

Ensayo

## ***Sorta Situ, Renaturalización y Una Salud: Tres conceptos de urgente integración en la conservación en México***

## ***Sorta Situ, Rewilding and One Health: Three concepts of urgent integration in conservation in Mexico***

 \*Luis M. GARCÍA-FERIA

Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, C.P. 91073, Xalapa, Veracruz, México.

**Editor responsable:** Sonia Gallina-Tessaro



OPEN ACCESS

**\*Autor correspondiente:**

 Luis M. García-Feria  
luis.garcia@inecol.mx

**Cita:**

García-Feria, L. M. (2021) *Sorta Situ, Renaturalización y Una Salud: Tres conceptos de urgente integración en la conservación en México*. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie), 37, 1–16.  
[10.21829/azm.2021.3712385](https://doi.org/10.21829/azm.2021.3712385)  
elocation-id: e3712385

**Recibido:** 05 enero 2021

**Aceptado:** 03 agosto 2021

**Publicado:** 06 septiembre 2021

**RESUMEN.** La crisis de la pérdida de biodiversidad por el impacto de las actividades humanas ha afectado el funcionamiento de los ecosistemas y los servicios ecosistémicos, así mismo se ha incrementado la carencia de espacios silvestres. Debido al impacto humano globalizado, se deben estructurar y planear estrategias de conservación bajo otras perspectivas. En este ensayo se describen los conceptos *Sorta situ*, Renaturalización y Una Salud y se hace una reflexión para su aplicación en la problemática de conservación de especies, espacios silvestres y servicios ecosistémicos en México.

**Palabras clave:** Áreas Naturales Protegidas; asalvajamiento; conectividad; depredadores tope; efecto de dilución; salud ecológica

**ABSTRACT.** The crisis of the loss of biodiversity due to the impact of human activities has affected the functioning of ecosystems and the ecosystem services obtained, as well as the lack of wilderness areas. Due to the globalized human impact, conservation strategies must be structured and planned from other perspectives. In this essay the concepts *Sorta situ*, Rewilding and One Health are described, and a reflection is made for their application in the problem of conservation of species, wilderness areas and ecosystem services in Mexico.



CC BY-NC-SA

Atribución-NoComercial-CompartirIgual

Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)

e-ISSN 2448-8445

**Key words:** Protected Natural Areas; rewilding; connectivity; top predators; dilution effect; renaturation; ecological health

## INTRODUCCIÓN

Durante mucho tiempo hemos escuchado la importancia de la conservación de la biodiversidad. Desde los años 1980s se acentuó la importancia de resolver los problemas producidos por la crisis de la pérdida de biodiversidad a causa de las actividades humanas en todos sus niveles (genético, individuos, especies, ecosistemas) y el desarrollo de estrategias para contrarrestar esta pérdida (Soulé, 1985). Michael Soulé consideró que la integración de las disciplinas aplicadas y las básicas, es primordial para un mejor entendimiento del problema de la crisis biológica, es decir, «manejar un enfoque interdisciplinario y promover el intercambio de nuevas ideas e información actualizada para la mejor gestión de los recursos naturales» (Soulé, 1985).

A partir de esta multidisciplinariedad se han desarrollado métodos específicos para mejorar las estrategias dirigidas a la protección de especies consideradas en alguna categoría de riesgo (bajo cuidado humano y en vida libre; Conde *et al.*, 2011), la planificación de programas de reproducción para mantener la variabilidad genética de las especies (Bauman *et al.*, 2019), y el diseño de áreas naturales protegidas conciliando las preocupaciones de conservación con las necesidades de las poblaciones humanas locales (Halffter, 1978; 2005; 2011). En este enfoque multidisciplinario, muchas de las preguntas, técnicas y métodos provienen de una amplia gama de campos de investigación, no todos de la rama de la biología. Día a día los profesionales de la conservación nos enfrentamos a problemas donde se mezclan la administración de los hábitats, la recuperación de especies en peligro de extinción y los conflictos económicos del manejo de los recursos naturales.

A nivel mundial se ha demostrado que los impactos humanos sobre la biodiversidad son poco conocidos respecto a lo que puedan reflejar en el cambio ambiental global (Pereira *et al.*, 2012; Baisero *et al.*, 2020). En los últimos 500 años se han extinguido aproximadamente 322 especies de vertebrados terrestres, y en los últimos 50 años las poblaciones silvestres de mamíferos, aves, anfibios, reptiles y peces han disminuido sus abundancias en un 68% (Almond *et al.*, 2020). La disminución de las poblaciones animales y la desaparición de especies, provocan un efecto dominó en el funcionamiento de los ecosistemas, afectando también el bienestar humano. Podemos decir que la pérdida de la fauna, mejor conocida como defaunación, actúa a diferentes escalas, desde pequeños fragmentos de bosque hasta nivel global, afectando a los sistemas biológicos en diferentes procesos fisiológicos de los seres vivos (p. e. germinación, crecimiento, reproducción, salud, dispersión, reproducción, hábitos alimenticios), que a su vez afectan la supervivencia de poblaciones y comunidades naturales, situación que facilita la adaptación de especies invasoras, tanto animales como vegetales y microorganismos, entre ellos las enfermedades (Galetti & Dirzo, 2013; Dirzo *et al.*, 2014).

En 1992, la Convención sobre la Diversidad Biológica (Naciones Unidas, 1992) marcó las pautas del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011–2020, en el cual se gestan las metas del Protocolo de Aichi con el fin de alcanzar a nivel mundial al menos el 30% de la superficie del

planeta como áreas protegidas y conservadas terrestres y marinas, hacia el final de esta década (SCBD, 2005; 2010; 2014). Sin embargo, el incremento de los desarrollos industriales y de monocultivos a gran escala han hecho difícil cumplir con esta meta, ya que casi en su totalidad el planeta tiene algún grado de impacto humano, esto es, ya casi no existen espacios silvestres (Wolfe *et al.*, 2012; Watson *et al.*, 2016).

### Pensar en *Sorta situ*

La conservación de la biodiversidad ha sido manejada de acuerdo con dos formas de protección dependiendo si la o las especies están en su hábitat natural o no, es decir, programas de conservación *ex situ* cuando se realizan fuera del hábitat de la especie (p. ej. jardines botánicos, zoológicos, centros de rescate, entre otros esquemas); y programas de conservación *in situ* cuando las estrategias de conservación se efectúan en el lugar de distribución natural de la especie incluyendo al mismo tiempo la conservación de su hábitat (p. ej. en reservas naturales y áreas protegidas; Braverman, 2014). Ambos tipos de estrategias llegan a ser complementarias, manteniendo en mente siempre la conservación *in situ*. Sin embargo, los programas de conservación se pueden ver afectados debido a la falta de espacios silvestres causada por la presencia de las actividades y asentamientos humanos.

Por tal motivo, John Jensen, director del programa ambiental de la Fundación George Gund, en el 2001 acuñó el término *sorta situ* y lo definió como 'un tipo de estrategia de manejo *ex situ* que se aproxima a las condiciones *in situ*'. Dicho de otra forma, aun cuando en el pasado las poblaciones silvestres vivían en lugares extensos de hábitat original sin intervención humana, actualmente, los hábitats extensos ya son muy pocos y hay presencia humana en todos los ecosistemas, por lo que la vida silvestre se debe adaptar a las nuevas condiciones con la presencia humana (Wolfe *et al.*, 2012).

### Renaturalización: recuperación de la naturaleza

La presencia humana es un factor muy importante que afecta a la vida silvestre. Esto se pudo corroborar tres décadas después del accidente nuclear en Chernóbil, Ucrania, en 1986. Después de la evacuación de la gente, la vegetación se ha regenerado y al menos 14 especies de mamíferos, incluidos herbívoros grandes (como alces, corzos, jabalíes y caballos de Przewalski) y depredadores tope (como lobos grises y osos pardos) han ocupado la zona de exclusión de 4,200 km<sup>2</sup> libres de influencia humana directa (Deryabina *et al.*, 2015), sin embargo, en las zonas más contaminadas la fauna es menos abundante (Beaugelin-Seiller *et al.*, 2020).

Algunos investigadores han propuesto que si se conserva entre el 30% y el 50% de la superficie terrestre se logaría disminuir hasta en 82% el riesgo de extinción de muchas especies (Hannah *et al.*, 2020). La conservación de grandes territorios podría comenzar con la restauración de tierras rurales abandonadas y zonas despobladas por la migración a zonas urbanas alrededor del mundo (Navarro & Pereira, 2012; Recio *et al.*, 2020). Un equipo internacional de investigadores ha planteado retomar la estrategia desarrollada por Soulé y Noss (1998) sobre el "rewilding", "asalvajamiento o renaturalización", que aprovecha la capacidad de resiliencia de los ecosistemas reforzándola para recuperar sus componentes, complejidad y dinámica (Soulé & Noss, 1998; Sandom *et al.*, 2013; Wolf & Ripple, 2018). El enfoque de la renaturalización se basa en tres

fundamentos conocidos como las 3C's: 1) extensas áreas núcleo (Cores), 2) Conectividad entre ellas (Corridors), y 3) que permitan el movimiento de especies clave, como los grandes carnívoros (Canivores) (Soulé & Noss, 1998).

### Priorizar depredadores tope

Muchas de estas especies de grandes carnívoros y depredadores tope han sufrido reducciones de sus rangos de distribución y en sus tamaños poblacionales, resultando sus funciones ecológicas y repercutiendo en la estabilidad de los ecosistemas. Por ello, las estrategias de restauración por reintroducción de estas especies clave, ayudan al funcionamiento y regulación ecológica desde niveles tróficos altos hacia niveles más bajos o primarios (Boitani & Linnell 2015; Wolf & Ripple, 2018). Es decir, comenzar desde la escala de paisaje regional seguida de comunidades-ecosistemas, terminando en la escala poblacional y el nivel genético, siguiendo los niveles de organización (Noss, 1990). Es así como las estrategias de conservación por renaturalización facilitarán, como ya se ha visto en algunas regiones europeas, por ejemplo, la reparación, restauración y recuperación de los ecosistemas nativos degradados (Sandom *et al.*, 2013). Además, junto con el fomento de economías locales sustentables y la mitigación y compensación de daños por la fauna silvestre, se han incluido planes de reintroducción y recolonización de especies clave como lobos, linces, aves rapaces y otros depredadores mayores, así como megafauna como bisontes, alces, caballos, entre otros (Nogués-Bravo *et al.*, 2016; Perino *et al.*, 2019). La recuperación faunística permite que las interacciones entre las especies, los elementos y los procesos naturales de un ecosistema se recuperen a su vez y funcionen adecuadamente (Navarro & Pereira, 2012; Sandom *et al.*, 2013; Cerqueira *et al.*, 2015; Perino *et al.*, 2019), a esto se le llama integridad ecológica (Equihua *et al.*, 2014; Mora, 2019).

El balance de todos los componentes que permiten la autoorganización de los ecosistemas, lo podemos interpretar como la salud del ecosistema (Harwell *et al.*, 2019). Cuando un ecosistema es sano, los procesos se regulan por sí solos y los servicios que proporcionan a los seres humanos son de gran calidad, ya que dependemos de la naturaleza para obtener agua, alimentos, aire y muchos otros servicios ecosistémicos, incluyendo nuestro bienestar mental y físico (Cerqueira *et al.*, 2015). Muchos de los servicios ecosistémicos no son tan evidentes, como los procesos bioquímicos, por ejemplo, el ciclo del carbono, el del nitrógeno y el del oxígeno (Soulé, 1985; Harwell *et al.*, 2019), sin los cuales no sería posible la vida en el planeta. Para los estudios de los servicios ecosistémicos se debe tener un mejor entendimiento de su ecología, y así poder promover su conservación a niveles de sistemas completos incluyendo la regulación y control de las enfermedades (Kremen & Ostfeld, 2005).

¿Quién no ha escuchado, leído o visto documentales de la famosa reintroducción de lobos en Yellowstone? En 1995 se reintrodujeron algunos lobos en este parque, cuya población natural fue extirpada en la región por la cacería y control de depredadores. Debido a la ausencia de lobos, las poblaciones de wapiti incrementaron su tamaño, lo cual influyó en el deterioro de la vegetación, la disminución de la diversidad de plantas y pequeños animales, y en la dinámica de los procesos bioquímicos, entre otros efectos en cascada (Boyce, 2018). En resumen, se dañó la dinámica e integridad del ecosistema. A los quince años de haberse realizado la reintroducción de los lobos se comenzaron a notar cambios (Ripple & Beschta, 2012). Los herbívoros grandes tenían

miedo de ser depredados y se movían constantemente por el paisaje para alimentarse disminuyendo la herbívora intensiva (Ripple & Beschta, 2006); las poblaciones de estos herbívoros disminuyeron por lo que la vegetación logró recuperarse, incrementando la abundancia de especies de plantas que no eran tan visibles. Muchos árboles lograron crecer al disminuir la herbívora de las plántulas; la vegetación comenzó a capturar humedad y esto se reflejó en el incremento de los flujos de agua. Otras especies que también resultaron problemáticas, como el coyote, disminuyeron sus poblaciones, pequeños animales que casi habían desaparecido, como el castor, incrementaron sus abundancias (Ripple & Beschta, 2012). Por otro lado, el papel de los lobos como depredador tope de los ecosistemas, es sumamente importante como posible regulador natural de enfermedades en herbívoros silvestres, tales como brucellosis, tuberculosis (Stronen *et al.*, 2007; Tanner *et al.*, 2019), peste porcina y la encefalopatía espongiforme transmisible del ciervo (CWD) (Hobbs, 2006; Wild *et al.*, 2011), por lo que algunos los han llamado "los médicos de la naturaleza".

### **De enfermedades y ecosistemas**

Los parásitos (microparásitos: virus, bacterias, protozoarios, y macroparásitos: helmintos y artrópodos; Anderson & May, 1979) son un componente natural de las comunidades ecológicas, actuando como reguladores de las poblaciones silvestres e influyendo en la estructura de las comunidades (May, 1983; Ostfeld & LoGiudice, 2003). El deterioro e invasión de los ecosistemas por las actividades humanas, así como el tráfico ilegal de especies, contaminación, consumo de carne silvestre, inequidad social, uso irracional de antibióticos, entre otras, son algunas de las muchas causas del contacto y transmisión de estas enfermedades infecciosas hacia el humano (Johnson *et al.*, 2015b).

A casi dos décadas desde su planteamiento, el concepto *One Health* o *Una Salud* ha tomado gran importancia, ya que se reconoce que la salud de animales (silvestres y domésticos) y humanos están complejamente ligados (Kahn *et al.*, 2012). El objetivo del enfoque *One Health* es proteger la salud global previniendo los brotes de enfermedades emergentes y salvaguardar los ecosistemas promoviendo la conservación. Sin embargo, esto se va complicando cuando las interacciones entre el ser humano y la vida silvestre son cada vez mayores (Johnson *et al.*, 2015b) y varían en contextos geográficos, culturales y socioeconómicos (Soga & Gaston, 2020), además que los espacios silvestres cada vez son más escasos (*sorta situ*) (Kahn *et al.*, 2012).

Como ya se ha mencionado, la presencia de carnívoros tope influye en el control de la prevalencia de una enfermedad presente en las especies de las que se alimenta (Hobbs, 2006; Stronen *et al.*, 2007; Wild *et al.*, 2011; Tanner *et al.*, 2019), por el contrario, en ausencia del depredador se incrementa la prevalencia de patógenos en las especies hospederas, y en ocasiones influye indirectamente en la salud humana (Ostfeld & Holt, 2004). Por ejemplo, recientemente se han notificado brotes de peste bubónica en Mongolia, China, India, Madagascar, Sudamérica y Estados Unidos, también llamada peste negra, producida por la bacteria *Yersinia pestis* que es transmitida por más de 80 especies de pulgas que parasitan a más de 200 especies de roedores silvestres (Córdova-Paz Soldán & Malqui-Peláez, 2015). En el siglo XIV esta enfermedad afectó a Europa y Asia provocando la muerte de aproximadamente 20 millones de personas (Sánchez-David, 2008). Esta propagación fue debida a la explosión demográfica de la rata negra (*Rattus*

*rattus*), y por consecuencia de sus pulgas (Sánchez-David, 2008). Un desbalance en la comunidad ecológica por el crecimiento desmedido de una especie con potencial de plaga y/o invasora (p. ej. roedores) podría tener consecuencias en sus poblaciones de parásitos externos (p. ej. pulgas), dando como resultado el brote de una enfermedad (Johnson *et al.*, 2015a). Esto ejemplifica que “la salud conecta a todas las especies del planeta” (Kock, 1996).

Muchos de estos desbalances son dados por la ausencia o falta de depredadores o algunas especies en la comunidad (Ostfeld & Holt, 2004), en otras palabras, por la pérdida de la biodiversidad (Ostfeld, 2009; McCallum, 2015), este fenómeno es conocido como “efecto de dilución”. El efecto de dilución tiene la premisa que la biodiversidad disminuye el potencial de riesgo de las enfermedades infecciosas, por lo tanto, la pérdida de la biodiversidad incrementa los riesgos epidémicos para animales (silvestres y domésticos) y humanos (McCallum, 2015). Esta premisa ha sido comprobada en muchos sistemas ecológicos (Civitello *et al.*, 2015), por lo que, el conservar y preservar la biodiversidad, y su complejidad (Equihua *et al.*, 2014), proporciona servicios ecosistémicos en un enfoque de salud (Cerqueira *et al.*, 2015; McCallum, 2015).

Considerando el efecto de dilución se podrían dirigir estrategias de conservación y políticas públicas para la prevención de brotes de enfermedades en la vida silvestre y en humanos (Civitello *et al.*, 2015; McCallum, 2015), así como proteger los bosques y cultivos de enfermedades fitosanitarias (Civitello *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2016). Aun cuando el efecto de dilución posiblemente sea evidente únicamente a medianas escalas (Halliday & Rohr, 2019), las acciones de conservación en las ANP podrían reducir el riesgo de enfermedades. No obstante, no hay que dejar de lado la identificación de las interacciones ecológicas que puedan derivar en algún perjuicio, como la presencia de organismos no deseados, los costos de manejo, entre otras aversiones personales que puedan influir la toma de decisiones en la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano (Saunders, 2020).

### **¿Qué pasa en México?**

Como hemos visto, los depredadores tienen un papel regulador en los ecosistemas. En la época geológica actual, el Antropoceno, el impacto global que las actividades humanas han tenido sobre los ecosistemas terrestres ha implicado la disminución y extinción de las poblaciones de megafauna, incluyendo depredadores (Galetti & Dirzo, 2013; Dirzo *et al.*, 2014). De 25 especies de depredadores evaluadas a nivel mundial, cinco de ellas están en peligro de extinción; las poblaciones de 20 de estas especies están en decremento, mientras que únicamente tres especies mantienen sus poblaciones estables y dos más mantienen sus poblaciones en crecimiento, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza – UICN (Wolf & Ripple, 2018). La recuperación de especies silvestres y la renaturalización pueden generar conflictos entre humanos y la vida silvestre. No obstante, la expansión de las actividades y los asentamientos humanos también generan estos conflictos (Patterson *et al.*, 2003; Flores-Armillas *et al.*, 2020; Thulin & Röcklinsberg, 2020).

Recientemente conocimos los casos de interacciones de personas con osos negros, como el del Parque Ecológico Chipinque o el de la Universidad Autónoma de Nuevo León, ambos en Nuevo León. Según la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente - PROFEPA, estos

avistamientos han sido más frecuentes desde el 2010, debido a la escasez de agua y alimento natural, y la invasión de asentamientos humanos irregulares en sus zonas de paso. Debido al confinamiento para disminuir los contagios por el SARS-CoV-2 hemos restringido nuestras actividades. Este confinamiento ha permitido que muchas especies silvestres usen los espacios urbanos y otras áreas naturales en diferentes localidades a nivel mundial (Bar, 2020; Manenti *et al.*, 2020; Rutz *et al.*, 2020). Esto no significa que haya ocurrido una recuperación de sus poblaciones, sino es un reflejo de la disminución del impacto de la presencia humana y sus actividades, como en el caso de Chernóbil. Aunque haya sido temporal este efecto, nos hemos dado cuenta de que la conservación de la vida silvestre, los ecosistemas y su dinámica debe ser considerada bajo un enfoque *sorita situ*, dado que ya no existen espacios silvestres (Watson *et al.*, 2016). La vida silvestre aún está ahí, conviviendo con nosotros, manteniendo con un hilo muy delgado la integridad y la salud de los ecosistemas, y en consecuencia la supervivencia humana. No obstante, muchas especies de megafauna o depredadores no pueden ocultarse, por lo que considerar espacios lo más natural posible (“wilderness”) para ellas es necesario para su conservación y el mantenimiento de la integridad del ecosistema (Soulé & Noss 1998; Sandom *et al.*, 2013; Perino *et al.*, 2019), más aún cuando solo el 40% de los bosques a nivel mundial tienen alta integridad, pero solo el 27% está protegido (Grantham *et al.*, 2020).

México ha sido pionero en el desarrollo de estrategias de conservación de áreas naturales. En la década de 1970, se decretaron las dos primeras Reservas de la Biosfera de México y Latinoamérica: Reserva de la Biosfera Mapimí y Reserva de la Biosfera La Michilía, ambas en Durango. Para este tipo de reservas se integró la conservación del ambiente y la equidad social en un contexto de participación local y regional, de acuerdo con el programa Hombre y Biosfera de la UNESCO (MAB), reconociéndose así el diseño de reserva conocido como la “modalidad mexicana” (Halffter, 1978; 2005; 2011). Cuatro tipos de áreas naturales protegidas (ANP) fueron reconocidas, tres de ellas en respuesta a diferentes escenarios socioeconómicos (p. ej. cotos de caza, parques nacionales y reservas de la Biosfera; Halffter, 2005), pero el cuarto tipo fue concebido de acuerdo con la necesidad de integrar la heterogeneidad del paisaje y el recambio de especies a nivel regional, esto es, la diversidad beta (Halffter, 2005).

Actualmente, en México contamos con los cuatro tipos de ANP: los cotos de caza representados por las 8,378 Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) con manejo en vida libre (SEMARNAT, 2019); parques nacionales y reservas de la Biosfera representados por 182 áreas naturales de carácter federal integradas por 44 reservas de la biosfera, 40 áreas de protección de flora y fauna, 67 parques nacionales, 18 santuarios, 8 áreas de protección de recursos naturales y 5 monumentos naturales, en total 90,839,521.55 ha; y 356 Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) con 554,973.01 ha (CONANP, 2020). Muchas de éstas ANP por sus características (p.e. superficie y tipo de paisaje o ecosistema representativo) tienen alta riqueza a nivel local, como son las Reservas de la Biosfera. Sin embargo, existen paisajes más homogéneos y con menor riqueza que albergan especies importantes que requieren grandes territorios, por lo que el cuarto tipo de reserva, las reservas archipiélago, son una opción viable (Halffter, 2005).

## CONCLUSIONES

La superficie total que abarcan las ANP llega al 11% del territorio nacional (CONANP, 2020), si a esto le sumamos el 0.2% correspondiente de las ADVC (CONANP, 2019) y el 20% de las UMA (Álvarez-Peredo *et al.*, 2018) pudiera integrarse un sistema de reservas archipiélago a escala nacional. No obstante, muchas de estas áreas naturales requerirán corredores biológicos para fomentar su conectividad y conductancia (Albert *et al.*, 2017). Por ejemplo, para el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) se han propuesto seis áreas potenciales para su reintroducción en México (Araiza *et al.*, 2012), sin embargo, su conectividad es compleja debido a los diferentes paisajes ecológicos, sociales y políticos (González-Saucedo *et al.*, 2021; Martínez-Meyer *et al.*, 2021). Ambas características para el diseño de los corredores biológicos deben ser contempladas para promover y conservar la conectividad funcional, esto es, facilitar el flujo genético entre colonias y subpoblaciones de las especies (Row *et al.*, 2018). Además, se debe promover la conectividad estructural, es decir, permitir el movimiento de múltiples especies entre las áreas con los recursos requeridos (Sala *et al.*, 2000; Velázquez *et al.*, 2019).

Estos grandes archipiélagos de ANP interconectados entre sí deberán reducir la fragmentación de los ecosistemas y asegurar la persistencia de la diversidad y los servicios ecosistémicos a largo plazo (Saura *et al.*, 2019), teniendo como indicadores la viabilidad de especies de megafauna y carnívoros tope (Soulé & Noss, 1998; Wolf & Ripple, 2018), así como el monitoreo de las tendencias poblacionales de especies clave epidemiológicamente, como depredadores y roedores (Ostfeld & Holt, 2004; Ostfeld, 2009; McCallum, 2015). Aunque la tendencia en México, y a nivel mundial, ha sido el incremento de las ANP y la conectividad entre ellas (Saura *et al.*, 2017; 2019; CONANP, 2020), esto ha sido lento y posiblemente no se cumplan los objetivos de conectividad programados en las metas de Aichi (Saura *et al.*, 2019). Algunos planteamientos de conectividad se han analizado en México, pero han sido conceptualizados bajo un enfoque monoespecífico, por ejemplo, para el jaguar (*Panthera onca*) se proponen cinco regiones ecogeográficas de conectividad de áreas prioritarias (Ceballos *et al.*, 2019).

La conectividad entre ANP debe ser fundamental, sin embargo, otras estrategias de conservación de tierras (p. e. ADVC y UMA), así como tierras abandonadas o de baja producción agropecuaria, deberían considerarse también. Promover la conectividad más allá de las fronteras; coadyuvar estrategias de “rewilding” a diferentes escalas desde ecorregiones (Chauvenet *et al.*, 2020) hasta continentes (p. e. European Wilderness Society, Wildlands Network), considerando distintas formas de vida, tamaños corporales y sus microhábitats (Thakur *et al.*, 2020). Esto podría ser uno de los pronto desafíos de la conservación de la biodiversidad, de la mitigación de los efectos dañinos de las actividades humanas, del incremento de la calidad de los servicios ecosistémicos y de la economía de los países.

El valor de los servicios ecosistémicos a nivel mundial se ha evaluado entre 125–145 trillones de dólares al año (Costanza *et al.*, 2014). Algunas especies de megafauna tienen influencia en la captura de carbono, por lo que se reconoce que los servicios ecosistémicos proporcionados indirectamente pueden llegar a tener un valor muy alto económico (Berzaghi *et al.*, 2019). El restaurar al menos el 15% de áreas prioritarias de conservación podría evitar extinciones hasta en un 60%, además de los servicios ecosistémicos prestados (Strassburg *et al.*, 2020). No obstante,

se debe ejercer un pensamiento incluyente o mutualista de los humanos hacia la vida silvestre (Manfredo *et al.*, 2020) para el manejo y la conservación de la vida silvestre y de los últimos espacios silvestres, y desarrollar políticas y tomar acciones urgentes a gran escala (Watson *et al.*, 2016) que contribuyan a minimizar y/o revertir los impactos de las actividades humanas sobre los ecosistemas que repercuten en la salud y bienestar humano.

## LITERATURA CITADA

- Albert, C. H., Rayfield, B., Dumitru, M., Gonzalez, A.** (2017) Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology*, 31 (6), 1383–1396.  
<https://doi.org/10.1111/cobi.12943>
- Almond, R. E. A., Grooten, M., Petersen, T. (Eds)** (2020) *Informe Planeta Vivo 2020: Revertir la curva de la pérdida de biodiversidad. Resumen*. WWF, Gland, Suiza.
- Álvarez-Peredo, C., Contreras-Hernández, A., Gallina-Tessaro, S., Pineda-Vázquez, M., Ortega-Argueta, A., Tejeda-Cruz, C., Landgrave, R.** (2018) Impact of the wildlife management units policy on the conservation of species and ecosystems of southeastern Mexico. *Sustainability*, 10, 4415.  
<https://doi.org/10.3390/su10124415>
- Anderson, R. M., May, R. M.** (1979) Population biology of infectious diseases: Part I. *Nature*, 280, 361–367.  
<https://doi.org/10.1038/280361a0>
- Araiza, M., Carrillo, L., List, R., López-González, C. A., Martínez-Meyer, E., Martínez-Gutiérrez, P. G., Moctezuma, O., Sánchez-Morales, N. E., Servín, J.** (2012) Consensus on criteria for potential area for wolf reintroduction in Mexico. *Conservation Biology*, 26 (4), 630–637.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01888.x>
- Baisero, D., Visconti, P., Pacifici, M., Cimatti, M., Rondinini, C.** (2020) Projected global loss of mammal habitat due to land-use and climate change. *One Earth*, 2, 578–585.  
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.015>
- Bar, H.** (2020) COVID-19 lockdown: animal life, ecosystem and atmospheric environment. *Environment, Development and Sustainability*, 23, 8161–8178.  
<https://doi.org/10.1007/s10668-020-01002-7>
- Bauman, K., Sahrmann, J., Franklin, A., Asa, C., Agnew, M., Traylor-Holzer, K., Powell, D.** (2019) Reproductive Viability Analysis (RVA) as a new tool for ex situ population management. *Zoo Biology*, 38, 55–66.  
<https://doi.org/10.1002/zoo.21477>
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Métivier, J. M., Lepage, H., Mousseau, T. A., Möller, A. P.** (2020) Dose reconstruction supports the interpretation of decreased abundance of mammals in the Chernobyl Exclusion Zone. *Scientific Reports*, 10, 14083.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-70699-3>

- Berzaghi, F., Longo, M., Ciais, P., Blake, S., Bretagnolle, F., Vieira, S., Scaranello, M., Scarascia-Mugnozza, G., Doughty, C. E.** (2019) Carbon stock in central African forest enhanced by elephant disturbance. *Nature Geoscience*, 12, 725–729.  
<https://doi.org/10.1038/s41561-019-0395-6>
- Boitani, L., Linnell, J. D. C.** (2015) Bringing large mammals back: Large carnivores in Europe. Pp. 67–84. In: H. M. Pereira, L. M. Navarro (Eds.). *Rewilding European landscapes*. Springer Open.
- Boyce, M. S.** (2018) Wolves for Yellowstone: dynamics in time and space. *Journal of Mammalogy*, 99, 1021–31.  
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy115>
- Braverman, I.** (2014) Conservation without nature. The trouble with *in situ* versus *ex situ* conservation. *Geoforum*, 51, 47–57.  
<http://ssrn.com/abstract=2356563>
- Ceballos, G., Zarza, H., Cerecedo-Palacios, G., Lazcano, M. A., Huerta, M., De la Torre, A., Rubio, Y., Morales, J. J.** (2019) *Corredores biológicos y áreas prioritarias para la conservación del jaguar en México*. Instituto de Ecología, UNAM, México.
- Cerdeira, Y., Navarro, L. M., Maes, J., Marta-Perdoso, C., Honrado, J. P., Pereira, H. M.** (2015) Ecosystem services: The opportunities of rewilding in Europe. Pp. 47–66. In: H. M. Pereira, L. M. Navarro (Eds.). *Rewilding European landscapes*. Springer Open.
- Civitello, D. J., Cohen, J., Fatima, H., Halstead, N. T., Liriano, J., McMahon, T. A., Ortega, C. N., Sauer, E. L., Sehgal, T., Young, S., Rohr, J. R.** (2015) Biodiversity inhibits parasites: Broad evidence for dilution effect. *Proceedings of the National Academy of Science*, 112 (28), 8667–8671.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1506279112>
- Chauvenet, A. L. M., Watson, J. E. M., Adams, V. M., Di Marco, M., Venter, O., Davis, K. J., Mappin, B., Klein, C. J., Kuempel, C. D., Possingham, H. P.** (2020) To achieve big wins for terrestrial conservation, prioritize protection of ecoregions closest to meeting targets. *One Earth*, 2, 479–486.  
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.04.013>
- [CONANP] Comisión de Áreas Naturales Protegidas** (2019) Estadísticas ADVC. Disponible en: <https://advc.conanp.gob.mx/estadisticas-advc/> (consultado 18 agosto 2021).
- [CONANP] Comisión de Áreas Naturales Protegidas** (2020) Áreas Naturales Protegidas decretadas. Disponible en: [http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos\\_anp.htm](http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm) (consultado 15 diciembre 2020).
- Conde, D. A., Flesness, N., Colchero, F., Jones, O. R., Scheuerlein, A.** (2011) An emerging role of zoos to conserve biodiversity. *Science*, 331, 1390–1391.  
<https://doi.org/10.1126/science.1200674>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R. K.** (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Córdova-Paz Soldán, O. M., Malqui-Peláez, M. R.** (2015) Identificación de potenciales vectores y reservorios de transmisión de *Yersinia pestis*, en zonas de alto riesgo en la región La Libertad. *Pueblo Continente*, 26 (1), 65–73.

- Deryabina, T. G., Kuchmel, S. V., Nagorskaya, L. L., Hinton, T. G., Beasley, J. C., Lerebours, A., Smith, J. T.** (2015) Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl. *Current Biology*, 25, R811–R826.  
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.08.017>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., Collen, B.** (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345, 401–406.  
<https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Equihua, Z., Benítez, B., Schmidt, M., Equihua, B., Álvarez, P.** (2014) Integridad ecológica como indicador de la calidad ambiental. Pp. 695–718. In: E. González-Zuarth, A. Vallarino, J. C. Pérez-Jiménez, A. M. Low-Pfeng (Eds.). *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.
- Flores-Armillas, V. H., Valenzuela-Galván, D., Peña-Mondragón, J. L., López-Medellín, X.** (2020) Los conflictos humano-fauna silvestre en México: revisión del estado actual y perspectivas. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 7 (1), e2274.  
<https://doi.org/10.19136/era.a7n1.2274>
- Galetti, M., Dirzo, R.** (2013) Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163, 1–6.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- González-Saucedo, Z. Y., González-Bernal, A., Martínez-Meyer, E.** (2021) Identifying priority areas for landscape connectivity for three large carnivores in northwestern Mexico and southwestern United States. *Landscape Ecology*, 36, 877–896.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-020-01185-4>
- Grantham, H. S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K. R., Beyer, H. L., Schuster, R., Walston, J., Ray, J. C., Robinson, J. G., Callow, M., Clemens, T., Costa, H. M., DeGemmis, A., Elsen, P. R., Ervin, J., Franco, P., Goldman, E., Goetz, S., Hansen, A., Hofsvang, E., Jantz, P., Jupiter S., Kang, A., Langhammer, P., Laurence, W. F., Lieberman, S., Linkie, M., Malhi, Y., Maxwell, S., Mendez, M., Mittermeier, R., Murray, N. J., Possingham, H., Radachowsky, J., Saatchi, S., Samper, C., Silverman, J., Shapiro, A., Strassburg, B., Stevens, T., Stokes, E., Taylor, R., Tear, T., Tizard R., Venter, O., Visconti, P., Wang, S., Watson, J. E. M.** (2020) Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forest have high ecosystem integrity. *Nature Communications*, 11, 5978.  
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>
- Halffter, G.** (1978) Las Reservas de la Biosfera en el Estado de Durango: una nueva política de conservación y estudio de los recursos bióticos. Pp. 15–45. In: G. Halffter (Ed.). *Reservas de la Biosfera en el Estado de Durango*. Instituto de Ecología, A.C. México, D.F.
- Halffter, G.** (2005) Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 21 (2), 133–153.  
<https://doi.org/10.21829/azm.2005.2121991>
- Halffter, G.** (2011) Reservas de la Biosfera: problemas y oportunidades en México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 27 (1), 177–189.  
<https://doi.org/10.21829/azm.2011.271743>
- Halliday, F. W., Rohr, J. R.** (2019) Measuring the shape of the biodiversity-disease relationship across systems reveals new findings and key gaps. *Nature Communications*, 10, 5032.

<https://doi.org/10.1038/s41467-019-13049-w>

**Hannah, L., Roehrdanz, P. R., Marquet, P. A., Enquist, B. J., Midgley, G., Foden, W., Lovett, J. C., Corlett, R. T., Corcoran, D., Butchart, S. H. M., Boyle, B., Feng, X., Maitner, B., Fajardo, J., McGill, B. J., Merow, C., Morueta-Holme, N., Newman, E. A., Park, D. S., Raes, N., Svenning, J. C.** (2020) 30% land conservation and climate reduces tropical extinction risk y more than 50%. *Ecosystems*, 43, 943–953.

<https://doi.org/10.1111/ecog.05166>

**Harwell, M. A., Gentile, J. H., McKinney, L. D., Tunnell, J. W., Dennison, W. C., Kelsey, R. H., Stanzel, K. M., Stunz, G. W., Withers, K., Tunnel, J.** (2019) Conceptual framework for assessing ecosystem health. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15, 544–564.

<https://doi.org/10.1002/ieam.4152>

**Hobbs, N. T.** (2006) A model analysis of effects of wolf predation on prevalence of Chronic Wasting Disease in elk populations f Rocky Mountain National Park. Environmental Quality Council.

Disponible

en:

[http://files.cfc.umt.edu/cesu/NPS/CSU/2005/Hobbs\\_wolf%20 cwd%20report.pdf](http://files.cfc.umt.edu/cesu/NPS/CSU/2005/Hobbs_wolf%20 cwd%20report.pdf)

(consultado 15 diciembre 2020).

**Johnson, P. T. J., de Roode, J. C., Fenton, A.** (2015a) Why infectious disease research needs community ecology. *Science*, 349 (6252), 1259504.

<https://doi.org/10.1126/science.1259504>

**Johnson, C. K., Hitchens, P. L., Evans, T. S., Goldstein, T., Thomas, K., Clemens, A., Joly, D. O., Wolfe, N. D., Daszak, P., Karesh, W. B., Mazet, J. K.** (2015b) Spillover and pandemic properties of zoonotic viruses with high host plasticity. *Scientific Reports*, 5, 14830.

<https://doi.org/10.1038/srep14830>

**Kahn, L. H., Monath, T. P., Bokma, B. H., Gibss, E. P., Aguirre, A. A.** (2012) One health, one medicine. Pp. 33–44. In: A. A. Aguirre, R. S. Ostfeld, P. Daszak (Eds.). *New directions in conservation medicine. Applied cases of ecological health*. Oxford University Press.

**Kock, M. D.** (1996) Wildlife, people, and development: Veterinary contributions to wildlife health and resource management in Africa. *Tropical Animal Health and Production*, 28, 68–80.

<https://doi.org/10.1007/BF02250729>

**Kremen, C., Ostfeld, R. S.** (2005) A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystems services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3 (19), 540–548.

[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0540:ACTEMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0540:ACTEMA]2.0.CO;2)

**Liu, X., Lyu, S., Zhou, S., Bradshaw, C. J. A.** (2016) Warming and fertilization alter the dilution effect of host diversity on disease severity. *Ecology*, 97 (7), 1680–1689.

<https://doi.org/10.1890/15-1784.1>

**Manenti, R., Mori, E., Di Canio, V., Mercurio, S., Picone, M., Caffi, M., Brambilla, M., Ficetola, G. F., Rubolini, D.** (2020) The good, the bad and the ugly of COVID-19 lockdown effects on wildlife conservation: Insights from the first European locked down country. *Biological Conservation*, 249, 108728.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108728>

**Manfredo, M. J., Urquiza-Hass, E. G., Don Carlos, A. W., Bruskotter, J. T., Dietrich, A. M.** (2020) How anthropomorphism is changing the social context of modern wildlife conservation. *Biological Conservation*, 241, 108297.

- <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108297>
- Martínez-Meyer, E., González-Bernal, A., Velasco, J. A., Swetnam, T. L., González-Saucedo, Z. Y., Servín, J., López-González, C. A., Oakleaf, J. K., Liley, S., Heffelfinger, J. R.** (2021) Rangewide habitat suitability analysis for the Mexican Wolf (*Canis lupus baileyi*) to identify recovery areas in its historical distribution. *Biodiversity and Distributions*, 27 (4), 642–654.  
<https://doi.org/10.1111/ddi.13222>
- May, R.** (1983) Parasitic infections as regulators of animal populations. *American Scientist*, 71, 36–45.  
<https://www.jstor.org/stable/27851816>
- McCallum, H. I.** (2015) Lose biodiversity, gain disease. *Proceedings of the National Academy of Science*, 112 (28), 8523–8524.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1510607112>
- Mora, F.** (2019) The use of ecological integrity indicators within the natural capital index framework: The ecological and economic value of the remnant natural capital of Mexico. *Journal for Nature Conservation*, 47, 77–92.  
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.11.007>
- Naciones Unidas** (1992) *Convention on biological diversity*. Rio de Janeiro, Brazil.
- Navarro, L. M., Pereira, H. M.** (2012) Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems*, 15, 900–912.  
<https://doi.org/10.1007/s10021-012-9558-7>
- Nogués-Bravo, D., Simberloff, D., Rahbek, C., Sanders, N. J.** (2016) Rewilding is the new Pandora's box in conservation. *Current Biology*, 26, R83–R101.  
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.12.044>
- Noss, R. F.** (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4), 355–364.  
<https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.1990.TB00309.X>
- Ostfeld, R. S.** (2009) Biodiversity loss and the rise of zoonotic pathogens. *Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 15 (Suppl. 1), 40–43.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2008.02691.x>
- Ostfeld, R. S., Holt, R. D.** (2004) Are predators good for your health? Evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2 (1), 13–20.  
[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0013:APGFYH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0013:APGFYH]2.0.CO;2)
- Ostfeld, R. S., LoGiudice, K.** (2003) Community disassembly, biodiversity loss, and the erosion of an ecosystem service. *Ecology*, 84 (6), 1421–1427.  
<https://doi.org/10.1890/02-3125>
- Patterson, M. E., Montag, J. M., Williams, D. R.** (2003) The urbanization of wildlife management: Social science, conflict, and decision making. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1, 171–183.  
<https://doi.org/10.1078/1618-8667-00017>
- Pereira, H. M., Navarro, L. M., Martins, I. S.** (2012) Global biodiversity change: the bad, the ugly, and the unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 37, 25–50.  
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042911-093511>
- Perino, A., Pereira, H. M., Navarro, L. M., Fernández, N., Bullock, J. M., Ceausu, S., Cortés-Avizanda, A., van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger, T.,**

- Benayas, J. M. R., Sandom, C. J., Svenning, J. C., Wheller, H. C.** (2019) Rewilding complex ecosystem. *Science*, 364 (6438), eaav5570.  
<https://doi.org/10.1126/science.aav5570>
- Recio, M. R., Sand, H., Virgós, E.** (2020) Promoting grazing or rewilding initiatives against rural exodus? The return of the wolf and other large carnivores must be considered. *Environmental Conservation*, 47 (4), 269–276.  
<https://doi.org/10.1017/S0376892920000284>
- Ripple, W. J., Beschta, R. L.** (2006) Linking wolves to willows via risk-sensitive foraging by ungulates in the northern Yellowstone ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 230, 96–106.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.023>
- Ripple, W. J., Beschta, R. L.** (2012) Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, 145, 205–213.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.005>
- Row, J. R., Doherty, K. E., Cross, T. B., Schwartz, M. K., Olyer-McCance, S. J., Naugle, D. E., Knick, S. T., Fedy, B. C.** (2018) Quantifying functional connectivity: The role of breeding habitat, abundance, and landscape features on range-wide gene flow in sage-grouse. *Evolutionary Applications*, 11, 1305–1321.  
<https://doi.org/10.1111/eva.12627>
- Rutz, C., Loretto, M. C., Bates, A. E., Davidson, S. C., Duarte, C. M., Jetz, W., Johnson, M., Kato, A., Kays, R., Mueller, T., Primack, R. B., Ropert-Coudert, Y., Tucker, M. A., Wikelski, M., Cagnacci, F.** (2020) COVID-19 lockdown allows researchers to quantify the effects of human activity on wildlife. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1156–1159.  
<https://doi.org/10.1038/s41559-020-1237-z>
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., LeRoyPoff, N., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H.** (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.  
<https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sánchez-David, C. E.** (2008) La Muerte Negra, "El avance de la Peste". *Revista Med*, 16 (1), 133–135.
- Sandom, C., Donlan, C. J., Svenning, J. C., Hansen, D.** (2013) Rewilding. Pp. 430–451. In: D. W. Macdonald, K. J. Willis (Eds.). *Key topics in Conservation Biology 2*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Saunders, M. E.** (2020) Conceptual ambiguity hinders measurement and management of ecosystem disservices. *Journal of Applied Ecology*, 57 (9), 1840–1846.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13665>
- Saura, S., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G.** (2017) Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? *Ecological Indicators*, 76, 144–158.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.047>
- Saura, S., Bertzky, B., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G.** (2019) Global trends in protected area connectivity from 2010 to 2018. *Biological Conservation*, 238, 108–183.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.028>

- [SCBD] Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2005) *Handbook of the Convention on Biological Diversity Including its Cartagena Protocol on Biosafety*, 3rd edition. Montreal, Canadá.
- [SCBD] Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2010) *Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020*. Montreal, Canadá.
- [SCBD] Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2014) *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 4*. Montreal, Canadá.
- [SEMARNAT] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2019) Registros de unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA). Datos y Recursos. Disponible en: <https://datos.gob.mx/busca/dataset/registros-de-unidades-de-manejo-para-la-conservacion-de-la-vida-silvestre-uma> (consultado 18 diciembre 2020).
- Soga, M., Gaston, K. J.** (2020) The ecology of human–nature interactions. *Proceedings of the Royal Society B*, 287, 20191882.  
<https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1882>
- Soulé, M. E.** (1985) What is Conservation Biology? *BioScience*, 35, 727–734.  
<https://doi.org/10.2307/1310054>
- Soulé, M. E., Noss, R. F.** (1998) Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth*, Fall, 22.
- Strassburg, B. B. N., Iribarrem, A., Beyer, H. L., Cordeiro, C. L., Crouzeilles, R., Jakovac, C. C., Junqueira, C. L., Lacerda, E., Latawiec, A. E., Balmford, A., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Chasdon, R. L., Erb, K. H., Brancalion, P., Buchanan, G., Cooper, D., Díaz, S., Donald, P. F., Kapos, V., Leclère, D., Miles, L., Obersteiner, M., Plutzar, C., Scaramuzza, C. L. M., Scarano, F. R., Visconti, P.** (2020) Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 586, 724–729.  
<https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>
- Stronen, A. V., Brook, R. K., Paquet, P. C., McLachlan, S.** (2007) Farmer attitudes toward wolves: Implications for the role of predators in managing disease. *Biological Conservation*, 135, 1–10.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.012>
- Tanner, E., White, A., Acevedo, P., Balseiro, A., Marcos, J., Gortázar, C.** (2019) Wolves contribute to disease control in a multi-host system. *Scientific Reports*, 9, 7940.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-44148-9>
- Thakur, M. P., Bakker, E. S., Veen, G. F., Harvey, J. A.** (2020) Climate extreme, rewilding, and the role of microhabitats. *One Earth*, 2, 506–509.  
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.010>
- Thulin, C. G., Röcklinsberg, H.** (2020) Ethical considerations for wildlife reintroduction and rewilding. *Frontiers in Veterinary Science*, 7, 163.  
<https://doi.org/10.3389/fvets.2020.00163>
- Velázquez, J., Gutiérrez, J., García-Abril, A., Hernando, A., Aparicio, M., Sánchez, B.** (2019) Structural connectivity as an indicator of species richness and landscape diversity in Castilla y León (Spain). *Forest Ecology and Management*, 432, 286–297.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.035>

- Watson, J. E. M., Shanahan, D. F., Di Marco, M., Allan, J., Laurence, W. F., Sanderson, E. W., Mackey, B., Venter, O.** (2016) Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology*, 26, 2929–2934.  
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.08.049>
- Wild, M. A., Hobbs, N. T., Graham, M. S., Miller, M. W.** (2011) The role of predation in disease control: a comparison of selective and nonselective removal on prion disease dynamics in deer. *Journal of Wildlife Diseases*, 47, 78–93.  
<https://doi.org/10.7589/0090-3558-47.1.78>
- Wolf, C., Ripple, W. J.** (2018) Rewilding the world's large carnivores. *Royal Society Open Science*, 5, 172235.  
<https://doi.org/10.1098/rsos.172235>
- Wolfe, B. A., Aguilar, R. F., Aguirre, A. A., Olsen, G. H., Blumer, E. S.** (2012) *Sorta situ*. The new reality of management conditions for wildlife populations in the absence of "wild" spaces. Pp. 576–589. In: A. A. Aguirre, R. S. Ostfeld, P. Daszak (Eds.). *New directions in conservation medicine. Applied cases of ecological health*. Oxford University Press.