model.

2. The Nature Futures Framework perspective

Considering that the region encompasses different types of social groups, including Indigenous and traditional communities, smallholder family farmers and more recently large-scale agribusiness farmers, the potential values associated with a healthy hydric system could vary a lot. Thus, different values could be associated with the water-related ecosystem services included in the conceptual model (Figure 4). In terms of the utilitarian perspective of nature for society, water-related ecosystem services can be valued for the energy offered through hydropower, water for agricultural irrigation and domestic use and the tourism opportunities provided by the river system. When viewing nature as having intrinsic value through the nature for nature lens, the

important aspects include the maintenance of ecosystem function and biodiversity and the regulation of the water cycle. Nature as culture provides a perspective in which water quality and quantity can be valued as providing opportunities for learning and inspiration, maintaining culturally important species and supporting the identities of people with a long history in the region. Clashes in ways of understanding and valuing nature by actors coexisting and utilising the same land, coupled with unequal access to resources can lead to conflict for land and water.

3. Predicted outcomes of future scenarios

The five scenarios proposed in the present study could generate remarkably different outcomes in terms of the rate of agricultural expansion, water quality and quantity, land and water conflicts and biodiversity. Whilst performing scenario modelling was not within the scope of this article, it was possible to predict results that may arise from each scenario based on a literature review and authors’ knowledge of Brazilian environmental policies. The predicted outcomes of each scenario are described below and trends summarised in Figure 5.

In the “Business as usual” scenario, the increased demand for water and runoff of agricultural inputs could impair biodiversity and the provision of water-related ecosystem services. It is expected that poor compliance with the Forest Code would result in high levels of deforestation (Roriz et al. 2017, Soterroni et al. 2018). Soterroni and colleagues (2018) suggested that weak enforcement of the Forest Code in Brazil would result in deforestation rates similar to those of a scenario without this mechanism in place. Agricultural expansion in the Matopiba region would lead to high erosion rates, which, beyond impacting on river systems, can affect agricultural productivity (Gomes et al. 2019). Agricultural expansion may exacerbate social inequality as natural and economic resources are unevenly distributed among the agribusiness sector and Indigenous and traditional communities and other regional actors. Land and water conflicts would be expected to increase.

In the “Forest Code” scenario, the rate of LULC would probably decrease due to an absence of illegal deforestation, leading to a slight increase in the biodiversity conservation and provision of water-related

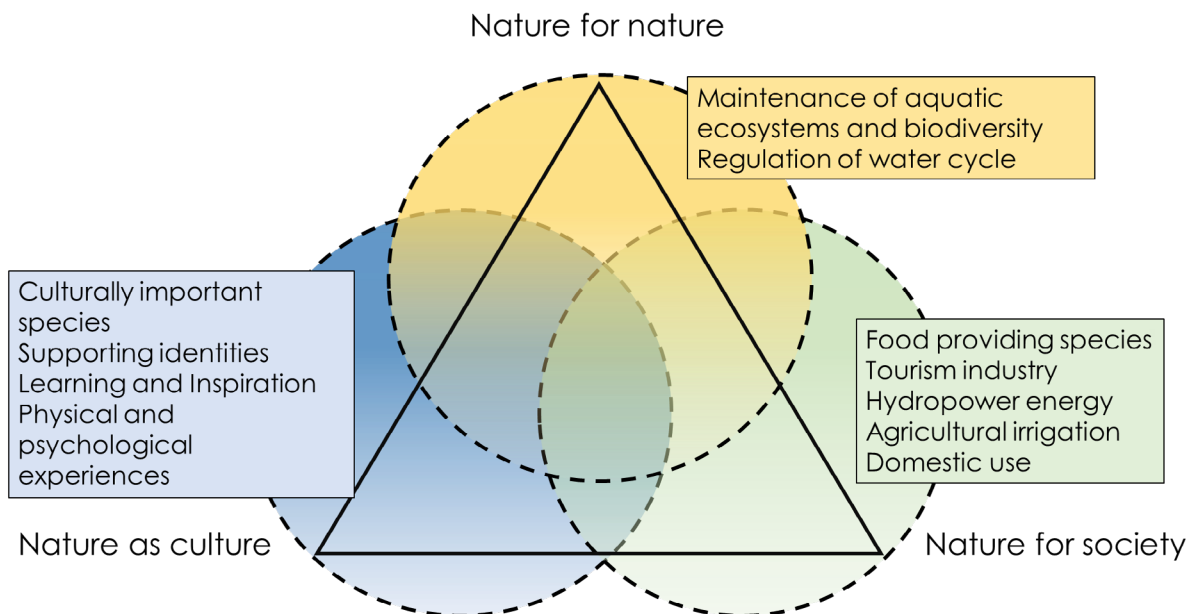


Figure 4. Values of nature according to different perspectives of water-related ecosystem services in the Matopiba region.

ecosystem services when compared to the “Business as usual” scenario. However, in the Matopiba region there is a surplus of native vegetation that can be legally cleared, so even with Forest Code enforcement full benefits for water security and biodiversity may not be realised (Vieira et al. 2018). Moreover, the riparian widths for rivers introduced by the Forest Code, after revisions approved in 2012, may be insufficient to protect water quality (Valera et al. 2019). Under this scenario, conflicts for land and water may still occur. Even when undertaken in compliance with the Forest Code the expansion of agricultural activities may impact on livelihoods and access to resources of other regional actors.

In the “Soy Moratorium” scenario, the expansion of soybean production would not imply the conversion of native vegetation. Around 40% of the remaining Cerrado native vegetation could be legally converted to agriculture in the absence of the Soy Moratorium (Strassburg et al. 2017), so its implementation is an urgent matter. The Moratorium could create great benefits for the conservation of Matopiba, as 86% of soy expansion is expected to occur within the Cerrado region until 2050 (Soterroni et al. 2019). The native vegetation maintained through the implementation of the Soy Moratorium could reduce the rate of soil erosion, improve water quality indicators, and increase biodiversity conservation when compared to the “Business as usual” scenario. Under this scenario LULC would be reduced, generating less land and water conflicts

In the “Utopia” scenario the expansion of agricultural area will be very low (or even zero) due to the reduction of international demand for soybeans and environmental policies, thus the provision of water-related ecosystem services and biodiversity conservation would improve significantly compared to the “Business as usual” scenario. The enforcement of the Forest Code and increase in protected area would result in a larger proportion of land with native vegetation, contributing to the provision of water-related services. By allowing increased water infiltration and storage, natural vegetation will secure water supply in different seasons. Landscape composition is related to surface water quality, and several studies indicate that larger percentages of forest in

the watershed are correlated with better water quality (Qiu & Turner 2015, Huang et al. 2016). Following strong changes in the development pattern of the region, a reduction in land and water conflicts between agribusiness, Indigenous and traditional peoples and other stakeholders could be expected.

In the “Agribusiness” scenario, the softening of national environmental policies could lead to a higher rate of LULC than seen in the “Business as usual” scenario. Agriculture could expand extensively in Matopiba, including into Indigenous territories. If LRs were revoked, about 29% of the remaining vegetation in Brazil could be legally cleared, and the Cerrado could be reduced to only 13% of its original extension of native vegetation cover (Metzger et al. 2019). As a result, biodiversity and ecosystem services would be drastically affected due to the large loss of natural vegetation from private lands (Metzger et al. 2019). Without natural vegetation, unsustainable agriculture practices would generate high sediment loads, nutrients and other pollutants that would enter water bodies. Moreover, land and water conflicts may be exacerbated due to unregulated agricultural expansion in the absence of robust environmental policies, potentially affecting Indigenous and traditional livelihoods and well-being.

Discussion

The reduction of water availability due to the combination of LULC and climate change, along with an accompanying increase in demand for water resources for agriculture amongst other uses is causing severe competition for this resource in the Matopiba region (Pousa et al. 2019). The conceptual model proposed in the present study might be useful to improve understanding of the complex interaction among anthropogenic drivers, water-related ecosystem services and their multiple potential repercussions for natural and social systems. In turn, the alternative future scenarios described here demonstrate that governance decisions will be critical to maintaining the Cerrado biome, the services it provides and the culture and tradition of the people historically embedded in the landscape.

		Business as usual	Forest Code	Soy Moratorium	Utopia	Agribusiness
Direction of change	Pressure					
	State					
<p>Direction of change</p> <p>↑ Increasing</p> <p>→ Stable</p> <p>↓ Decreasing</p> <p>Intensity of change</p> <p>Light green Medium</p> <p>Dark green High</p> <p>Very dark green Very high</p>	Climate change Temperature and precipitation	↑	→	→	→	→
	Land use/cover change Agricultural expansion	↑	↓	↓	↓	↑
	Water quality	↓	↑	↑	↑	↓
	Water quantity	↓	↑	↑	↑	↓
	Biodiversity	↓	↑	↑	↑	↓
	Land and water conflict	↑	↓	↓	↓	↑

Figure 5. Predicted trends in changes in pressures and state under each scenario.

The use of scenario modelling delivers decision-makers a window into the future, to observe the outcomes for a range of socioenvironmental indicators that have implications for human well-being (Nicholson et al. 2019). In this case study, both the “Business as usual” and “Agribusiness” scenarios imply drastic reductions in the provision of water-related ecosystem services, biodiversity and also have impacts on regional stakeholders such as Indigenous groups and traditional communities. The “Forest Code” and “Soy Moratorium” scenarios generate positive outcomes for water-related ecosystem services and conflict reduction, however not to the same extent as the “Utopia” scenario. According to these hypothesised predictions, governance measures including Forest Code enforcement coupled with the implementation of the Soy Moratorium are minimum requirements for guaranteeing the protection of Cerrado ecosystems and associated ecosystem services and biodiversity.

1. Challenges in incorporating complex realities into models

The process of creating a conceptual model to assess the impacts of direct and indirect drivers on biodiversity and ecosystem services poses several challenges. Primarily there is the intrinsic limitation of all conceptual models to represent complex realities, given the impossibility of the inclusion of all variables and all possible relationships in one single model. Further challenges arise in the inclusion of variables that are difficult to measure or quantify, such as well-being or cultural identity. Many studies emphasise that the notion of value should not be restricted to mere instrumental values but embrace a larger range of values, including those related to supporting identities and culture (e.g. Jax 2019). Cultural services can be intangible and may include spiritual and cultural identification, recreation opportunities or heritage values (Bray et al. 2019). Despite the challenges of including multiple ways of valuing nature into models this is essential to improve understanding of the complex relationships and feedbacks that may occur.

It is important to recognise that land and water-related conflicts represent just one part of the many issues that threaten human well-being; there is a huge knowledge gap on how to incorporate human well-being indicators into research and modelling (Pires et al. 2018). In the Matopiba region, the well-being of traditional and Indigenous local populations suffers as they struggle with land grabbing and water conflicts related to soybean agriculture expansion. The land rights of traditional and Indigenous groups are extremely difficult to express in data that can be incorporated into scenario modelling because land tenure in the region is mostly informal, based on customary and continuous land occupation over generations (Pitta & Vega 2017). Furthermore, already existing conditions of land-expropriation and population expulsion driven by large-scale agricultural expansion are prone to aggravate under climate change effects such as water scarcity (Pitta & Vega, 2017). This may directly affect Indigenous and smallholder communities by forcing them to diversify their livelihoods or migrate and abandon their original territory, implying deep cultural consequences that cannot be measured by indices such as Gross Domestic Product (GDP). Careful considerations need to be made when attempting to include human well-being to models and in terms of deciding what types of indicators should be used. Alternative indicators that explicitly include natural and social aspects should be fostered, using as a basis examples such as the Human Development Index (HDI), Multidimensional Poverty Index, Inequality-adjusted

Human Development Index, Gender Inequality Index (UNDP, 2018) or the Genuine Progress Indicator (Andrade & Garcia 2015).

2. Using scenarios to guarantee ecosystem service provision

Whilst the incorporation of the diversity of nature’s values into scenario modelling is still incipient, it is an endeavour that can improve the sophistication of our responses to complex problems. In this way, the Nature Futures Framework aims at informing the development of positive scenarios, where humans and nature thrive together, addressing the multiple visions and values of nature (Rosa et al. 2017). A challenge faced throughout the elaboration of this work was how to develop scenarios that represent a future that humanity could strive for, aligned with the Nature Futures Framework. Developing the “Utopia” scenario was an exercise that reflected this, with a focus on valuing nature so as to ensure the provision of ecosystem values across all perspectives into the future. Indeed, with the application of sustainable agricultural practices, production from the region could remain the same or increase, even whilst conservation measures were enforced. The “Utopia” scenario determined nature-centred objectives and then established the changes in governance needed to achieve them, rather than supposing policy changes and analysing their impacts. When the focus is placed on maintaining biodiversity and ecosystem services it reveals the drastic policy and societal changes that need to be made. Nature conservation must be central to policy formation, including the creation of policy options that represent a future that society should aim towards, where human systems continue to be supported by the services provided by natural systems (Rosa et al. 2017).

Conclusion

With critical ecological thresholds being crossed, the decisions that are taken by policy-makers in the coming decade may cause or avoid irreversible impacts for future generations, either placing in jeopardy the natural systems on which humanity depends or guaranteeing their survival. The elaboration of scenarios that intend to deliver the biodiversity and ecosystem services outcomes necessary to maintain Earth’s life support systems allows insights into the opportunities and barriers that exist in defining policy, and more broadly, in transforming society to a model of existence that occurs within the limits determined by our finite Earth. As such, this study intended to shine a light on the possible pathways available to prevent the destruction of the Cerrado biome for short-term gain and provide insights into how the incorporation of the multiple values of nature can inform spatial planning and policy responses to guarantee the future of the world’s most biodiverse savanna.

Acknowledgements

This study is the result of the authors’ participation in the “São Paulo School of Advanced Science on Scenarios and Modelling on Biodiversity and Ecosystem Services to Support Human Well-Being” held in São Pedro-SP, Brazil, from 01 to 14 July 2019 (<https://scenariosbes.wixsite.com/spsas-scenarios>). We are grateful to the organizers, professors, speakers, tutors and participants for the knowledge and experience shared throughout the event. We also thank Guilherme R. Lima and Roberta Z. Cantinho for their valuable contributions to the study. This

study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001, and by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). RLG is supported by CAPES (Process 88882.181100/2017-01). FMR, LMBC are supported by CNPq (Process 158733/2018-5 and 140337/2017-2, respectively).

Author Contributions

Fernando de Moura Resende: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Lara A. Cornejo Denman: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Gracie Verde Selva: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Ligia Maria Barrios Campanhão: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Regina Lúcia Guimarães Nobre: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Yohana Gisell Jimenez: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Edberto Moura Lima: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Julia Niemeyer: Substantial contribution in the concept and design of the study; Contribution to data collection; Contribution to data analysis and interpretation; Contribution to manuscript preparation; Contribution to critical revision, adding intellectual content.

Conflicts of Interest

The authors declare that they have no conflict of interest related to the publication of this manuscript.

References

ALMAGRO, A., OLIVEIRA, P.T.S., NEARING, M.A. & HAGEMANN, S. 2017. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. *Sci. Rep.* 7(1):1–12.

ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., DE MORAES GONÇALVES, J.L. & SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22(6):711–728.

ANDRADE, D.C., GARCIA, J.R., 2015. Estimating the Genuine Progress Indicator (GPI) for Brazil from 1970 to 2010. *Ecol. Econ.* 118, 49–56.

BANGASH, R.F., PASSUELLO, A., SANCHEZ-CANALES, M., TERRADO, M., LÓPEZ, A., ELORZA, F.J., ZIV, G., ACUÑA, V., SCHUHMACHER, M. 2013. Ecosystem services in Mediterranean river basin: Climate change impact on water provisioning and erosion control. *Sci. Total Environ.* 458–460:246–255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.025>

BONILLA S., GONZÁLEZ-PIANA M., SOARES M.C.S., HUSZAR V.L.M., BECKER V., SOMMA A., et al. 2016. The success of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in freshwaters is enhanced by the combined effects of light intensity and temperature. *Journal of Limnology* 75, 606–617. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1479>

BRANCALION, P.H.S., GARCIA, L.C., LOYOLA, R., RODRIGUES, R.R., PILLAR, V.D. & LEWINSON, T.M. 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Nat. Conserv.* 141–15.

BRASIL, M. do M.A. 2017. Estratégia e Plano de Ação Nacionais para a Biodiversidade [National Biodiversity Strategy and Action Plan]. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília, DF.

BRASIL, N.W.A. 2018. Brazilian Water Resources Report – 2017.

BRAY, M.V. du, STOTTS, R., BERESFORD, M., WUTICH, A. & BREWIS, A. 2019. Does ecosystem services valuation reflect local cultural valuations? Comparative analysis of resident perspectives in four major urban river ecosystems. *Econ. Anthropol.* 6(1):21–33.

BRUM, Fernanda T., et al. 2019. “Forecasting conservation impact to pinpoint spatial priorities in the Brazilian Cerrado.” *Biological Conservation* 240: 108283.

BUSTAMANTE, M.M.C. et al. 2019. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change.*

CALMON, D.P. de G. 2017. The politics of contemporary agrarian frontier-making: insights from Matopiba region, Brazil.

CARNEIRO, A., & COSTA, K. 2016. The expansion of soybean production in the Cerrado: Paths to sustainable territorial occupation, land use and production.

CARPENTER, S.R., STANLEY, E.H. & VANDER ZANDEN, M.J. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 36(1):75–99.

CARRANZA, T., BALMFORD, A., KAPOV, V. & MANICA, A. 2014. Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: The Brazilian Cerrado. *Conserv. Lett.* 7(3):216–223.

CATTELAN, A.J. & DALL'AGNOL, A., 2018. The rapid soybean growth in Brazil. *Embrapa Soja-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.

DE BARROS, P.H.B. & STEGE, A.L., 2019. Deforestation and human development in the Brazilian agricultural frontier: an environmental Kuznets curve for MATOPIBA. *Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos*, 13(2), pp.161-182.

DE LUCENA, A.F.P., SZKLO, A.S., SCHAEFFER, R., DE SOUZA, R.R., BORBA, B.S.M.C., DA COSTA, I.V.L., JÚNIOR, A.O.P., DA CUNHA, S.H.F. 2009. The vulnerability of renewable energy to climate change in Brazil. *Energ. Policy* 37(3):879–889. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.10.029>

DÍAZ, S. et al. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 141–16.

DOUBEK, J.P., CAREY, C.C. & CARDINALE, B.J. 2015. Anthropogenic land use is associated with N-fixing cyanobacterial dominance in lakes across the continental United States. *Aquat. Sci.* 77(4):681–694.

EMBRAPA, E.B. de P.A. 2015. GeoWeb Matopiba. Matopiba.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2015. Global forest resources assessment 2015.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2016. The state of food and agriculture: climate change, agriculture and food security 2016.

FERRARINI, A.D.S.F., FILHO, J.B. de S.F., CUADRA, S.V. & VICTORIA, D. de C. 2019. Water demand prospects for the irrigation in São Francisco River. Present. 22nd Annu. Conf. Glob. Econ. Anal. Wars. Pol.

- GARCIA, J.R. & FILHO, J.E.R.V. 2018. O papel da dimensão ambiental na ocupação do MATOPIBA [The role of environmental dimension in the MATOPIBA occupation]. *Confins* (35):.
- GIBBS, H.K., RAUSCH, L., MUNGER, J., SCHELLY, I., MORTON, D.C., NOOJIPADY, P., SOARES-FILHO, B., BARRETO, P., MICOL, L. & WALKER, N.F. 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science* 347(6220):377–378.
- GOLLNOW, F., HISSA, L. de B.V., RUFIN, P. & LAKES, T. 2018. Property-level direct and indirect deforestation for soybean production in the Amazon region of Mato Grosso, Brazil. *Land Use Policy* 78377–385.
- GOMES, L., SIMÕES, S., DALLA NORA, E., DE SOUSA-NETO, E., FORTI, M. & OMETTO, J. 2019. Agricultural expansion in the Brazilian Cerrado: Increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. *Land* 8(1):12.
- HUANG, Z., HAN, L., ZENG, L., XIAO, W. & TIAN, Y. 2016. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(4):3943–3955.
- IPBES. 2016. The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L. A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. W. L. Cheung, V. Christensen, K. A. Harhash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H. M. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. Ravindranath, C. Rondinini and B. A. Wintle (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 348 pages.
- IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 151.
- JANSE, J.H., KUIPER, J.J., WEIJTERS, M.J., WESTERBEEK, E.P., JEUKEN, M.H.J.L., BAKKENES, M., ALKEMADE, R., MOOIJ, W.M. & VERHOEVEN, J.T.A. 2015. GLOBIO-Aquatic, a global model of human impact on the biodiversity of inland aquatic ecosystems. *Environ. Sci. Policy* 4899–114.
- JAX, K. 2019. Taking social responsibility in using ecosystem services concepts: Ethical issues of linking ecosystems and human well-being. In *Atlas of Ecosystem Services* (M. Schröter, A. Bonn, S. Klotz, R. Seppelt, & C. Baessler, eds) Springer International Publishing, Cham, p.25–31.
- KASTENS, J.H., BROWN, J.C., COUTINHO, A.C., BISHOP, C.R. & ESQUERDO, J.C.D.M. 2017. Soy moratorium impacts on soybean and deforestation dynamics in Mato Grosso, Brazil. *PLOS ONE* 12(4):e0176168.
- LATAWIEC, A.E., STRASSBURG, B.B., BRANCALION, P.H.S., RODRIGUES, R.R. & GARDNER, T. 2015. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 211–218. 10.1890/140052.
- LEVIS, C., FLORES, B.M., MAZZOCHINI, G.G., MANHÃES, A.P., CAMPOS-SILVA, J.V., AMORIM, P.B., PERONI, N., HIROTA, M., CLEMENT, C.R. 2020. Help restore Brazil's governance of globally important ecosystem services. *Nat. Ecol. Evol.* 4: 172–173.
- LOYOLA, R.D. 2014. Brazil cannot risk its environmental leadership. *Divers. Distrib.* 20: 1365–1367. <https://doi.org/10.1111/ddi.12252>
- LUNDQUIST, C.J. et al. 2017. Visions for nature and nature's contributions to people for the 21st century: report from an IPBES visioning workshop held on 4–8 September 2017 in Auckland, New Zealand.
- MANSUR, A. 2017. A área de agricultura quase triplicou no Cerrado em 17 anos [In 17 years, Agriculture almost tripled in the Cerrado]. *epoca.globo.com*.
- MARENGO, J.A. & BERNASCONI, M. 2014. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. *Climatic Change*, 129(1–2), pp.103–115.
- MARQUES, A., MARTINS, I.S., KASTNER, T., PLUTZAR, C., THEURL, M.C., EISENMENGER, N., HUIJBREGTS, M.A.J., WOOD, R., STADLER, K., BRUCKNER, M., CANELAS, J., HILBERS, J.P., TUKKER, A., ERB, K. & PEREIRA, H.M. 2019. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nat. Ecol. Evol.* 3(4):628–637.
- MBOJILE, M. J. 2005. Migration and intensification of water conflicts in the Pangani Basin, Tanzania. *Habitat Int.* 29(1):41–67.
- MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (PROGRAM), ed. 2005. Our human planet: summary for decision-makers. Island Press, Washington, [D.C.].
- METZGER, J.P., BUSTAMANTE, M.M.C., FERREIRA, J., FERNANDES, G.W., LIBRÁN-EMBED, F., PILLAR, V.D., PRIST, P.R., RODRIGUES, R.R., VIEIRA, I.C.G. & OVERBECK, G.E. 2019. Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspect. Ecol. Conserv.* 17(3):91–103.
- MIRANDA, E.E. de, MAGALHÃES, L.A. & CARVALHO, C.A. de. 2014. Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBA [Proposed Territorial Delimitation of MATOPIBA]. Nota Técnica. Embrapa. Nota Técnica GITE, 1. Campinas: Embrapa, May 2014. 18. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/139202/1/NT1-DelimitacaoMatopiba.pdf>.
- NEPSTAD, D., MCGRATH, D., STICKLER, C., ALENCAR, A., AZEVEDO, A., SWETTE, B., BEZERRA, T., DIGIANO, M., SHIMADA, J., SEROA DA MOTTA, R., ARMIJO, E., CASTELLO, L., BRANDO, P., HANSEN, M.C., MCGRATH-HORN, M., CARVALHO, O. & HESS, L. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344(6188):1118–1123.
- NEUPANE, R. P., WHITE, J. D., ALEXANDER, S. E. 2015. Projected hydrologic changes in monsoon-dominated Himalaya Mountain basins with changing climate and deforestation. *J. Hydrol.* 525:216–230.
- NICHOLSON, E., FULTON, E., BROOKS, T., BLANCHARD, R., LEADLYE, P., METZGER, J., MOKANY, K., STEVENSON, S., WINTLE, B., WOOLLEY, S., BARNES, M., WATSON, J., FERRIER, S. 2019. Scenarios and Models to Support Global Conservation Targets. *Trends in Ecology & Evolution.* 34(1): 57–68. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.10.006>
- NOBRE, R.L.G., CALIMAN, A., RODRIGUES, C., de CARVALHO, F., GUÉRIN, J., da COSTA, F., BARBOSA, L., MARTINS, E., DETTOGNI, R., MEGALI, A., KELLY, P., VANNI, M., SILVA, L. 2020. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. *Sci. Total Environ.* 716:137044.
- NUNES, J.P., JACINTO, R., KEIZER, J.J. 2017. Combined impacts of climate and socio-economic scenarios on irrigation water availability for a dry Mediterranean reservoir. *Sci. Total Environ.* 584–585:219–233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.131>
- OECD/FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2015. OECD-FAO Agricultural Outlook 2015, OECD Publishing, Paris. http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-en.
- PAERL, H.W. & OTTEN, T.G. 2013. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microb. Ecol.* 65(4):995–1010.
- PAERL, H.W. & PAUL, V.J. 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res.* 46(5):1349–1363.
- PAIVA, R.J.O., BRITES, R.S. & MACHADO, R.B. 2015. The role of protected areas in the avoidance of anthropogenic conversion in a high pressure region: a matching method analysis in the core region of the Brazilian Cerrado. *PLOS ONE* 10(7):e0132582.
- PIRES, A.P.F., AMARAL, A.G., PADGURSCHI, M.C.G., JOLY, C.A. & SCARANO, F.R. 2018. Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. *Ecosyst. Serv.* 3468–73.
- PITTA, F.T. & VEGA, G.C. 2017. Impacts of agribusiness expansion in the Matopiba region: Communities and the environment. *ActionAid*.
- POUSA, R., COSTA, M.H., PIMENTA, F.M., FONTES, V.C., BRITO, V.F.A.D. AND CASTRO, M. 2019. Climate Change and Intense Irrigation Growth in Western Bahia, Brazil: The Urgent Need for Hydroclimatic Monitoring. *Water*, 11(5), p.933.
- QIU, J. & TURNER, M.G. 2015. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere* 6(11):art229.
- RESENDE, F.M., CIMON-MORIN, J., POULIN, M., MEYER, L. & LOYOLA, R. 2019. Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biol. Conserv.* 23490–99.
- REUVENY, R. 2007. Climate change-induced migration and violent conflict. *Polit. Geogr.* 26(6):656–673

- RORIZ, P.A.C., YANAI, A.M. & FEARNSSIDE, P.M. 2017. Deforestation and carbon loss in southwest Amazonia: Impact of Brazil's revised Forest Code. *Environ. Manage.* 60(3):367–382.
- ROSA, I.M.D. et al. 2017. Multiscale scenarios for nature futures. *Nat. Ecol. Evol.* 1(10):1416–1419.
- SANO, E.E. et al. 2019. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 54.
- SANO, E.E., ROSA, R., BRITO, J.L.S. & FERREIRA, L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 166(1):113–124.
- SAUER, S. 2018. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. *Land Use Policy* 79:326–338.
- SCARANO, F.R. 2019. The Emergence of Sustainability. In *Emergence and Modularity in Life Sciences* (L.H. Wegner & U. Lüttge, eds.). Springer, Cham, p.51–71.
- SCHEFFRAN, J. & BATTAGLINI, A. 2011. Climate and conflicts: the security risks of global warming. *Reg. Environ. Change* 11(1):27–39. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0175-8>
- SCHILLING, K. E., JHA, M. K., ZHANG, Y.-K., GASSMAN, P. W. & WOLTER, C. F. 2008. Impact of land use and land cover change on the water balance of a large agricultural watershed: Historical effects and future directions. *Water Resour. Res.* 44:W00A09.
- SCHNEIDER, F., KALLIS, G. & MARTINEZ-ALIER, J. 2010. Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue. *J. Clean. Prod.* 18(6):511–518.
- SCHOLES, R.J. et al. 2018. IPBES (2018): Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- SCHOOLENBERG, M. et al. 2018. Report on the workshop “Next Steps in Developing Nature Futures.” PBL Neth. Environ. Assess. Agency.
- SOARES-FILHO, B., RAJAO, R., MACEDO, M., CARNEIRO, A., COSTA, W., COE, M., RODRIGUES, H. & ALENCAR, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344(6182):363–364.
- SOTERRONI, A.C., MOSNIER, A., CARVALHO, A.X.Y., CÂMARA, G., OBERSTEINER, M., ANDRADE, P.R., SOUZA, R.C., BROCK, R., PIRKER, J., KRAXNER, F., HAVLÍK, P., KAPOS, V., ZU ERMGASSEN, E.K.H.J., VALIN, H. & RAMOS, F.M. 2018. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. *Environ. Res. Lett.* 13(7):074021.
- SOTERRONI, A.C., RAMOS, F.M., MOSNIER, A., FARGIONE, J., ANDRADE, P.R., BAUMGARTEN, L., PIRKER, J., OBERSTEINER, M., KRAXNER, F., CÂMARA, G., CARVALHO, A.X.Y. & POLASKY, S. 2019. Expanding the Soy Moratorium to Brazil's Cerrado. *Sci. Adv.* 5(7):eaav7336.
- SPERA, S.A., GALFORD, G.L., COE, M.T., MACEDO, M.N. & MUSTARD, J.F. 2016. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Glob. Change Biol.* 22(10):3405–3413.
- STRASSBURG, B.B.N., BROOKS, T., FELTRAN-BARBIERI, R., IRIBARREM, A., CROUZEILLES, R., LOYOLA, R., LATAWIEC, A.E., OLIVEIRA FILHO, F.J.B., SCARAMUZZA, C.A. de M., SCARANO, F.R., SOARES-FILHO, B. & BALMFORD, A. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* 1(4):0099.
- SUN, G., MCNULTY, S. G., MYERS, J. A. M. & COHEN, E. C. 2008. Impacts of multiple stresses on water demand and supply across the southeastern United States. *J. Am. Water Resour. As.* 44(6):1441–1457.
- UNDP. 2018. Human Development Indices and Indicators. 2018 Statistical Update. United Nations Development Programme. 123.
- U. N. GENERAL ASSEMBLY. 2015. Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. United Nations. p. 1 - 35.
- VALERA, C., PISSARRA, T., FILHO, M., VALLE JÚNIOR, R., OLIVEIRA, C., MOURA, J., SANCHES FERNANDES, L. & PACHECO, F. 2019. The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian New Forest Code. *Water* 11(3):549.
- VAN VLIET, M.T.H., WIBERG, D., LEDUC, S. & RIAHI, K. 2016. Power-generation system vulnerability and adaptation to changes in climate and water resources. *Nat. Clim. Change* 6(4):375–380. <https://doi.org/10.1038/nclimate2903>
- VELDKAMP, T.I.E., WADA, Y., AERTS, J.C.J.H., DÖLL, P., GOSLING, S.N., LIU, J., MASAKI, Y., OKI, T., OSTBERG, S., POKHREL, Y., SATOH, Y., KIM, H. & WARD, P.J. 2017. Water scarcity hotspots travel downstream due to human interventions in the 20th and 21st century. *Nat. Commun.* 8(1):15697.
- VIEIRA, R.R.S., RIBEIRO, B.R., RESENDE, F.M., BRUM, F.T., MACHADO, N., SALES, L.P., MACEDO, L., SOARES-FILHO, B. & LOYOLA, R. 2018. Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services B. Larson, ed. *Divers. Distrib.* 24(4):434–438.
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J. & MELILLO, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277(5325):494–499.
- WILSON, E.O. 2016. Half-earth: our planet's fight for life. Liveright Publishing Corporation, New York.
- ZAKIA, M.J. & PINTO, L.F.G. 2013. Guia para aplicação da nova lei florestal em propriedades rurais [Guide to applying the new Forest law on rural properties]. Imaflora, Piracicaba.
- ZALLES, V., HANSEN, M.C., POTAPOV, P.V., STEHMAN, S.V., TYUKAVINA, A., PICKENS, A., SONG, X.-P., ADUSEI, B., OKPA, C., AGUILAR, R., JOHN, N. & CHAVEZ, S. 2019. Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116(2):428–435.

Received: 18/10/2019

Revised: 13/03/2020

Accepted: 08/04/2020

Published online: 01/06/2020

V. DISCUSIÓN

La recopilación anterior presenta hallazgos socio-ecológicos y contribuciones metodológicas importantes para el estudio de los ecosistemas en el noroeste de México, desde la perspectiva del análisis espacial basado en percepción remota, así como desde el enfoque socio-ecológico.

En el primer artículo presentado en este trabajo, el análisis de cambio de uso de suelo reveló algunas tendencias que indican el efecto progresivo de las actividades humanas sobre la cobertura vegetal nativa, principalmente debido a la expansión de la agricultura en detrimento de la vegetación ribereña, y la expansión de pastizales introducidos en detrimento de los matorrales. Tendencias similares se han registrado anteriormente en la región, indicando que no ha habido un manejo efectivo de las actividades productivas que a su vez promueva la protección de los ecosistemas y la biodiversidad local (Valdez-Zamudio et al., 2000; Castellanos et al., 2012).

Además, se registró otro fenómeno de cambio estructural en donde los mezquitales están extendiendo su cobertura al interior de los matorrales desérticos y subtropicales. Este fenómeno conocido como “expansión/invasión de leñosas” se relaciona principalmente con el sobrepastoreo y en zonas áridas puede ser especialmente grave ya que modifica las características eco-hidrológicas del sitio (Wilcox et al., 2011). Hasta donde es de nuestro conocimiento, este proceso no había sido registrado para la región estudiada en este trabajo.

En el caso de los ecosistemas ribereños se registra una retroalimentación en el intercambio de cobertura con la agricultura, reforzando el argumento que caracteriza a estos ecosistemas como sistemas dinámicos con cambios constantes en su composición y estructura. Estudios previos también han capturado este dinamismo de los ecosistemas ribereños bajo la perspectiva del cambio de uso de suelo (Méndez et al., 2016). Dentro de las contribuciones de este capítulo destaca que gracias al uso de datos satelitales de diferente resolución espacial se logró determinar con gran precisión la variación en la composición de la vegetación ribereña, registrando que solo el 9% del total de cobertura de vegetación ribereña corresponde a vegetación ribereña obligada. Este hallazgo es relevante debido a que la vegetación obligada se restringe a sitios con niveles estables de agua subterránea, por lo que los cambios en la composición pueden servir como indicadores en cambios permanentes de disponibilidad de agua, lo cual para zonas áridas es prioritario. Adicionalmente, una gran

parte de la vegetación ribereña registrada en este estudio está compuesta por especies exóticas, naturalizadas o mesicas que han reemplazado a la vegetación obligada. Estos son indicadores importantes para entender cómo el ecosistema ribereño está cambiando debido principalmente a factores del cambio ambiental global.

Una de las principales problemáticas ambientales actuales, asociadas al cambio de uso de suelo y transformación de los ecosistemas, como lo que hemos registrado en este trabajo se relacionan con la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos. Por ello, en el segundo artículo se presentan modelos de provisión de servicios de regulación (calidad de hábitat y almacén de carbono) bajo el contexto del uso de prácticas agrícolas tradicionales (cercos vivos y acequias) y presencia de vegetación ribereña obligada. El uso de prácticas orientadas a la sustentabilidad en zonas áridas tiene contribuciones ecológicas y sociales para las poblaciones humanas que dependen de los ecosistemas ribereños y constituye una opción alternativa a la producción agrícola convencional y tecnificada (Cruz et al., 2012; Reyes y Martínez, 2011; Nabhan, 2018).

En esta segunda sección el uso de metodologías mixtas en la realización de un estudio exploratorio permitió establecer una explicación de por qué dichas prácticas en la región se siguen usando o se han dejado de usar y cuáles son las implicaciones de esto en la provisión de servicios de regulación. Registrando que los cercos vivos tienen efectos positivos en la provisión de ambos servicios y las acequias tienen efecto positivo sobre todo en el servicio de almacén de carbono. También se registró que la vegetación ribereña obligada provee ambos servicios en mayor magnitud que las prácticas agrícolas tradicionales. Con base en los hallazgos se propone que la restauración de la vegetación ribereña alrededor y adyacente a las zonas agrícolas puede mejorar la condición socio-ecológica al proveer servicios útiles para la agricultura, al mismo tiempo que ayudar a mantener aquellas prácticas agrícolas tradicionales que están en desuso. En este trabajo se resalta la importancia de las prácticas tradicionales en la sustentabilidad de los ambientes agrícolas asociados al paisaje ribereño y coincide con argumentos a nivel global que plantean que la pérdida de estas prácticas pudiera implicar la degradación de los ecosistemas nativos (García-Llorente et al., 2015). Consideramos que la metodología propuesta en esta sección es novedosa para nuestra región de estudio y puede ser aplicada en investigaciones futuras.

El tercer artículo hace una síntesis sobre los factores impulsores de cambio global y su efecto en tres sectores biofísicos y sociales prioritarios. En esta síntesis se destacan vacíos del conocimiento en temas asociados al bienestar humano y su relación con los sectores estudiados y se proponen enfoques novedosos de estudio para la generación de conocimiento en ecosistemas ribereños de zonas áridas en el noroeste de México. Se resalta la falta de información para el conocimiento del estado base de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en la región y se proponen acciones basadas en monitoreos, evaluaciones a través de escenarios, restauración y manejo, inclusión y capacitación, educación e información, colaboración, incentivos económicos, y protección oficial y voluntaria. Se sugiere considerar las acciones propuestas en el desarrollo de políticas públicas o estrategias ciudadanas.

Finalmente, el cuarto artículo es una demostración del conjunto de varios temas tratados en el resto del trabajo. Este trabajo se realizó de manera colectiva a través de un proceso de coproducción de conocimiento en donde se elaboró un modelo conceptual para evaluar servicios ecosistémicos hídricos en un ecosistema prioritario de alta diversidad biológica, amplia extensión territorial y la presencia de actividades agrícolas de gran escala dirigida al comercio internacional. Si bien el ecosistema difiere en características bióticas y geográficas a la zona de estudio abordada en el resto de los trabajos presentados en esta recopilación, gran parte de las variables incluidas en el modelo conceptual (factores indirectos, directos y componentes focales) pueden ser utilizadas en el estudio de ecosistemas prioritarios en otras partes del mundo, modificando las variables de respuesta. La relevancia de este modelo conceptual es que explora tendencias de cambio en los factores impulsores y en sectores de importancia, bajo diferentes escenarios de uso de suelo y normatividad ambiental. En este estudio se reconoce la dificultad para incluir indicadores de bienestar humano y servicios inmateriales en los modelos que evalúan el cambio global. También se concluye que la incorporación de prácticas agrícolas sustentables puede ayudar a mantener la producción agrícola al mismo tiempo que se garantiza la protección de la biodiversidad.

VI. CONCLUSIONES

Este trabajo constituye una contribución importante al conocimiento de ecosistemas prioritarios en una región sub-estudiada del noroeste de México. La combinación de metodologías y los hallazgos resultantes destacan la importancia de considerar enfoques transdisciplinarios para abordar los retos ambientales actuales.

El estado actual del corredor ribereño se caracteriza por aumentos en la cobertura agrícola y un intercambio regular con las coberturas ribereñas. Más estudios hacen falta para investigar cómo los cambios de uso de suelo en la región afectan la provisión de servicios ecosistémicos así como las implicaciones socioecológicas de la pérdida de vegetación ribereña obligada. Se recomienda ampliamente la implementación de estrategias de manejo y restauración apropiadas. Dado que no hay áreas de protección oficial en el área de estudio, los ejemplos exitosos de conservación y restauración implementados en otros ríos de la región deben ser considerados como oportunidades para replicarse en el corredor ribereño del Río Sonora.

Este trabajo genera datos ambientales relevantes e información útil para tomadores de decisiones (agricultores, funcionarios, ciudadanía) relativo a cómo se pueden mejorar las prácticas agrícolas cuando se combinan con ejercicios de conservación y mantenimiento de la vegetación ribereña. Principalmente, se encontró que las prácticas agrícolas tradicionales contribuyen de manera variable a la provisión de servicios ecosistémicos, y que cuando se combinan con la presencia de vegetación ribereña obligada, la provisión de servicios aumenta. Esta información es valiosa para tomadores de decisiones a nivel gubernamental, ya que las decisiones sobre inversiones en hábitats naturales y ecosistemas frecuentemente enfrentan retos para conciliar la conservación con el desarrollo agrícola debido al escaso conocimiento que existe al respecto de los mecanismos socio-ecológicos en la región.

Adicionalmente se destaca la necesidad de generar acciones directas desde la política pública, el activismo ambiental y la investigación científica, para llenar vacíos de conocimiento relativos a los procesos biofísicos y sociales asociados a los ecosistemas ribereños en la región. Se establece que la restauración ecológica y la conservación voluntaria y oficial son herramientas esenciales para la sustentabilidad de estos sistemas y su implementación es urgente ya que actualmente están ausentes del área de estudio.

VII. RECOMENDACIONES

- Utilizar las metodologías aquí propuestas para evaluar otras cuencas en el noroeste de México y tener un diagnóstico general del estado de los ecosistemas ribereños y ecosistemas adyacentes a éstos, en la región.
- Ampliar las metodologías de valoración de servicios ecosistémicos para incorporar los servicios inmateriales y culturales en la región.
- Geo-referenciar los segmentos de vegetación ribereña obligada a lo largo de las cuencas, así como las prácticas agrícolas tradicionales (más allá de las presentadas en este trabajo) en la región y generar mapas temáticos.
- Fortalecer la vinculación entre instituciones para la implementación de estrategias de conservación y restauración exitosas, garantizar la participación de las comunidades en estos procesos, e involucrar a los estudiantes para integrar el enfoque socio-ecológico en su formación profesional.

VIII. LITERATURA CITADA

- Aboites, L., D. Birrichaga y J. Garay. 2010. El manejo de las aguas mexicanas en el siglo XX. En: El agua en México: cauces y encauces. Editores: Jiménez, B., Torrerosa, M., Aboites, L. Academia Mexicana de Ciencias. Comisión Nacional del Agua.
- Acharya, R., T. Maraseni y G. Cockfield. 2019. Global trend of forest ecosystem services valuation – An analysis of Publications. *Ecosystem Services*. 39: 100979. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100979>
- Akashah, O., C. Neale y H. Jayanthi. 2008. Detailed mapping of riparian vegetation in the middle Rio Grande River using high resolution multi-spectral airborne remote sensing. *Journal of Arid Environments*. 72: 1734–1744.
- Arias-Arévalo, P., E. Gómez-Baggethun, B. Martín-López y M. Pérez-Rincón. 2018. Widening the Evaluative Space for Ecosystem Services: A Taxonomy of Plural Values and Valuation Methods. *Environmental Values*. 27: 29–53. doi: 10.3197/096327118X15144698637513
- Bagstad, K., D. Semmens y R. Winthrop. 2013. Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosystem Services*. 5: e40-e50.
- Balvanera, P., A. Pfisterer, N. Buchmann, J. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli y B. Schmid. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*. 9: 1146-1156. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x
- Balvanera, P. y H. Cotler. 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. En: *Capital Natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO. México.
- Barkin, D. 2006. Building a Future for Rural Mexico. *Latin American Perspectives*. 33(2): 132-140.
- Barnes, G. 2009. The evolution and resilience of community-based land tenure in rural Mexico. *Land Use Policy*. 26: 393-400.
- Berkes, F., J. Colding y C. Folke. 2003. *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Bernard, R. 2006. *Research Methods in Anthropology. Qualitative and Quantitative Approaches*. Altamira Press. Lanham, MD.
- Bejarano, Fernando (2017). “Los plaguicidas altamente peligrosos: nuevo tema normativo internacional y su perfil nacional en México”. Bejarano, Fernando (ed.), *Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México*. Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A.C. Texcoco, México.
- Biggs, R., H. Clements, A. de Vos, C. Folke, A. Manyani, K. Maciejewski, B. Martín-López, R. Preiser, O. Selomane y M. Schlüter. 2022. What are social-ecological systems and social-ecological systems research? En: Biggs, R., A. de Vos, R. Preiser, H. Clements, K. Maciejewski y M. Schlüter (Eds.), *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*. Routledge International Handbooks. New York.
- Bravo, L., O. Doode, A. Castellanos y I. Espejel. 2010. Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal. Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. *Región y Sociedad*. 22(48): 3-35.
- Búrquez, A. y A. Martínez-Yrizar. 1997. Conservation and Landscape Transformation in Sonora, Mexico. *Journal of the Southwest*. 39(3/4): 371-398.

- Búrquez, A. y A. Martínez-Yrizar. 2000. El desarrollo económico y la conservación de los recursos naturales. En: Sonora 2000 a debate: Problemas y soluciones, riesgos y oportunidades. Editores: Almada-Bay, I. El Colegio de Sonora. México.
- Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar, S. Núñez, T. Quintero y A. Aparicio. 2010. Aboveground biomass in three Sonoran Desert communities: Variability within and among sites using replicated plot harvesting. *Journal of Arid Environments*. 74: 1240-1247. doi: 10.1016/j.jaridenv.2010.04.004
- Castellanos, A., G. Yanes y D. Valdez-Zamudio. 2002. Drought-Tolerant Exotic Buffel-Grass and Desertification. En: B. Tellman (Ed.), *Weeds across borders. Proceedings of a north American Conference*. Arizona-Sonora Desert Museum.
- Castellanos, A., L. Bravo, G. Koch, J. Llano, D. López, R. Méndez, J. Rodríguez, R. Romo, T. Sisk y G. Yanes-Arwayo. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. En: Molina, F. y Van Devender, T. (Eds.), *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM. CONABIO.
- Castellanos, A., H. Celaya, C. Hinojo Hinojo, A. Ibarra y J. Romo Leon. 2012. Biodiversity effects on ecosystem function due to land use: The case of buffel savannas in the Sky Islands seas in the central region of Sonora. En: *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P*. United States Department of Agriculture: Washington, D.C., USA.
- Cervantes, F., J. Saldivar-Cabrales y J. Yescas. 2007. Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*. 3(1): 3.12.
- Chambers, R. 1981. Rapid rural appraisal: rationale and repertoire. *Public administration and development*. 1:95-106.
- Chan, D. 2013. Using ecosystem services to understand the impact of land cover change: a case study of the upper San Pedro watershed. Thesis. Master of Science. University of Arizona.
- Chaplin-Kramer R, R. Sharp, C. Weil, E. Bennett, U. Pascual, K. Arkema, K. Brauman, B. Bryant, A. Guerry, N. Haddad, M. Hamann, P. Hamel, J. Johnson, L. Mandle, H. Pereira, S. Polasky, M. Ruckelshaus, M. Shaw, J. Silver, A. Vogl y G. Daily. 2019. Global modeling of nature's contributions to people. *Science*. 11;366(6462):255-258. doi: 10.1126/science.aaw3372
- Chávez, T. y E. Ibarra. 1987. ¿Un testimonio de modernización en la ganadería o en la agricultura? *Nueva Antropología*. 9(32): 37-53.
- Cohen, W. y S. Goward. 2006. Landsat's Role in Ecological Applications of Remote Sensing. *BioScience*. 54(6): 535-545.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neil, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton, y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253-260.
- Cuevas, M., A. Garrido, J. Pérez y D. Iura. 2010. Estado actual de la vegetación en las cuencas de México. En: Cotler, H. (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México*. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Fundación Gonzalo Río Arronte. México.
- CONAGUA. 2013. Programa detallado de acciones de gestión integral para la restauración hidrológica del río Sonora. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional del Agua.
- CONAGUA. 2018. Atlas del agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional del Agua, México.

- CONAGUA. 2021. Detalle de los acuíferos en México, Noroeste. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Sistema Nacional de Información del Agua.
- Cruz, A., M. Uribe, A. Lara. 2012. Antecedentes de los cercos vivos en México: la obra de Juan M. Esponda, 1988. *Revista de Geografía Agrícola* 48-49:99-102.
- De Ita, A. 2019. Las reformas agrarias neoliberales en México. *El Cotidiano*. 214: 95-107.
- De la Fuente, A., B. Olivera, O. Arredondo, T. Ayrikyan, M. Castillo, O. Escamilla, J. Garduño, S. Guzmán y M. Llano. 2016. Las actividades extractivas en México: Estado actual. Anuario 2016. Fundar, Centro de Análisis e Investigación, A.C. México.
- De La Torre, H. y S. Sandoval. 2015. Ecological Transformation and Territorial Synergies in the Hermosillo, Sonora Coastal Strip. *Frontera Norte*. 27(54): 143-170.
- Dendoncker, N., H. Keune, S. Jacobs y E. Gómez-Baggethun. 2014. Inclusive Ecosystem Services Valuation. En: Jacobs, S., Dendoncker, N. y H. Keune (Eds.), *Ecosystem Services. Global Issues, Local Practices*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.12001-3>
- Dennis, S. 2020. Análisis de la dinámica de la vegetación y propiedades físico-químicas del suelo en campos agrícolas abandonados de la costa de Hermosillo, Sonora. Tesis de Licenciatura. Universidad de Sonora. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Hermosillo, Sonora, México.
- De Vos, A., K. Maciejewski, Ö Bodin, A. Norström, M. Schlüter y M. Tengö. 2022. The practice and design of social-ecological systems research. En: Biggs, R., A. de Vos, R. Preiser, H. Clements, K. Maciejewski y M. Schlüter (Eds.), *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*. Routledge International Handbooks. New York.
- Díaz-Caravantes, R. y E. Sánchez-Flores. 2011. Water transfer effects on peri-urban land use/land cover: A case study in a semi-arid region of Mexico. *Applied Geography*. 31: 413-425.
- Díaz, S., U. Pascual, M. Stenseke, B. Martín-López, R. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K. Chan, I. Baste, K. Brauman, S. Polasky, A. Church, M. Lonsdale, A. Larigauderie, P. Leadley, A. van Oudenhoven, F. van der Plaats, M. Schröter, S. Lavorel, Y. Aumeeruddy-Thomas, E. Bukvareva, K. Davies, S. Demissew, G. Erpul, P. Failler, C. Guerra, C. Hewitt, H. Keune, S. Lindley y Y. Shirayama. 2018. Assessing nature's contributions to people. Recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. *Science* 366(6462): 255-258 doi:10.1126/science.aaw3372
- Dunham, J., P. Angermeier, S. Crausbay, A. Cravens, H. Gosnell, J. McEvoy, M. Moritz, N. Raheem y T. Sanford. 2018. Rivers are social–ecological systems: Time to integrate human dimensions into riverscape ecology and management. *WIREs Water*. 5:e1291. doi.org/10.1002/wat2.1291
- Ely, C., W. Kepner, D. Goodrich y M. Nash. 2013. Investigating Historic Parcel Changes to Understand Land Use Trends—A Methodology and Application for the San Pedro River Watershed. United States Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA.
- Evaluación de los Ecosistemas para el Milenio (EEM). 2005. Ecosistemas y bienestar humano: síntesis. Island Press. Washington, DC.
- Fernandes, M., F. Aguiar y M. Ferreira. 2011. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. *Landscape and Urban Planning*. 99: 166-177.

- Ffolliott, P., L. DeBano, M. Baker, D. Neary y K. Brooks. 2004. Hydrology and impacts of disturbances on hydrologic function. En: Baker, M.B. et al. (Eds.), Riparian areas of the Southwestern United States Hydrology Ecology and Management. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Foley, J., R. DeFries, G. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. Carpenter, S. Chapin, M. Coe, G. Daily, H. Gibbs, J. Helkowski, T. Holloway, E. Howard, C. Kucharik, C. Monfreda, J. Patz, C. Prentice, N. Ramankutty y P. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*. 309(5734): 570-574. doi:10.1126/science.1111772
- Franklin, K., K. Lyons, P. Nagler, D. Lampkin, E. Glenn, F. Molina-Freaner, T. Markow y A. Huete. 2006. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation*. 127: 62-71.
- Franklin, K. y F. Molina-Freaner. 2010. Consequences of Buffelgrass Pasture Development for Primary Productivity, Perennial Plant Richness, and Vegetation Structure in the Drylands of Sonora, Mexico. *Conservation Biology*. 24(6): 1664-1673.
- García-Llorente, M., I. Iniesta-Arandia, B. Willaarts, P. Harrison, P. Berry, M. Bayo, A. Castro, C. Montes y B. Martín-López. 2015. Biophysical and sociocultural factors underlying spatial trade-offs of ecosystem services in semiarid watersheds. *Ecology and Society*. 20(3): 39. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07785-200339>
- Gómez-Álvarez, A., D. Meza-Figueroa, A. Villalba-Atondo, J. Valenzuela-García, J. Ramírez-Hernández y J. Almendariz-Tapia. 2009. Estimation of potential pollution from mine tailings in the San Pedro River (1993-2005), Mexico-US border. *Environmental Geology*. 57: 1469-1479.
- Gómez-Baggethun, E., M. Ruiz-Pérez. 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*. 35(5) 613–628. DOI: 10.1177/0309133311421708
- González-Esquivel, C., M. Gavito, M. Astier, M. Cadena-Salgado, E. del-Val, L. Villamil-Echeverri, Y. Merlín-Uribe y P. Balvanera. 2015. Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *Ecology and Society*. 20(1): 38. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06875-200138>
- González-Gallina, A. y M. Hidalgo-Mihart. 2018. A Review of Road-killed Felids in Mexico. *THERYA*. 9(2): 147-159. DOI: 10.12933/therya-18-584 ISSN 2007-3364
- Gurevitch, J., S. Scheiner y G. Fox. 2006. Disturbance and Succession. En: *The Ecology of Plants*. Sinauer Associates.
- Herrero-Jauregui, C., C. Arnaiz-Schmitz, M. F. Reyes, M. Telesnicki, I. Agramonte, M. H. Easdale, M. F. Schmitz, M. Aguiar, A. Gomez-Sal, C. Montes. 2018. What do We Talk About When We Talk about Social-Ecological Systems? A Literature Review. *Sustainability* 10(2950). <https://doi.org/10.3390/su10082950>
- Ibarra, E. 1991. De trigo a forrajes: historia del sistema de molinos harineros del Río Sonora. En: *Potreros, vegas y mahuéchis: sociedad y ganadería en la sierra sonorensis*. Editor: Camou, E. Instituto Sonorense de Cultura.
- Sander J., N. Zafra-Calvo, D. Gonzalez-Jimenez, L. Guibrunet, K. Benessaiah, A. Berghöfer, J. Chaves-Chaparro, S. Díaz, E. Gomez-Baggethun, S. Lele, B. Martín-López, V. Masterson, J. Merçon, H. Moersberger, B. Muraca, A. Norström, P. O'Farrell, J. Ordonez, A. Prieur-Richard, A. Rincón-Ruiz, N. Sitas, S. Subramanian, W. Tadesse, M. van Noordwijk, U. Pascual y P. Balvanera. 2020. Use your power for good: plural valuation of nature – the Oaxaca statement. *Global Sustainability*. 3(e8): 1–7. <https://doi.org/10.1017/sus.2020.2>

- Jenkins, J., D. Chojnacky, L. Heath y R. Birdsey. 2003. National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species. *Forest Science*. 49(1): 12-35.
- Jiménez, J. y M. Mulero. 2019. Drones for Conservation in Protected Areas: Present and Future. *Drones*. 3(10). doi:10.3390/drones3010010
- Jiménez-Sierra, C., D. Torres-Orozco y M. Matias-Palafox. 2018. Are Current Actions for Conservation in Mexico Enough? A Review of the Proximate and Ultimate Threats. En: Ortega-Rubio, A. (Ed.), *Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation. Recent Case Studies*. Springer. Switzerland.
- Kepner, W., C. Watts, C. Edmonds, J. Maingi, S. Marsh y G. Luna. 2000. A landscape approach for detecting and evaluating change in a semi-arid environment. *Environmental Monitoring and Assessment*. 64: 179-195.
- Kuhnert, P., T. Martin y S. Griffiths. 2010. A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecology Letters*. 13: 900-914.
- Lee, C., A. Serrat-Capdevila, N. Iqbal, M. Ashraf, B. Zaitchik, J. Bolten, F. Melton y B. Doorn. 2016. Applying Earth Observations to Water Resources Challenges. En: Hossain, F. (Ed.), *Earth Science Satellite Applications*. Springer Remote Sensing/Photogrammetry. DOI 10.1007/978-3-319-33438-7_6
- Lindkvist, E., X. Basurto y M. Schlüter. 2017. Micro-level explanations for emergent patterns of self-governance arrangements in small-scale fisheries - A modeling approach. *PLoS ONE*. 12(4): e0175532. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175532>
- Lite, S., K. Bagstad y J. Stromberg. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments*. 63: 785–813.
- Luque, D., M. Arthur, E. Jones, A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez, Alberto, T. Manrique y D. Esquer. 2019. Río Sonora: el derrame de la Mina Buenavista del Cobre-Cananea, 2014. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Hermosillo, México.
- Lutz A. N. 2020. Minería y seguridad hídrica en el noroeste de México: un análisis de doble exposición. *Región y sociedad*. 32: e1295. doi:10.22198/rys2020/32/1295
- Mandle, L., S. Wolny, N. Bahgabati, H. Helsingen, P. Hamel, R. Bartlett, A. Dixon, R. Horton, C. Lesk, D. Manley, M. Del Mel, D. Bader, S. Myint, W. Myint y M. Mon. 2017. Assessing ecosystem service provision under climate change to support conservation and development planning in Myanmar. *PLoS ONE*. 12(9): 1-23.
- Mandujano, S., M. Mulero-Pazmany y A. Rísquez-Valdepeña. 2017. Drones: una nueva tecnología para el estudio y monitoreo de fauna y hábitats. *Agroproductividad*. 10: 79–84.
- Marshall, V., M. Lewis y B. Ostendorf. 2012. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: A review. *Journal of Arid Environments*. 78: 1-12.
- Martínez-Yrizar, A., R. Felger y A. Búrquez. 2010. Los ecosistemas terrestres: un diverso capital natural. En: Molina, F., Van Devender, T. (Eds.), *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM. CONABIO.
- McGinnis, M. y E. Ostrom. 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*. 19(2): 30.

- McLaughlin, S. P. 2005. Riparian Flora. En: Baker, M.B. et al. (Eds.), Riparian areas of the Southwestern United States Hydrology Ecology and Management. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Mendez-Estrella, R., J. Romo-Leon, A. Castellanos, F. Gandarilla-Aizpuro y K. Hartfield. 2016. Analyzing landscape trends on agriculture, introduced exotic grasslands and riparian ecosystems in arid regions of Mexico. *Remote Sensing*. 8, 664.
- Méndez-Estrella, R., J. Romo-León y A. Castellanos. 2017. Mapping changes in carbon storage and productivity services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments in northwestern Mexico. *International Journal of Geo-Information*. 6: 1-26. doi:10.3390/ijgi6100298
- Moreno, J. 2006. Por abajo del agua: sobreexplotación y agotamiento del acuífero de la costa de Hermosillo, 1945-2005. El Colegio de Sonora. Hermosillo. México.
- Moreno, J., B. Marañón y D. López. 2010. Los acuíferos sobreexplotados: origen, crisis y gestión social. En: Jiménez, B., Torregrosa, M., Aboites, L. (Eds.), El agua en México: cauces y encauces. Academia Mexicana de Ciencias. Comisión Nacional del Agua.
- Nabhan, G. 2018. Food from the Radical Center. Healing Our Land and Communities. Island Press. Washington DC, USA.
- Návar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*. 257: 427-434. doi:10.1016/j.foreco.2008.09.028
- Návar-Cháidez, J., F. Rodríguez-Flores y P. Domínguez-Calleros. 2013. Ecuaciones alométricas para árboles tropicales: aplicación al inventario forestal de Sinaloa, México. *Agronomía Mesoamericana*. 24(2): 347-356.
- Newbold, T., L. Hudson, S. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. Senior, L. Börger, D. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverría-Londoño, M. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M. Harrison, T. Alhousseini, D. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D. Pinto, C. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H. Phillips, D. Purves, A. Robinson, J. Simpson, S. Tuck, E. Weiher, H. White, R. Ewers, G. Mace, J. Scharlemann y A. Purvis. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50. doi.org/10.1038/nature14324
- Nie, W., Y. Yuan, W. Kepner, C. Erickson y M. Jackson. Hydrological impacts of mesquite encroachment in the upper San Pedro watershed. *Journal of Arid Environments*. 82: 147–155. doi:10.1016/j.jaridenv.2012.02.008
- Norman, L., M. Villarreal, R. Niraula, T. Meixner, G. Frisvold y W. Labiosa. 2013. Framing Scenarios of Binational Water Policy with a Tool to Visualize, Quantify and Value Changes in Ecosystem Services. *Water*. 5: 852-874.
- Ochoa, V. y N. Urbina-Cardona. 2017. Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. *Ecosystem Services*. 26: 155-169. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.011
- Ostrom, E. 2009. A General framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*. 325: 419-422.
- Patten, D. 1998. Riparian Ecosystems of Semi-Arid North America: Diversity and Human Impacts. *Wetlands*. 18(4): 498-512.
- Pérez, R. 2012. La contaminación agrícola del agua: aspectos generales y teoría. En: Agricultura y contaminación del agua. Instituto de Investigaciones Económicas. UNAM. México.

- Petrakis, R., W. van Leeuwen, M. Villarreal, P. Tashjian, R. Russo y C. Scott. 2017. Historical Analysis of Riparian Vegetation Change in Response to Shifting Management Objectives on the Middle Rio Grande. *Land*. 6(29): 1-23.
- Planet Team. 2017. Planet Application Program Interface: In Space for Life on Earth. San Francisco, CA. <https://api.planet.com>.
- Pope, A. y R. Gimblett. 2015. Linking Bayesian and agent-based models to simulate complex social-ecological systems in semi-arid regions. *Frontiers in Environmental Science*. 3(55): 1-9.
- Quinn, N., S. Kumar y S. Imen. Overview of Remote Sensing and GIS Uses in Watershed and TMDL Analyses. *Journal of Hydrologic Engineering*. 24(4). 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001742
- Reyes, J., C. Martínez. 2011. Establecimiento y manejo de cercas vivas. SAGARPA. Fundación Produce Sinaloa A. C.
- Rieb, J., R. Chaplin-Kramer, G. Daily, P. Armsworth, K. Böhning-Gaese, A. Bonn, G. Cumming, F. Eigenbrod, V. Grimm, B. Jackson, A. Marques, S. Pattanayak, H. Pereira, G. Peterson, T. Ricketts, B. Robinson, M. Schröter, L. Schulte, R. Seppelt, M. Turner y E. Bennett. 2017. When, Where, and How Nature Matters for Ecosystem Services: Challenges for the Next Generation of Ecosystem Service Models. *BioScience*. 67(9): 820–833. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix075>
- Rojas-García, F., B. De Jong, P. Martínez-Zurimendí y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*. doi:10.1007/s13595-015-0456-y
- Romo-León, J.R., W. van Leeuwen y A. Castellanos. 2013. Percepción remota para el análisis de la distribución y cambios de uso de suelo en zonas áridas y semiáridas. En: Flores, E. y R. Díaz (Eds.), *Dinámicas Locales del Cambio Ambiental Global*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez. México.
- Romo-León, J.R., W. van Leeuwen y A. Castellanos-Villegas. 2014. Using remote sensing tools to assess land use transitions in unsustainable arid agro-ecosystems. *Journal of Arid Environments*. 106: 27-35.
- Ruelas, L., M. Chávez, V. Barradas, A. Octaviano y L. García. 2010. Uso ecológico. En: Jiménez, B., Torregrosa, M., Aboites, L. (Eds.), *El agua en México: cauces y encauces*. Academia Mexicana de Ciencias. Comisión Nacional del Agua.
- Saade, M. 2014. Buenas prácticas que favorezcan una minería sustentable. La problemática en torno a los pasivos ambientales mineros en Australia, el Canadá, Chile, Colombia los Estados Unidos, México y el Perú. Naciones Unidas. CEPAL – Serie Macroeconomía del Desarrollo N° 157. Santiago de Chile.
- Sabater, S., X. Timoner, G. Bornette, M. Wilde, J. Stromberg y J. Stella. 2017. The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Algae and Vascular Plants. En: Datry, T., N. Bonanda, A. Boulton (Eds.), *In Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Ecology and Management*. Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands.
- Sampieri, R., C. Fernández y M. Baptista. 2010. *Metodología de la investigación*. McGraw-Hill Interamericana Editores. México.
- Sánchez, S., A. Flores, I. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. En: *Capital Natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO. México.
- SEMARNAT. 2019. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México*, edición 2018. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

- Sharp, R., H. Tallis, T. Ricketts, A. Guerry, S. Wood, R. Chaplin-Kramer, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero, K. Vigerstol, D. Pennington, G. Mendoza, J. Aukema, J. Foster, J. Forrest, D. Cameron, K. Arkema, E. Lonsdorf, C. Kennedy, G. Verutes, C. Kim, G. Guannel, M. Papenfus, J. Toft, M. Marsik, J. Bernhardt, R. Griffin, K. Glowinski, N. Chaumont, A. Perelman, M. Lacayo, L. Mandle, P. Hamel, A. Vogl, L. Rogers, W. Bierbower, D. Denu y J. Douglass. 2016. InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Solís, G., A. Villalba, G. Nubes, J. del Castillo y F. Meraz. 2011. Físico-química del agua superficial y sedimento en el río Santa Cruz, Sonora, México. *Biocencia*. Universidad de Sonora. 12(1): 3-9.
- Solís-Garza, G., H. Robles-López y A. Castellanos-Villegas. 2017. Estructura y composición de la vegetación ribereña en zonas áridas. El caso de los ríos Bacanuchi y Sonora en el noroeste de México. *Biocencia*. 19(2): 3-12.
- Stromberg, J., M. Briggs, C. Gourley, M. Scott, P. Shafroth y L. Stevens. 2004. Human alterations of riparian ecosystems. En: Baker, M.B., Ffolliott, P.F., DeBano, L., Neary, D.G. (Eds.), *Riparian Areas of the Southwestern United States*. Hydrology, Ecology, and Management. Lewis Publishers: Boca Raton, FL, USA.
- Tanvir, A. y J. Tschirhart. 2013. Economic/ecological tradeoffs among ecosystem services and biodiversity conservation. *Ecological Economics*. 93: 116-127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.04.013>
- Taylor, S. y R. Bogdan. 1987. *Introducción a los métodos cualitativos de investigación*. Paidós. España.
- Tetreault, D. 2019. La minería mexicana en el contexto internacional. *Observatorio del desarrollo*. 1(3): 18-20.
- Tso, B. y P. Mather. 2009. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Turkelboom, F., M. Thoonen, S. Jacobs, M. García-Llorente, B. Martín-López y P. Berry. 2016. Ecosystem services trade-offs and synergies. En: Potschin, M. y K. Jax (Eds.), *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*.
- UNAM. 2016. Informe Final. Diagnóstico ambiental en la cuenca del Río Sonora afectada por el derrame del represo "Tinajas 1" de la mina Buenavista del Cobre, Cananea, Sonora. Universidad Nacional Autónoma de México. Universidad de Sonora. Instituto Tecnológico de Sonora.
- USGS. 2017. Landsat Collection 1 Level 1 Product Definition. Version 1.0. Earth Resources Observation and Science. United States Geological Survey.
- Valdez-Zamudio, D., A. Castellanos, S. Marsh, S. 2000. Land cover changes in central Sonora, Mexico. En: Ffolliott, P., M. Baker Jr., C. Edminster, M. Dillon y K. Mora (Tech. cords.), *Proceedings of the Land Stewardship in the 21st Century: The Contributions of Watershed Management*. Tucson, AZ, USA.
- Verburg, P., K. Kok, R. Pontius y A. Veldkamp. 2006. Modeling Land-Use and Land-Cover Change. En: E. Lambin y H. Geist (Eds.), *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. Springer. Germany.
- Villarreal, M., W. van Leeuwen y J. Romo-Leon. 2012. Mapping and monitoring riparian vegetation distribution, structure and composition with regression tree models and post-classification change metrics. *International Journal of Remote Sensing*. 33(13):4266-4290.

- Wada, C., L. Bremer, K. Burnett, C. Trauernicht, T. Giambelluca, L. Mandle, E. Parsons, C. Weil, N. Kurashima, N. y T. Ticktin. 2017. Estimating Cost-Effectiveness of Hawaiian Dry Forest Restoration Using Spatial Changes in Water Yield and Landscape Flammability under Climate Change. *Pacific Science*. 71(4): 401-424.
- Ward, D. 2009. *The Biology of Deserts*. Oxford University Press Inc. New York.
- Webb, R.H., S. Leake y R. Turner. 2006. *The Ribbon of Green. Change in Riparian Vegetation in the Southwestern United States*. The University of Arizona Press. Tucson. USA.
- Whitford, W. 2002. *Ecology of Desert Systems*. Academic Press. Elsevier Science Ltd.
- Wilcox, B., M. Sorice y M. Young. Dryland ecohydrology in the Anthropocene: Taking stock of human–ecological interactions. *Geography Compass*. 5: 112–127. doi:10.1111/j.1749-8198.2011.00413.x.
- Zafra-Calvo, N., P. Balvanera, U. Pascual, J. Merçon, B. Martín-López, M. van Noordwijk, T. Mwampamba, S. Lele, C. Speranza, P. Arias-Arévalo, D. Cabrol, D. Cáceres, P. O'Farrell, S. Subramanian, S. Devy, S. Krishnan, R. Carmenta, L. Guibrunet, Y. Kraus-Elsin, H. Moersberger, J. Cariño y S. Díaz. 2020. Plural valuation of nature for equity and sustainability: Insights from the Global South. *Global Environmental Change*. 63: 102115. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102115>.
- Zaimes, G., M. Crimmins, D. Green, M. Nichols y A. Thwaites. 2007. *Understanding Arizona's Riparian Areas*. College of Agriculture and Life Sciences. University of Arizona.
- Zárate, J. L. 2012. Ganadería y recursos naturales en un área natural protegida del sur de Sonora. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 15: 187-197.
- Zúñiga, J. y J. Castillo. 2014. Minería y propiedad del suelo y del subsuelo en México. *Alegatos*. 87: 403-418.