CAPÍTULO 9

BIODIVERSIDAD Y SUELOS

A medida que aumenta la población y los niveles de consumo, los ecosistemas naturales están siendo reemplazados por la agricultura, la energía, la minería y los asentamientos. La mala gestión de la tierra lleva a una pérdida generalizada de la biodiversidad del suelo, socavando sistemas de producción alimentaria en todo el mundo. Los ecosistemas se están derrumbando ante la embestida de la deforestación, la pérdida de pastizales, el drenaje de los humedales y las interrupciones de las corrientes, lo cual está produciendo una crisis de biodiversidad y la tasa de extinción más acelerada en la historia de la Tierra.

Sin embargo, dependemos del suelo vivo y de la biodiversidad que sustenta los ecosistemas en funcionamiento y el capital natural productivo basado en la tierra. Las amenazas están aumentando, lo que requiere una respuesta comprometida y continua. Se necesita una combinación de protección, gestión sostenible y, cuando sea necesario, restauración a escala del paisaje para garantizar el futuro de un planeta diverso y vivo.

© John A. Kelley, Servicio de Conservación de Recursos Naturales del USDA.

INTRODUCCIÓN

El término biodiversidad se refiere a la diversidad total de vida: ecosistemas, especies y variación intra–especies.[1] La existencia del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) firmado en 1992 refleja su crucial importancia. Pero, a pesar de los esfuerzos de conservación global, la biodiversidad, superficial y subterránea sigue en retroceso, amenazando el fundamento terrestre de la Tierra y los servicios que suministra a la humanidad. Cinco tendencias clave son evidentes:

- **Degradación del suelo y su biodiversidad**, que socava la producción de alimentos y otros servicios cruciales de los ecosistemas
- **Deforestación y degradación forestal**, particularmente en los trópicos
- **Pérdida de pastizales naturales** y la transformación en ecosistemas propensos a la erosión y pobres en especies
- **Humedales que desaparecen**, creando una crisis para la biodiversidad de agua dulce
- **Extinción masiva**, la pérdida sin precedentes de especies silvestres de plantas y animales

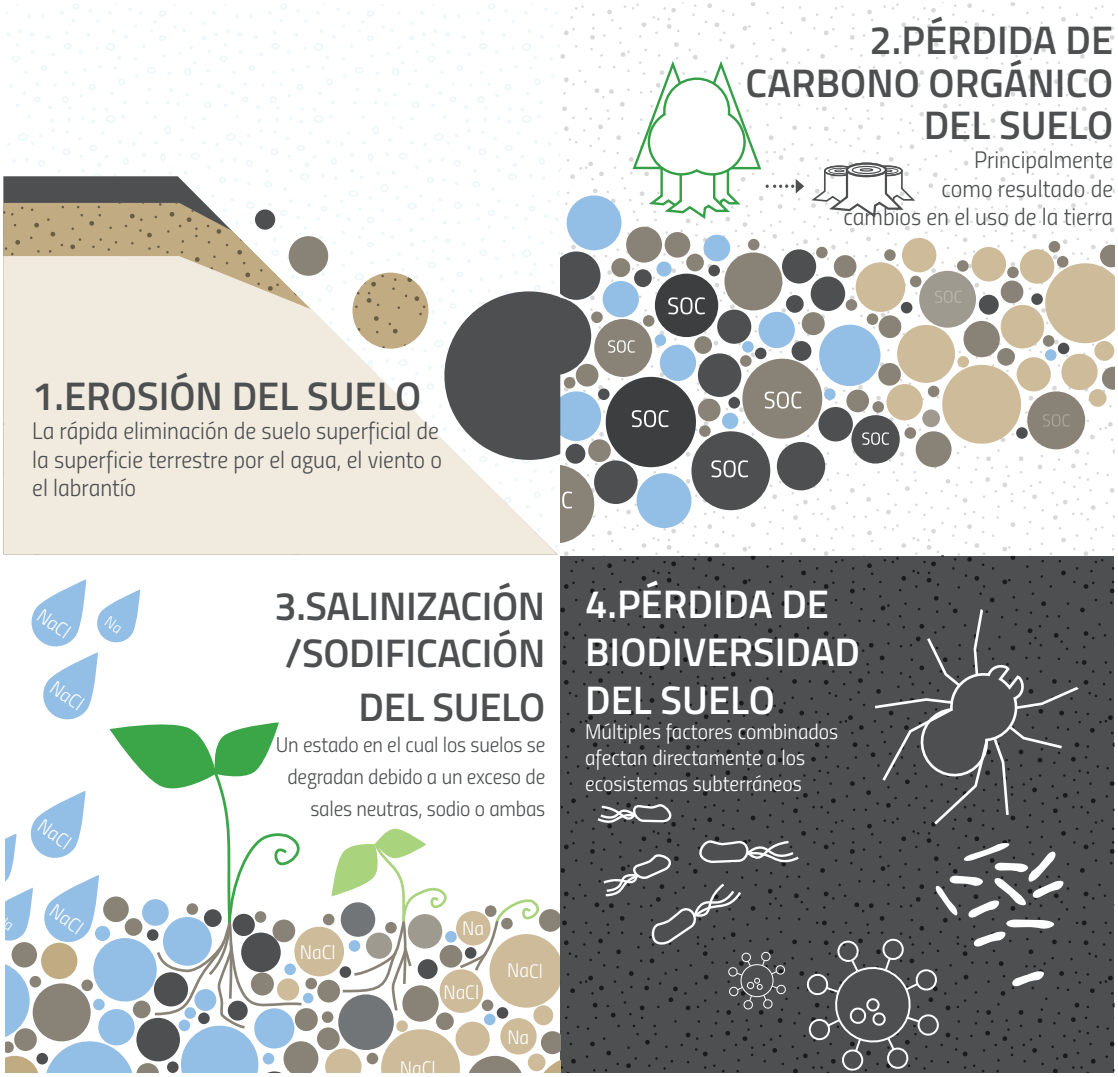
Muchas de estas tendencias desconcertantes son bien conocidas en general. De hecho, el Objetivo de Desarrollo Sostenible 15.5 sugiere «*Adoptar medidas urgentes y significativas para reducir la degradación de los hábitats naturales, detener la pérdida de la diversidad ecológica y, para 2020, proteger las especies amenazadas y prevenir su extinción.*»

El suelo es la base de todos los ecosistemas terrestres, no obstante el estado del suelo y su biodiversidad son a menudo prácticamente ignorados en las evaluaciones ambientales. Como componente esencial de los recursos terrestres, los problemas del suelo reciben aquí una atención especial.

1. Degradación del suelo y de su biodiversidad

Un aspecto de la biodiversidad, a menudo eclipsado por el énfasis en las especies emblemáticas y coloridas, es la salud y la seguridad del ecosistema del suelo. La Carta Mundial de los Suelos establece que «*los suelos son fundamentales para la vida en la Tierra, pero las presiones humanas sobre recursos de suelos están alcanzando límites críticos. La pérdida adicional de suelos productivos amplificará la volatilidad de los precios de los alimentos y enviará a millones de personas a la pobreza. Esta pérdida es evitable. Una gestión cuidadosa del suelo no sólo garantiza una agricultura sostenible, sino que también proporciona un valioso instrumento para la regulación del clima y un camino para salvaguardar los servicios ecosistémicos.*»[2]

Los servicios ecosistémicos del suelo – =que pueden incluir, en particular, contribuciones a la seguridad alimentaria, mitigación del cambio climático, retención de agua, y biomasa– difieren notablemente entre tipos de suelo; algunos suelos ofrecen numerosos beneficios y otros muy pocos.[3] Sin embargo, en la actualidad alrededor de una quinta parte de la



población mundial vive y trabaja en tierras agrícolas degradadas,[4] y comunidades, gobiernos y corporaciones[5] se están dando cuenta ahora de la necesidad crítica de un nuevo enfoque en la gestión sostenible del suelo. Para mantener o, en muchos casos, recuperar la salud del suelo en ecosistemas presionados serán necesarias políticas públicas específicas.[6]

Los suelos sanos ayudan a garantizar la seguridad alimentaria, la regulación del clima, la calidad del agua y del aire y una gran variedad de biodiversidad superficial y subterránea; también ayudan a prevenir la erosión, la desertificación y los deslizamientos de tierras.[7] Los términos tierra y suelo suelen usarse incorrectamente como sinónimos. La tierra es la superficie sólida de la Tierra que no está permanentemente bajo el agua, mientras que el suelo es un mineral no consolidado o material orgánico en la superficie inmediata de la Tierra que sirve como medio natural para el crecimiento de las plantas terrestres.[8] Los cambios en el uso de la tierra afectan las condiciones del suelo, provocando habitualmente un deterioro.

El informe sobre el *Estado de los recursos del suelo en el mundo* de 2015[9] identificó las principales amenazas al suelo. A nivel global, la erosión del suelo, la pérdida de carbono orgánico y los desequilibrios de nutrientes fueron consideradas las amenazas más graves. Justo a continuación estaba la salinización y sodificación del suelo, la pérdida de la biodiversidad del suelo, la contaminación del suelo, la acidificación y la compactación, así como el anegamiento, el sellado del suelo y la utilización de tierras para infraestructuras.[10]

La erosión del suelo: es la eliminación acelerada de la capa superficial del suelo de la superficie terrestre por el agua, el viento o la labranza. Las tasas estimadas de erosión del suelo en tierras de cultivo o de pastoreo intensivo son de 100 a 1000 veces más altas que las tasas de erosión natural y mucho más altas que las tasas de formación de suelos.[11] Las consecuentes pérdidas de nutrientes deben ser repuestas con fertilizantes, con costes económicos y ambientales significativos. Por ejemplo, si los precios estadounidenses de fertilizantes en la explotación se utilizan como guía, la erosión global

del suelo cuesta anualmente 33–60 miles de millones de dólares USA para la aplicación de nitrógeno y 77–140 miles de millones de dólares USA para el fósforo.[12]

La estimación de los costes globales de la erosión del suelo es un reto, pero los científicos están empezando a advertir del inicio de una crisis. La cantidad probable de erosión global del suelo por el agua es de 20 a 30 Gt anuales. Las tasas de erosión eólica son muy inciertas. Hay alrededor de 430 millones de hectáreas de tierras secas que son particularmente susceptibles.[13] Las estimaciones ponen un límite superior a la movilización de polvo por erosión eólica en las tierras cultivables de alrededor de 2 Gt anuales.[14] Las tasas de erosión en cultivos montañosos en áreas tropicales y subtropicales pueden llegar a 50–100 toneladas por ha y año, con un promedio mundial de 10–20 toneladas por ha y año. Las praderas no son necesariamente más estables. Los pastizales y pastos en zonas tropicales y subtropicales montañosas pueden sufrir erosión a una tasa similar a la de los cultivos tropicales, especialmente cuando hay pastoreo excesivo. Además, la erosión del suelo por el agua induce flujos anuales de 23–42 Mt de nitrógeno y 14,6–26,4 Mt de fósforo de tierras agrícolas,[15] gran parte de los cuales contaminan los ecosistemas de agua dulce.

Carbono orgánico del suelo: El principal causante de la pérdida de carbono orgánico del suelo (COS) en todo el mundo es el cambio de uso de la tierra y las prácticas de gestión subsiguientes, en particular la sustitución de los bosques tropicales por tierras de cultivo y, en menor medida, por pastos y plantaciones[16] así como mediante la conversión de pastizales tropicales en tierras de cultivo y plantaciones.[17] La tala selectiva tiene menos impactos.[18] Este cambio en la cobertura del suelo es el principal factor de las variaciones de COS a lo largo del tiempo, seguido por la temperatura y la precipitación.[19] El COS aumenta cuando las tierras de cultivo son arboladas, dejadas en barbecho, plantadas con estiércol verde o convertidas en pastizales;[20] se crean sumideros de COS de larga duración mediante la conversión de tierras de cultivo en bosques o pastizales en climas templados.[21] Otras opciones para capturar carbono son la agricultura con poca o ninguna labranza, agregando

carbono biológico o humus de lombriz (aumentando los materiales recalcitrantes), o la utilización de cultivos perennes. El carbono orgánico del suelo es dinámico y las prácticas de gestión pueden convertir el suelo en un sumidero neto o en una fuente de gases de efecto invernadero.[22]

La deforestación es una de las causas principales de la pérdida de carbono de los suelos, con impactos en los trópicos en promedio dos veces mayores que los de las regiones templadas.[23] Las prácticas de gestión de la tierra, incluyendo la labranza, son el segundo factor principal de pérdidas de COS, con evaluaciones regionales en África, Asia y partes del Pacífico identificando períodos de barbecho decrecientes y usos contrapuestos para los insumos orgánicos (por ejemplo, usar estiércol animal como combustible, o la quema de rastrojos para controlar los patógenos transmitidos por el suelo)[24] como principales razones de la reducción del COS. El fuego, en particular los incendios forestales, también reduce el carbono y el nitrógeno del suelo.[25] Las turberas representan un ecosistema del suelo que emite cantidades particularmente grandes de carbono cuando son drenadas;[26] se estima que en el mundo hay 250 000 km^2 de turberas drenadas bajo tierras de cultivo y pastizales[27] y más de 500 000 km^2 debajo de los bosques.[28]

Balance de nutrientes del suelo: es la ganancia o pérdida neta de nutrientes de la zona del suelo que es accesible para las raíces de las plantas. La flora y la fauna del suelo desempeñan un papel clave en la determinación del balance de nutrientes mediante la fijación de nitrógeno, la elevación de minerales y otros procesos. Un balance de nutrientes negativo indica una pérdida neta y, por lo tanto, una fertilidad del suelo en declive, mientras que un balance de nutrientes positivo indica una ganancia neta y que uno o más nutrientes de las plantas están ingresando a los sistemas del suelo más rápidamente de lo que está siendo eliminado. Los balances positivos de nutrientes también sugieren un uso ineficiente de los recursos naturales (energía y recursos finitos como el fósforo y el potasio), dando como resultado pérdidas que contribuyen al cambio climático y reducen la calidad de los recursos hídricos superficiales y subterráneos. A escala mundial, los balances de nutrientes del suelo para el nitrógeno y el fósforo son positivos en todos los continentes excepto en la Antártida, y se prevé que se mantendrán estables o, en el peor de los casos, aumentarán hasta un 50 por ciento para el año 2050.[29] Por el contrario, a escala regional y local, particularmente en partes de África, Asia y América del Sur, los nutrientes del suelo son escasos, con balances negativos que limitan el crecimiento de las plantas.[30]

Salinización y sodificación del suelo: Una condición en la que los suelos se degradan por una cantidad excesiva de sales neutras, sodio o ambos. El exceso de salinidad del suelo puede dañar las plantas al alterar su capacidad para absorber agua y, en ocasiones, por toxicidad directa. Las sales se acumulan en los suelos cuando la absorción de la sal de las aguas subterráneas saladas, la precipitación o la irrigación son mayores que su lixiviación del sistema. Entre las causas naturales se encuentran la erosión de la roca madre del suelo, la intrusión de agua salada y la deposición atmosférica húmeda o seca de la sal procedente de los océanos. Las causas antropogénicas incluyen el uso de agua de regadío con alto contenido de sal o sodio, la mala gestión de las sales y sodio de los suelos, y prácticas que permiten que el agua subterránea suba cerca de la superficie del suelo, como un drenaje insuficiente del suelo o la sustitución de vegetación profundamente arraigada por plantas que tienen un sistema de raíces poco profundo. Globalmente, la extensión de los suelos afectados por la sal es de 955 Mha, mientras que la salinización secundaria afecta a unas 77 Mha, de las cuales el 58 por ciento son tierras de regadío.[31] Se estima que el 20 por ciento de las tierras de regadío cultivadas presenta disminuciones de rendimiento ocasionadas por la sal, que causan una pérdida económica estimada en 27,3 mil millones de dólares estadounidenses.[32]

Pérdida de biodiversidad del suelo: múltiples factores, por sí solos o combinados, tienen un impacto directo en los ecosistemas de superficie. La pérdida de biodiversidad del suelo no es sólo un problema de conservación, sino que afecta a múltiples funciones del ecosistema, incluyendo las tasas de descomposición, la retención de nutrientes, el desarrollo estructural del suelo y el ciclo de los nutrientes.[33] Estas funciones son necesarias para el agua potable, el control de las plagas y de los patógenos, la fertilidad del suelo y la producción de cultivos, así como para la atenuación del cambio climático. Abordar las pérdidas en la biodiversidad del suelo es por lo tanto un paso clave en la creación de suelos sanos.

Las comunidades del suelo son muy diversas y contienen millones de especies y varios miles de millones de individuos dentro de un único ecosistema,[34] incluidos altos niveles de endemismo.[35] Los suelos albergan gran parte de la biodiversidad total del mundo.[36] Los grupos más abundantes y diversos de organismos son, con diferencia, las bacterias y hongos del suelo, que desempeñan un papel vital en la descomposición de la materia orgánica del suelo, uniendo los agregados del suelo para evitar la erosión y posibilitando un drenaje eficiente, la retención de agua y la aireación. La fauna del suelo también se compone de protozoos (amebas, flagelados, ciliados), nematodos (que se alimentan de raíces, microbios o nematodos), ácaros, colémbolos, enquitreidos y lombrices de tierra. En conjunto, estos organismos forman redes alimentarias que impulsan los procesos de los ecosistemas del suelo, como el ciclo de los nutrientes y la captura de carbono, y son componentes principales del ciclo global de la materia, la energía y los nutrientes.[37] Las redes alimentarias del suelo también desempeñan un papel clave en la prestación de servicios ecosistémicos que ayudan a mantener la productividad de los cultivos[38] y la conservación de la biodiversidad.[39] (Véase la Tabla 9.1)

Contaminación del suelo: el uso indebido de insumos agrícolas, residuos de la minería, combustibles fósiles y otros contaminantes puede dar lugar a niveles peligrosos de metales pesados, oligoelementos, radionucleidos,

Tabla 9.1: Flora y fauna en los suelos

Biota del suelo	Ejemplos	Funciones
Fauna	Lombrices de tierra	Principales descomponedores de materia orgánica muerta y en descomposición, obteniendo su nutrición de bacterias y hongos dando lugar al reciclaje de nutrientes Generan miles de galerías cada año, mejorando la estructura del suelo Estimulan la actividad microbiana Mezclan y agregan los suelos Aumentan la infiltración Proporcionan canales para el crecimiento de raíces y hábitat para otros organismos Las especies invasoras de lombrices de tierra de Europa y Asia que llegaron al norte de los Estados Unidos (donde estaban los glaciares de hielo) han provocado la pérdida de la capa superior del suelo del bosque, amenazando la futura regeneración de los bosques.[40]
	Nematodos	Se alimentan de microbios, controlan enfermedades y reciclan nutrientes Ayudan en la dispersión de microbios Omnívoros o parásitos de plantas que se alimentan de raíces de plantas[41]
	Artrópodos (p. ej., colémbolos, escarabajos)	Trituran materia orgánica Estimulan la actividad microbiana Mejoran la agregación del suelo Mejoran la infiltración de agua Controlan las plagas
	Protozoos	Mineralizan los nutrientes alimentándose de las bacterias, los hongos y la fauna del suelo, poniendo así a disposición los nutrientes minerales para su uso por las plantas y otros organismos del suelo y, por tanto, ayudando en el reciclaje de nutrientes Estimulan la producción de raíces laterales mediante la producción de análogos de auxina[42]
Flora	Hongos	Participan del ciclo de nutrientes a través de la descomposición de materia orgánica Translocan nutrientes hacia las plantas a través de las hifas fúngicas (hongos micorrízicos) Dinámica del agua Supresión de enfermedades Mejoran la agregación del suelo Descomponen la materia orgánica, crean COS y mejoran la estructura del suelo
	Bacterias	Descomponen y consumen materia orgánica del suelo Forman parte del flujo de energía y nutrientes de la red alimentaria del suelo Descomponen y degradan plaguicidas y contaminantes Mejoran la agregación del suelo Transforman nitrógeno entre las formas reactivas y no reactivas
	Actinobacterias	Degradan los compuestos recalcitrantes

pesticidas, nutrientes vegetales y otros contaminantes.[43] El grado de contaminación del suelo es difícil de evaluar o cuantificar. En Europa occidental se han identificado 342 000 sitios contaminados[44], y los sitios contaminados afectan a 9,3 Mha en los Estados Unidos,[45] de los cuales alrededor de 1400 son sitios «superfund» altamente contaminados.[46] Si bien se trata de lugares con una contaminación extrema, se dispone de pocos datos acerca de las tierras afectadas por fuentes contaminantes difusas, como la deposición de aerosoles de metales pesados provenientes de hornos de fundición a contraviento, pero representan una parte significativa de los recursos de tierra en muchos países. En general, el exceso de nutrientes y pesticidas es un problema serio en muchas zonas agrícolas.

Acidificación del suelo: un proceso natural, de larga duración, que conlleva la lixiviación de cationes básicos del suelo y que se puede acelerar mediante prácticas de gestión agrícola (p.ej., uso de fertilizantes que contienen amonio, cosecha continua de cultivos fijadores de nitrógeno), deposición ácida de combustibles fósiles y drenaje de minas. Los suelos naturalmente ácidos se encuentran especialmente en áreas de suelos antiguos o climas húmedos. Hasta un 30 por ciento de las tierras libres de hielo tiene suelos ácidos (pH inferior a 5,5), unas 4000 Mha,[47] y la mitad del suelo potencialmente cultivable del mundo es ácido.[48] La acidificación del suelo limita la disponibilidad de nutrientes para las plantas, puede ocasionar niveles tóxicos de aluminio y manganeso solubles, e inhibe la fijación de nitrógeno en las leguminosas. Abordar esta amenaza conlleva costes económicos y ambientales derivados de las aplicaciones de cal, yeso y otras bases para reducir los niveles de acidez.

© David Lebech

Una estimación reciente sugiere que las tierras agrícolas del mundo han emitido entre 50–70 Gt de carbono a lo largo de la historia.

Compactación del suelo: Reduce drásticamente la productividad a largo plazo de los suelos, afecta a la producción de cultivos, aumenta la escorrentía superficial y la erosión hídrica, y en ocasiones también aumenta los impactos de la erosión eólica.[49] La compactación del subsuelo, causada por el tráfico pesado y la labranza,[50] está entre las formas más permanentes de degradación del suelo, pudiendo durar décadas o incluso siglos.[51] Una causa principal de la compactación del suelo es un aumento del peso y la frecuencia de uso de los vehículos,[52] aunque el pisoteo excesivo por parte del ganado también puede ser un factor.[53] La compactación inhibe el crecimiento de microorganismos beneficiosos para el suelo,[54] reduce el hábitat de micro–invertebrados,[55] reduce el acceso a nutrientes,[56] y puede ocasionar la emisión de metano.[57] La reducción de labranzas prolongadas o la labranza de conservación es un método que puede minimizar esta amenaza.[58]

Sellado del suelo: la rápida urbanización y la falta de planificación del uso de la tierra pueden conducir al sellado del suelo,[59] la impermeabilización más o menos permanente de la superficie del suelo con hormigón, pavimento u otras superficies impermeables. Junto con la pérdida directa de tierras de cultivo, el sellado del suelo reduce la capacidad de las áreas para absorber el agua y, por lo tanto, son más susceptibles de aumentar las inundaciones urbanas. Estos temas se abordan en más detalle en el Capítulo 11.

Los suelos utilizados en agricultura («suelo domesticado») son formas altamente modificadas de sus predecesores agrestes y muchas veces han perdido muchas de sus propiedades originales, incluida una gran proporción de su contenido de carbono y otros nutrientes. Una estimación reciente sugiere que las tierras agrícolas del mundo han emitido entre 50 y 70 Gt de carbono a lo largo de la historia humana.[60]

2. Deforestación y degradación forestal

El Objetivo de Desarrollo Sostenible 15.2 establece «*promover la puesta en práctica de la gestión sostenible de todos los tipos de bosques, detener la deforestación, recuperar los bosques degradados y aumentar sustancialmente la forestación y la reforestación a nivel mundial*.»

Los impactos debajo de la superficie de la tierra son reflejados e influenciados por la rápida transformación por encima del suelo. Algunos de los cambios más dramáticos han tenido lugar en los bosques. La deforestación se produce desde la prehistoria, acelerándose durante la expansión colonial europea[61] y continuando hoy en día. En la mayoría de las regiones templadas los bosques se están expandiendo después de un mínimo histórico[62], pero esto está más que compensado por las pérdidas en los trópicos.[63] Muchos bosques tropicales que sufrían deforestación hace unas pocas décadas[64] ahora prácticamente han desaparecido. Aunque la tasa total de deforestación se está reduciendo, la superficie de los bosques tropicales se redujo en 5,5 millones de hectáreas anuales desde el 2010 al 2015;[65] mientras otros tipos de bosques sufrieron degradación[66] o fueron sobrepastoreados, transformados en arbustos y matorrales, o convertidos en plantaciones. Hasta el 70 por ciento de los bosques del mundo corre el riesgo de sufrir una mayor degradación.[67]

Hasta el 70 por ciento de los bosques del mundo está en riesgo de sufrir más degradación.

Se prevé que la pérdida neta de bosques continúe durante varias décadas. Un conjunto de 11 frentes de deforestación (véase el Cuadro 9.2) muestra dónde se prevé la mayor pérdida permanente de bosques o degradación grave entre 2015 y 2030 en escenarios de normalidad y sin intervenciones.[68] La pérdida de bosques tiene graves efectos en la tierra, especialmente si los bosques crecen sobre turba, donde la deforestación corre el riesgo de liberar grandes cantidades de carbono, o en las tierras secas donde la pérdida de árboles provoca una erosión rápida del suelo.

Las tasas de perturbación forestal son todavía más altas. Entre el 40 y el 55 por ciento de los bosques templados y boreales fueron clasificados como «imperturbados por el hombre» en 2003 (es decir, sin perturbación durante al menos 200 años). Más del 90 por ciento de estos bosques se encontraban en Rusia y Canadá, con áreas más pequeñas en los Estados Unidos, Australia (donde ha habido pérdidas importantes desde entonces), los países nórdicos, Japón y Nueva Zelanda. En el resto de Europa, la proporción no perturbada suele oscilar entre cero y menos del uno por ciento, lo que hace que los bosques templados europeos se encuentren entre los ecosistemas más amenazados del mundo.[79]

Cuadro 9.2: Frentes de deforestación

Frentes de defoestación	Pérdidas proyectadas en millones de hectáreas para 2030
Amazonia	23-48
Chocó-Darién	3
Cerrado	11
Bosque Atlántico/Gran Chaco	~10
Cuenca del Congo	12
Bosque costero de África oriental	12
Borneo	21,5
Sumatra	5
Nueva Guinea	7
Gran Mekong	15-30
Australia	6
Un total de 11 frentes de deforestación	**136,5-176,5**

3. Pérdida de pastizales naturales

Los pastizales naturales y semi–naturales han sido fuertemente influenciados por la gestión humana tanto por la destrucción como por la creación de pastizales, cambiando radicalmente la composición y las pautas de renovación. Los impactos incluyen cambios en la frecuencia e intensidad de los incendios;[80] tipos e intensidad de pastoreo;[81] introducción de hierbas no autóctonas;[82] aplicación de agroquímicos;[83] especies invasoras vegetales y animales;[84] y la contaminación del aire.[85] El desmonte de bosques naturales a menudo crea nuevas zonas de pasto.[86] Por el contrario, los pastizales están siendo destruidos para producir soja, aceite de palma,[87] algodón,[88] celulosa[89] y biocombustibles.[90] Se producen cambios drásticos en los pastizales de América Latina,[91] Norteamérica,[92] África,[93] Asia,[94] Australasia,[95] y en los remanentes en Europa.[96] Si bien algunos de estos cambios han tenido lugar a lo largo de milenios y los ecosistemas se han ido adaptando en cierta medida, el cambio de ritmo está aumentando en muchas partes del mundo. La crisis de la salud mundial de los suelos está estrechamente relacionada con la gestión de los pastizales naturales y semi–naturales del mundo.

Se conoce relativamente poco sobre el estado ecológico de los pastizales en comparación con los bosques y otros ecosistemas. Ha habido intentos de distinguir pastizales naturales y no naturales[97] y cartografiar su distribución,[98] establecer criterios para pastizales con alto valor de conservación,[99] e identificar pastizales ricos en biodiversidad en América Latina.[100] Pero no se han traducido en evaluaciones globales.[101] El conocimiento del estado de los pastizales es incompleto a escala mundial, pero sí indica serias pérdidas.

Cuadro 9.1: La deforestación en los bosques secos de América del Sur

El Gran Chaco es el bosque seco más grande de América del Sur y cubre 100 millones de hectáreas[69] en Argentina, Paraguay, Bolivia y Brasil,[70] con altos índices de biodiversidad.[71] De 2000 a 2012, el Chaco argentino, paraguayo y boliviano sufrió la mayor tasa de pérdida de bosque tropical del mundo,[72] alcanzando las 1973 hectáreas ***diarias*** en agosto de 2013.[73] De 2010 a 2012, se desmontaron 823 868 hectáreas en estos países, tres cuartas partes de ellas en Paraguay.[74] En Argentina se han desmontado entre 1,2 y 1,4 millones de hectáreas (85 por ciento del total nacional) en 30 años, con una tasa de deforestación en aumento.[75] A medida que los controles se han vuelto más estrictos en la tala de remanentes del Bosque Atlántico en otras partes del país la presión ha aumentado en el Gran Chaco, con costes sociales ya que la resistencia a veces ha sido reprimida con violencia.[76] En Bolivia, la deforestación avanzó a 16 000 ha/año en los años ochenta y 120 000 ha/año en los años noventa, con un 80 por ciento del bosque significativamente fragmentado en 1998;[77] también se han visto afectadas las áreas protegidas.[78]

Un análisis del año 2000 constató que el 49 por ciento de los pastizales estaba entre ligeramente y moderadamente degradado y otro 5 por ciento estaba gravemente degradado.[102] Los pastizales templados son los ecosistemas terrestres mas alterados,[103] con sólo el 4,5 por ciento dentro de áreas protegidas.[104] La conservación de los bosques puede aumentar las amenazas a los pastizales,[105] como en Brasil, donde la moratoria voluntaria de la soja en la Amazonia aumenta la presión sobre la sabana del Cerrado.[106]

Muchos ecosistemas de pastizales están siendo alterados por la ganadería.[107] En el 2000, los pastizales cubrían el 40 por ciento de la superficie terrestre[108] con entre el 18 y el 23 por ciento de la superficie terrestre, excluyendo la Antártida, pastoreada por ganado doméstico.[109] Una estimación más reciente es que el pastoreo abarca el 26 por ciento de las tierras libres de hielo y un 33 por ciento adicional de las tierras de cultivo se utiliza para forraje para el ganado.[110]

A pesar de estos cambios, los pastizales naturales y semi–naturales siguen conteniendo importantes valores ecológicos. Los pastizales gestionados pueden sustentar altos niveles de biodiversidad;[111] las prácticas de gestión afectan a la biodiversidad[112], pero también pueden sustentar la biodiversidad en ausencia de herbívoros naturales.[113]

4. Desaparición de humedales

Al mismo tiempo que se están destruyendo lagos y humedales, también se están transformando y desviando ríos. Casi la mitad del flujo global de los ríos ya está afectado por la regulación o fragmentación del flujo,[125] y actualmente se están planificando 3700 presas más en todo el mundo, lo que sin duda perturbará muchos de los restantes ríos salvajes.[126] Las presas reducen el flujo de sedimentos río abajo, dañando las pesquerías costeras y bloqueando la migración de los peces. Por ejemplo, varias especies de bagres nadan 6000 km desde el Atlántico hasta áreas de desove en la cabecera del Amazonas,[127] pero esta migración única está amenazada por propuestas de construir presas en algunos de los ríos principales.[128] Las pesquerías amazónicas fueron valoradas en 389 millones de dólares USA anuales en 2003.[129]

Los hábitats de agua dulce cubren menos del uno por ciento de la superficie de la Tierra, pero sustentan al menos 100 000 de los 1,8 millones de especies descritas.[114] Sin embargo, los humedales están desapareciendo rápidamente.[115] A pesar de los esfuerzos por conservarlos (por ejemplo, mediante la Convención de Ramsar),[116] se han perdido del 64 al 71 por ciento de los humedales del mundo desde 1900,[117,118] junto con su biodiversidad y servicios ecosistémicos,[119] y las pérdidas se están acelerando.[120] Las causas de la pérdida y degradación de los humedales incluyen el drenaje; la desecación debido a una desviación aguas arriba; la contaminación y sedimentación; los impactos de especies exóticas invasoras; la sobreexplotación de especies; el cambio climático, y cambios en el régimen de flujo.[121]

El Objetivo de Desarrollo Sostenible 6.6 tiene como objetivo «*Proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos las montañas, los bosques, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos.*»

© Milo Mitchell, IFPRI

Cuadro 9.2: Pérdida de especies de agua dulce en el Mediterráneo Oriental[122]

El Mediterráneo oriental sustenta al 4,4 por ciento de la población mundial, pero sólo contiene el 1,1 por ciento de sus recursos hídricos renovables.[121] El uso del agua, principalmente para el regadío, ha conducido al rápido agotamiento de las aguas subterráneas[122], mientras que la construcción de presas altera los flujos, y la contaminación agrícola y doméstica causa otros problemas adicionales. Además, el cambio climático está llevando a un aumento de las temperaturas medias anuales. La disminución de los flujos de agua ha provocado la pérdida total de algunos cuerpos de agua (por ejemplo, el lago Amik en Turquía y el oasis Azraq en Jordania) y el desecamiento estacional de ríos permanentes (por ejemplo, el río Queiq en Turquía y Siria). El 19 por ciento de las especies de agua dulce están amenazadas a nivel mundial, incluyendo el 58 por ciento de las especies endémicas de agua dulce. Seis especies, todas peces, se han extinguido, y 18 más (7 peces y 11 moluscos) son evaluadas como «en peligro crítico, posiblemente extinta» por la UICN. La falta de datos de muchos lugares puede llevar a la subestimación de las pérdidas.

También hay una pequeña aunque significativa inversión en estas tendencias, ya que algunas presas están siendo desmanteladas debido a que sus embalses se han obstruido, se han vuelto inseguros o, simplemente, han dejado de ser útiles. En los Estados Unidos ya se han desmantelado un centenar de presas.[130] Las presiones del cambio climático y los intereses conservacionistas están convergiendo, alentando a los gobiernos a restituir la hidrología natural y los regímenes de inundación.[131]

5. Extinción en masa

Durante el último medio siglo, las actividades humanas han transformado los ecosistemas más rápidamente que en cualquier otro período de la historia. Esto ha creado una «extinción masiva», con previsiones conservadoras de un ritmo de extinción durante el próximo siglo cien veces más rápido de lo esperado en condiciones naturales;[132] aunque la tasa y la escala de extinciones futuras siguen siendo difíciles de predecir.[133] Los ecologistas temen que los cambios en el uso de la tierra estén tan extendidos que la biodiversidad terrestre haya sido empujada más allá del «límite planetario» que señala un declive permanente [134], aunque otros sostienen que los umbrales seguros siguen siendo inciertos.[135] Incluso donde las especies no se han extinguido, con frecuencia las poblaciones han disminuido drásticamente: un estudio determinó un promedio en la disminución del 38 por ciento en el número de especies desde 1970,[136] y hasta del 81 por ciento de las especies de agua dulce.[137] La proporción de especies amenazadas de extinción oscila entre el 13 por ciento para las aves hasta el 63 por ciento para las cícadas (un antiguo grupo de plantas de semillas), con unos niveles de riesgo que continúan aumentando.[138] La pérdida de biodiversidad reduce el funcionamiento general del ecosistema y los servicios ecosistémicos[139] en formas que todavía no se comprenden del todo,[140] pero que probablemente se acumulen en el tiempo[141], con impactos sobre la productividad de la tierra similares a los que se producen como resultado del cambio climático.[142]

Durante el último medio siglo, las actividades humanas han transformado los ecosistemas más rápidamente que en cualquier otro período de la historia.

La disminución de las especies se refleja en, y en gran medida es causada por, un declive más general de los ecosistemas naturales,[143] con más del 60 por ciento ya degradados.[144] Aunque gran parte de las pérdidas es prehistórica o histórica[145], las tasas de pérdida y degradación continúan y a menudo se aceleran. Una décima parte de las áreas salvajes del mundo restantes (3,3 millones de hectáreas) ha desaparecido en los últimos veinte años, particularmente en la Amazonia y África Central.[146] El CDB estableció un objetivo para «reducir significativamente» la tasa de pérdida de biodiversidad para 2010, pero no se alcanzó. A pesar de los esfuerzos mundiales de conservación, la pérdida de biodiversidad continúa o incluso se acelera.[147]

Cuadro 9.3: Biodiversidad en la Amazonia

La Amazonia es un mosaico de diferentes tipos de vegetación y alberga la cuenca más grande del mundo. Los bosques tropicales de hoja perenne cubren alrededor del 80 por ciento de la región, junto con los bosques inundados y caducifolios, los pantanos y las amenazadas sabanas amazónicas.[148] Casi el 7 por ciento ha sido convertida a la agricultura.[149] La captación de la cuenca tiene pulsos de inundaciones estacionales que alcanzan un máximo de 15 metros, creando extensiones de bosques inundados.[150] Una fracción de la biodiversidad de la Amazonia es conocida por la ciencia: sólo se ha descrito del 2 al 10 por ciento de los insectos,[151] se estima que hay entre 6000 y 8000 especies de peces, la mayoría desconocidas,[152] y desde 1999 han sido descritas 2200 nuevas especies vegetales y animales. Los delfines del río Amazonas (*Inia geoffrensis*) son un indicador clave de la salud ambiental general. Al ser considerados como competidores por los recursos pesqueros en muchas partes del sistema fluvial, son perseguidos activamente y también son víctimas de «capturas accidentales» cuando quedan enredados en los equipos de pesca.[153] Otras amenazas son la construcción de presas hidroeléctricas, la contaminación y la reducción de las reservas de peces. La protección de los delfines suele verse obstaculizada por una comprensión insuficiente de sus hábitats y desplazamientos preferidos.[154]

© Georgina Smith / CIAT

ABORDAR LA PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD Y SUELO

Existen razones imperiosas –tanto prácticas como éticas– para detener la extinción masiva que actualmente está devastando la biodiversidad del mundo y perjudicando la salud y la productividad de la tierra. Desde el punto de vista de la gestión de la tierra, a largo plazo esto significa garantizar la supervivencia de grandes áreas de ecosistemas naturales, amparar las especies silvestres de plantas y animales en áreas gestionadas y restaurar y proteger el ecosistema del suelo. Todos son necesarios, no se trata de uno o de otro: muchos ecosistemas ya han sido tan degradados que se necesita tomar medidas activas para recuperar al menos algunas de sus funciones y valores. Tres elementos son fundamentales para la conservación de la biodiversidad y el suelo:

- **Protección**, por medio de áreas protegidas y otros mecanismos formales o informales
- **Gestión** que promueva el funcionamiento saludable de los ecosistemas
- **Restauración** de los ecosistemas naturales y semi–naturales tras la degradación

Estas tres líneas de acción deben integrarse en una estrategia coordinada de gestión a gran escala, a menudo denominada *enfoque de paisaje*.[155]

1. Protección

Las presiones sobre los recursos de la tierra son tan grandes en muchas partes del mundo que ya no es posible preservar los ecosistemas naturales restantes sin una política y regulación agresivas, la gestión y, a menudo, la adopción de resoluciones judiciales. Existe un creciente conjunto de ideas que sugieren que al menos el 50 por ciento de la superficie terrestre del mundo debería permanecer en un estado más o menos natural para garantizar la continuidad de servicios ecosistémicos vitales y la biodiversidad que los sustenta.[156] Además, esa mitad del planeta necesita tener cantidades suficientes de todos los ecosistemas; no basta con conservar desiertos, altas montañas y otras tierras con bajo potencial de explotación.

Una manera eficaz de preservar los paisajes naturales es por medio de áreas protegidas oficiales o no oficiales.

Una forma efectiva de mantener los paisajes naturales es mediante áreas protegidas oficiales o no oficiales: áreas de tierra y agua reservadas como refugios de biodiversidad y servicios ecosistémicos, y a veces también para preservar paisajes culturales, comunidades humanas frágiles, lugares espirituales y áreas recreativas. La Comisión Mundial de Áreas Protegidas (CMAP) de la UICN las define como: *Un espacio geográfico claramente delimitado, reconocido, dedicado y gestionado, por vía jurídica u otros medios eficaces, para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza y los servicios ecosistémicos y valores culturales asociados.*[157] Las áreas protegidas varían mucho en sus enfoques de gestión. La CMAP define seis categorías según los objetivos de la gestión, que van desde reservas naturales estrictamente protegidas hasta paisajes terrestres o marinos con algunas funciones de protección.[158]

Las áreas protegidas pueden ser los pilares de las estrategias nacionales y regionales de conservación. Sirven como refugios para especies y procesos ecológicos que no pueden sobrevivir en paisajes terrestres y marinos intensamente aprovechados, y proporcionan espacios para la evolución natural y la regeneración ecológica. La gente, cerca y lejos, se beneficia del potencial genético de las especies salvajes y de los servicios ambientales de los ecosistemas naturales, como las oportunidades recreativas y la protección que proporcionan a las sociedades tradicionales y vulnerables. Las áreas protegidas emblemáticas son tan importantes para el patrimonio de una nación como, por ejemplo, la Catedral de Notre Dame o el Taj Mahal.

Aproximadamente el 15 por ciento de la superficie terrestre y las aguas continentales del mundo son designadas como áreas protegidas,[164] un área más grande que América del Sur y América Central juntas. Más de la mitad han sido declaradas después de 1970; un ejemplo único de gobiernos y otras partes interesadas cambiando conscientemente el enfoque en la gestión de la tierra y el agua a una escala significativa. El área total cubierta es ampliada por las áreas protegidas que no se incluyen en la lista oficial de las áreas protegidas de la ONU, pero establecidas por comunidades locales, pueblos indígenas, particulares, fideicomisos sin ánimo de lucro, grupos religiosos, y corporaciones; algunas de las cuales, como los territorios indígenas en la Amazonia, pueden ser extremamente grandes. Están sujetas a distintos tipos de gobernanza, tales como diversas formas de gobierno estatal, co–gobernanza entre diferentes partes interesadas, gobernanza privada y gobernanza por los pueblos indígenas y las comunidades locales.

Las áreas protegidas son eficaces para conservar la biodiversidad[165] pero sólo si cuentan con recursos y gestión adecuados; muchas se enfrentan a intensas presiones del uso ilegal,[166] el abandono del respaldo gubernamental,[167] y del cambio climático.[168] Al mismo tiempo, sus valores sociales y culturales más amplios son reconocidos cada vez más.[169] La contribución de algunos de los enfoques menos formales de conservación se considera importante, pero en gran medida aún no está cuantificada.[170]

Además de los lugares que son reconocidos explícitamente como áreas protegidas, hay muchas otras áreas espacialmente delimitadas que han permanecido apartadas, de modo más o menos permanente, del desarrollo: territorios de pueblos indígenas, pastizales naturales con control comunitario utilizados para pastoreo de bajo nivel, áreas de protección de cuencas urbanas, áreas de

© World Agroforestry Centre

protección costera, áreas de instrucción militar, laderas empinadas inadecuadas para la agricultura o la silvicultura, etc. Recientemente se ha intentado definir y describir tales áreas, las llamadas *otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas (OECM),*[171] ya que fueron reconocidas oficialmente por el CDB en 2010.[172]

Cuadro 9.4: Áreas protegidas – un concepto antiguo

Las áreas protegidas no son un concepto moderno. Han existido durante milenios, aunque las primeras áreas protegidas normalmente tenían objetivos utilitarios o recreativos en vez de proteger conscientemente la naturaleza por su valor intrínseco. Los ejemplos incluyen comunidades indígenas que protegen lugares sagrados,[159] áreas «tapu» para el uso de recursos comunales en el Pacífico,[160] *hima* en la península arábiga para proteger el pastoreo y los servicios ecosistémicos,[161] y áreas de caza reservadas para el beneficio de las clases dominantes.[162] Las áreas de hábitats naturales o semi–naturales también han sido protegidas durante mucho tiempo por grupos religiosos particulares, y estos lugares naturales sagrados pueden con frecuencia tener altos valores de conservación.[163]

2. La gestión

Los enfoques sostenibles de la gestión del suelo buscan preservar múltiples valores, incluida la biodiversidad, dentro del paisaje gestionado. Estos enfoques se centran en un conjunto más amplio de servicios ecosistémicos, como los proporcionados por suelos sanos y productivos. La gestión consciente por los valores de la biodiversidad también puede proporcionar hábitat para un número de especies salvajes, evitando daños o contaminación a los hábitats naturales circundantes que podrían socavar aún más su integridad. Con algunas notables excepciones,[173] las tierras de producción gestionadas nunca apoyarán todo el conjunto de servicios de biodiversidad y ecosistémicos, y de ahí la necesidad de conservar los ecosistemas naturales. El equilibrio entre la conservación y la gestión sostenible –preservar la tierra frente a compartir la tierra– ha sido debatida por los ecologistas durante años; en la práctica, ambos son necesarios.[174]

Muchos de los elementos de la gestión sostenible de la tierra son descritos en otros capítulos. Desde la perspectiva de la biodiversidad y la salud del suelo, se dividen en seis categorías principales:

1. Evitar el desmonte de nuevas áreas que contienen vegetación semi–natural o natural

Cuadro 9.5: Gestión sostenible del suelo

La gestión de los servicios ecosistémicos del suelo es una parte fundamental de la gestión de la tierra. La reducción de la alteración del suelo y el aumento de la materia orgánica pueden ayudar a mejorar la salud del suelo, al igual que el uso de variedades de cultivos mejoradas (por ejemplo, variedades de enraizamiento más profundo)[177] cultivos de cobertura,[178] cambios en las rotaciones de cultivos,[179] y en algunos casos enfoques de siembra directa.[180]

Los enfoques para minimizar la erosión del suelo van desde medidas de ingeniería, tales como la creación de terrazas, la construcción de pozos de sedimentos,[181] y la mejora de los cursos de agua hasta medidas vegetativas, tales como enfoques agroforestales, fajas circundantes y cultivos de cobertura.[182] La siembra directa puede mejorar radicalmente las propiedades físicas del suelo superficial.[183] Las medidas para reducir la erosión eólica incluyen el uso de especies resistentes a la sequía, pastoreo rotacional y cortavientos, junto con técnicas de siembra directa o sobre rastrojo.[184]

La reversión de la degradación del suelo y la acumulación de materia orgánica del suelo también ayudaría a mitigar el cambio climático al capturar el carbono atmosférico en el suelo y, al mismo tiempo, mejorar la resiliencia de los sistemas agrícolas.[185]

El aumento del carbono orgánico del suelo en los sistemas de cultivo siempre conlleva un aumento de los rendimientos, especialmente en las zonas con precipitaciones escasas y variables.[186]

La mejor manera de evitar la salinización del suelo es mediante la utilización de agua de riego de alta calidad y la provisión de un drenaje adecuado mediante el uso de tuberías o canales de drenaje; también se pueden necesitar aplicaciones ocasionales de yeso. Prevenir la compactación del suelo requiere una gestión específica del sitio, ya que la restauración puede tardar muchas décadas. La labranza reducida o de conservación a largo plazo se considera un enfoque eficaz en muchas regiones del mundo.[187]

La adopción de medidas de conservación del suelo ha sido con frecuencia lenta. Aunque son cruciales para la salud del suelo a largo plazo, estas medidas a menudo no proporcionan beneficios inmediatos y tangibles a los agricultores; esto es cierto tanto en los sistemas mecanizados intensivos como para los pequeños agricultores del mundo en desarrollo. Por lo tanto, los agricultores no tienen un incentivo directo para adoptar medidas de conservación del suelo, especialmente cuando no tienen la tenencia de la tierra, y se necesitan incentivos más fuertes.[188]

2. Proteger el ecosistema del suelo para maximizar la productividad y minimizar la degradación
3. Mantener áreas de hábitat natural dentro de las áreas gestionadas, incluyendo corredores y pasajes biológicos para apoyar la conectividad del paisaje
4. Garantizar que cualquier uso de recursos naturales renovables como recursos pesqueros, productos forestales no madereros, o pastizales, no exceda los niveles sostenibles
5. Reducción de los impactos del desarrollo económico en las tierras, incluidos los impactos externos, como la contaminación y los daños en el suelo
6. Minimizar la huella total del uso del suelo, incluyendo el uso de la energía y otros recursos, para reducir los impactos sobre la biodiversidad en otras partes del mundo

Hay muchas maneras de alentar y apoyar tales acciones, que van desde instrumentos jurídicos y regulatorios hasta incentivos financieros (incluyendo la eliminación de incentivos perversos), sistemas de certificación voluntaria,[175] sistemas de criterios e indicadores,[176] asesoramiento sobre la mejor gestión y códigos sobre buenas prácticas. Se necesitan servicios de extensión y creación de capacidades para ayudar a los agricultores y otros gestores de tierras a adoptar y ampliar enfoques más sostenibles de la gestión del suelo; este apoyo debe ser coherente y mantenido a largo plazo.

La gestión sostenible de la tierra, el enfoque principal de esta *Perspectiva global de la tierra* y de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD (CNULD)) debe abordar todos los aspectos del uso de la tierra. En las últimas décadas se han realizado enormes esfuerzos, en los que han participado diversos actores, desde administradores de tierras individuales y activistas de la sociedad civil hasta instituciones de investigación y de política mundiales:

- **La gestión sostenible del agua**,[189] o la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), con iniciativas emergentes como la Alianza para la Administración del Agua y la coordinación mundial de la Convención de Ramsar sobre los Humedales y la Asociación Mundial del Agua[190]
- **La gestión forestal sostenible**,[191] con múltiples procesos en marcha, muchos sistemas de certificación voluntarios, códigos de prácticas y liderazgo dentro de la ONU desde la FAO y el Foro sobre Bosques[192]
- **El pastoreo sostenible**,[193] que busca construir sociedades pastorales viables con la Iniciativa Mundial para el Pastoreo Sostenible (WISP) desempeñando un papel clave[194]
- **La agrosilvicultura**,[195] bajo los auspicios de instituciones como el Centro de Investigaciones Forestales Internacionales y el Centro Mundial de Agrosilvicultura[196]

Reunir estas y otras iniciativas similares en un programa de acción global coherente es un paso crucial para avanzar hacia el Programa 2030 para el Desarrollo Sostenible.

3. Restauración

La restauración ecológica es necesaria cuando el ecosistema degradado no puede auto–repararse: se define como «*el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o destruido.*«[197] El objetivo principal de la restauración es restablecer procesos y funciones ecológicas que sean resistentes y adaptables al cambio y que proporcionen servicios ecosistémicos importantes. La restauración mejora la estabilidad y la condición del suelo, la calidad de las aguas superficiales y subterráneas y los valores del hábitat y la biodiversidad; aumenta la estabilidad micro y global del clima y proporciona entretención y beneficios culturales y recreativos a las personas.[198] Los enfoques integrados de paisaje para la restauración de los recursos de tierra y agua brindan oportunidades para una mayor aceptación, minimizando las incompatibilidades y aprovechando las sinergias entre la producción de alimentos y maderera y el suministro de agua, la conservación de la biodiversidad, el suministro de otros servicios ecosistémicos y el alivio de la pobreza.[199]

La restauración de las tierras degradadas también mejorará el flujo de muchos otros servicios ecosistémicos, conservando y mejorando la condición del capital natural.[200] La restauración ecológica también puede proporcionar beneficios económicos.[201] Una estimación reciente es que la restauración de los ecosistemas de pastizales podría proporcionar una relación costes beneficios de hasta 1:35 si se tiene en cuenta el valor monetario del flujo de servicios ecosistémicos adicionales prestados.[202] Además, los beneficios en materia de empleo y las mejoras producidas por la restauración son una parte valiosa de las economías nacionales. Por ejemplo, el sector de la restauración ecológica en Estados Unidos genera directamente cerca de 126 000 puestos de trabajo y 9500 millones de dólares en gastos anuales, y otros 95000 puestos de trabajo y 15 000 millones de dólares de gastos anuales indirectamente.[203]

Muchos ecosistemas ya están en una etapa en la que la supervivencia a largo plazo de las especies y el funcionamiento de los ecosistemas están en peligro y se requiere urgentemente una restauración.[204] Por ejemplo, algunas de las ecorregiones forestales más importantes del mundo han perdido por lo menos el 85 por ciento de sus bosques, a veces quedando tan sólo entre un 1 y un 2 por ciento restante.[205]

La restauración no es generalmente una cuestión de restablecer un ecosistema histórico bien conocido. La amplia modificación de los ecosistemas, en combinación con un cambio global acelerado, conducirá probablemente a la emergencia de ecosistemas novedosos e híbridos, especialmente en los paisajes que han experimentado mayores grados de degradación y, por tanto, son menos resilientes a los cambios rápidos.[206] Por tanto, puede ser poco realista intentar restaurar paisajes aspirando volver al estado anterior a la perturbación;[207] además, puede que no exista un ecosistema de referencia adecuado para guiar la restauración.

La restauración tendrá que considerar las trayectorias futuras del clima, el uso de la tierra, el cambio demográfico y socioeconómico y los cambios en la distribución de las especies. Por ejemplo, las semillas que se obtienen para la restauración deben ser tomadas de especies adecuadas para los futuros climas proyectados en el sitio de restauración, combinadas con semillas de procedencia local.[208] La restauración tendrá que estar más en sintonía con las múltiples funciones de los paisajes[209] con el fin de satisfacer las necesidades de los ecosistemas y paisajes para poder suministrar múltiples servicios ecosistémicos,[210]incluyendo una amplia gama de valores culturales y sociales.[211] Además, los programas de restauración exitosos, como

Cuadro 9.6: Importante recuperación forestal en Corea del Sur

Hace treinta y cinco años, Corea del Sur tenía un PIB no muy diferente de Kenia o Tanzania. Hoy en día, el salario medio es casi igual al de Australia. En tan solo una generación, Corea del Sur ha alcanzado un puesto entre las naciones más ricas del mundo. El enorme esfuerzo invertido en la restauración ecológica es una de las razones de este éxito. El país sufrió una degradación ambiental devastadora durante la Segunda Guerra Mundial y la posterior guerra civil, dejando a la ecología en una situación crítica; la mayoría de los bosques desaparecieron como resultado de los conflictos y la recolección de leña. Desde entonces, el gobierno coreano ha emprendido uno de los programas de recuperación forestal más espectaculares de la historia,[221]reforestando 2,8 millones de hectáreas e incrementando el volumen de madera en crecimiento 12 veces,[222] por lo que una gran parte de la superficie del país se encuentra ahora cubierta de bosques en pleno crecimiento. Corea ha desarrollado un sistema de áreas protegidas que abarca 16 000 km^2 y goza de enorme popularidad en una sociedad muy urbanizada; en 2007, los parques nacionales recibieron 38 millones de visitantes, de los cuales el 99 por ciento eran del propio país.[223]

las 300 000 hectáreas de bosques de acacias y miombo restauradas en la región de Shinyanga, en Tanzania, son llevados a cabo por mucho más que la experiencia técnica, y el éxito es facilitado por una mezcla compleja de personalidades, políticas de apoyo y cuestiones relacionadas a las políticas de género, los conocimientos e instituciones tradicionales, y la participación.[212] Cada caso es único y no existe un solo modelo para el éxito.

En los sistemas de producción ganadera sudafricanos, la restauración de diversos pastizales con valor de conservación benefició a los ingresos agrícolas a largo plazo al aumentar los rendimientos del heno.[213] Además, los beneficios económicos potenciales de otros servicios ecosistémicos en el área restaurada superan en una proporción de 7:1 los beneficios del pastoreo intensivo.[214]

Una característica visible en muchos paisajes es el abandono de tierras agrícolas menos productivas y marginales. Se estima que las tierras agrícolas de baja productividad[216] y marginales, caracterizadas por los bajos insumos de agroquímicos, bajos niveles de mecanización y alta dependencia del trabajo manual, comprenden el 60 por ciento de las tierras de cultivo a nivel mundial. Los factores de abandono son el envejecimiento y la disminución de las poblaciones rurales, la mecanización, la lejanía de los mercados y el aumento de la productividad de la agricultura en otros lugares; las poblaciones rurales de toda Europa han disminuido en un 17 por ciento desde 1961, con algunas en las zonas rurales montañosas de la región mediterránea disminuyendo en más del 50 por ciento.[217]

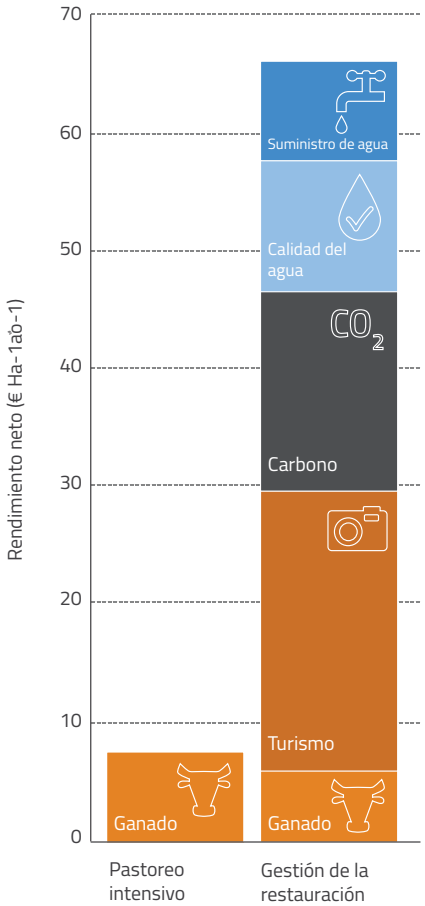


Figura 9.1: Restauración de tierras de pastoreo en Sudáfrica: Adaptado de [214]

Una opción es permitir que estas tierras abandonadas «vuelvan a ser silvestres» mediante una ayuda pasiva a la regeneración natural de bosques y otros hábitats naturales, eliminando gradualmente el control e influencia humana.[218] El abandono no se limita a los países más ricos: más de 360 000 km^2 de las tierras abandonadas en América Latina y el Caribe fueron reforestadas naturalmente entre 2001 y 2010.[219] El «retorno a la vida silvestre» no es un tema sin controversia. Los paisajes agrícolas europeos poseen importantes valores culturales e históricos[220] y algunas personas muestran resistencia a los paisajes silvestres en parte debido a su vinculación con el aumento de poblaciones de grandes carnívoros. Un enfoque equilibrado de la planificación del paisaje, que incluye la tierra retornada a la vida silvestre como parte de los paisajes agrícolas multifuncionales, proporcionará múltiples servicios ecosistémicos y será más probable que sea aceptado por la sociedad.

CONCLUSIÓN: ENFOQUES DE PAISAJE

Estos tres elementos –la conservación, la gestión sostenible y la restauración– son partes integrantes de un único marco de gestión coherente, comúnmente conocido como el enfoque de paisaje definido como: *Un marco conceptual en el que las partes interesadas en un paisaje tratan de conciliar objetivos sociales, económicos y ambientales contrapuestos.*[224]

Para operar en una escala relativamente grande, con lo que inevitablemente será una amplia gama de intereses contrapuestos, en su núcleo el enfoque de paisaje implica la negociación de concesiones entre las diferentes partes interesadas. Garantizar que la conservación de la biodiversidad y la protección de una serie de servicios ecosistémicos perduren frente a intereses más estrechos y personales requiere un compromiso a largo plazo, un liderazgo fuerte y localmente arraigado, políticas y orientación claras y la provisión de un financiamiento adecuado mediante donaciones, dinero público e inversiones privadas.

Cuadro 9.7: Elementos y catalizadores del enfoque de paisaje[225]

1. Las partes interesadas se reúnen para el diálogo y la acción en una plataforma de múltiples interesados.
2. Ellos inician un proceso sistemático para intercambiar información y discutir perspectivas procurando alcanzar un entendimiento compartido de las condiciones del paisaje, los desafíos y las oportunidades.
3. Esto permite que un liderazgo y planificación basados en la colaboración desarrollen un plan de acción sistémico acordado y a largo plazo .
4. A continuación, las partes interesadas aplican el plan con cuidado para mantener los compromisos de colaboración.
5. Las partes interesadas también llevan a cabo una supervisión de la gestión adaptativa y la rendición de cuentas, que es introducido en las próximas rondas de diálogo, intercambio de conocimientos y el diseño de una nueva acción colaborativa.
6. El éxito se ve catalizado por la buena gobernanza, la planificación a largo plazo y el acceso a una financiación y mercados adecuados y sostenibles, todos ellos presentados en la tercera parte de esta *Perspectiva.*

© Jewel Chakma

REFERENCIAS

1 Wilson, E.O. (ed.) 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC.

2 FAO. 2015. Revised World Soil Charter. Retrieved from http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/GSP/docs/ITPS_Pillars/annexVII_WSC.pdf, accessed May 10, 2017.

3 FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. FAO and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome.

4 Barbier, E. and Hochard, J. 2016. Does land degradation increase poverty in developing countries? PLoS ONE **11**: 12–15.

5 Davies, J. 2017. The business case for soil. Nature **543**: 309-311.

6 The World Bank. 2012. Carbon Sequestration in Agricultural Soils. Washington, DC.

7 Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., et al. 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. SOIL **1**: 665-685.

8 Definition of soil from glossary of the Soil Science Society of America: https://www.soils.org/publications/soils-glossary/ accessed April 12, 2017.

9 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

10 Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., et al (eds.). 2016. Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

11 Montgomery, D. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences **104**: 13268-13272.

12 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

13 Ravi, S., D'Odorico, P., Breshears, D.D., Field, J.P., Goudie, A.S., et al. 2011. Aeolian processes and the biosphere. Reviews of Geophysics, **449** (3): RG 3001.

14 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

15 Ibid.

16 Don, A., Schumacher, J., and Freibauer, A. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. Global Change Biology **17**: 1658-1670.

17 Guo, L.B. and Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta-analysis. Global Change Biology **8** (4): 345-360.

18 Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Oliveira Cruz Aragão, L.E., et al. 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. Global Environmental Change **20**: 3713-3726.

19 Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., et al. 2015. Global soil organic carbon assessment. Global Food Security **6**: 9-16.

20 Don, A., Schumacher, J., and Freibauer, A. 2011. Op. cit.

21 Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., et al. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—Carbon response functions as a model approach. Global Change Biology **17**: 2415-2427.

22 Ibid.

23 West, P.C., Gibbs, H.K., Monfreda, C., Wagner, J., Barford, C.C., et al. 2010. Trading carbon for food: Global comparison of carbon stocks vs. crop yields on agricultural land. Proceedings of the National Academy of Sciences **107**: 19645-19648.

24 Bailey, K.L. and Lazarovits, G. 2003. Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments. Soil and Tillage Research **72** (2): 169-180.

25 Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., and Curtis, P.S. 2011. Fire effects on temperate forest soil C and N storage. Ecological Applications **21**:1189-1201.

26 Hooijer, A., Page, S., Canadell, J.G., Silvius, M., Kwadijk, J., et al. 2010. Current and future CO_2 emissions from drained peatlands in Southeast Asia. Biogeosciences **7**: 1505-1514.

27 Tubiello, F.N., Biancalani, R., Salvatore, M., Rossi, S., and Conchedda, G. 2016. A worldwide assessment of greenhouse gas emissions from drained organic soils. Sustainability **8**: 371.

28 Joosten, H. 2010. The Global Peatland CO_2 Picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wetlands International.

29 Bouwman, L., Goldewijk, K.K., Van Der Hoek, K.W., Beusen, A.H.W., Van Vuuren, D.P., et al. 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-1950 period. Proceedings of the National Academy of Sciences **110**: 20882-20887.

30 Tan, Z.X., Lal, R., and Wiebe, K. D. 2005. Global soil nutrient depletion and yield reduction. Journal of Sustainable Agriculture **26**, 123-146.

31 Metternicht, G.I. and Zinck, J.A. 2003. Remote sensing of soil salinity: Potentials and constraints. Remote Sensing of Environment **85**: 1-20.

32 Qadir, M., Quillerou, E., Nangia, V., Murtaza, G., Singh, M., et al. 2014. Economics of salt-induced land degradation and restoration. Natural Resources Forum **28**: 282-295.

33 Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., and van der Heijden, M.G.A. 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. Proceedings of the National Academy of Sciences **11** (14): 5266-5270.

34 Bardgett, R.D. and van der Putten, W.H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. Nature **515**: 505-511.

35 Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., et al. (eds.) 2016. Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

36 FAO and ITPS. 2015. Op. cit.

37 Wolters, V., Silver, W., Coleman, D.C., Lavelle, P., Van der Putten, W.H., et al. 2000. Global change effects on above- and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: Interactions and implications for ecosystem functioning. Bioscience, **50**: 1089-1098.

38 Brussaard, L., de Ruiter, P.C., and Brown, G.G. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment **121**: 233-244.

39 Hooper, D.U., Dangerfield, J.M., Brussaard, L., Wall, D.H., Wardle, D.A., et al. 2000. Interactions between above and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems, patterns, mechanisms, and feedbacks. Bioscience **50**: 1049-1061.

43 Pierzynski, G.M., Sims, J.T., and Vance, G.F. 2005. Soils and Environmental Quality, Third Edition. Taylor and Francis, Boca Raton, FL, USA.

44 Joint Research Center. 2014. Progress in the management of contaminated sites in Europe. Reference report by the Joint Research Centre of the European Commission.

45 Office of Land and Emergency Management. 2014. Protection and Restoring Land, Making a visible difference in communities, OSWER FY14 End of Year Accomplishments Report, Executive Summary.

46 United States Environmental Protection Agency. 2016. https://www.epa.gov/superfund, accessed May 10, 2017.

47 von Uexküll, H.R. and Mutert, E. 1995. Global extent, development and economic impact of acid soils. Plant and Soil **171**: 1-15.

48 Kochian, L.V., Piñeros, M.A., Liu, J., and Magalhaes, J.V. 2015. Plant adaptation to acid soils: The molecular basis for crop aluminum resistance. Annual Review of Plant Biology **66**: 571-598.

49 Hartge, K.H., and Horn, R. 2016. Essential Soil Physics. Schweizerbart Science Publ. ISBN: 978-3-510-65339-3

50 Verbist, K., Cornelis, W. M., Schiettecatte, W., Oltenfreiter, G., Van Meirvenne, M., & Gabriels, D. 2007. The influence of a compacted plow sole on saturation excess runoff. Soil and Tillage Research, **96**: 292-302.

51 Horn, R. 2011. Management effects on soil properties and functions. 447-455. In: Glinski, J., Horabik, J., and Lipiec, J. (eds.) Encyclopedia of Agrophysics. Springer Verlag, Dordrecht.

52 Riggert, R., Fleige, F., Kietz, B., Gaertig, T., and Horn, R. 2016. Stress distribution under forestry machinery and consequences for soil stability. Soil Science Society of America Journal **80** (1): 38-47.

53 Krümmelbein, J., Horn, R., and Pagliai, M. 2013. Soil degradation. Advances in Geoecology **42**. ISBN: 978-3-923381-59-3.

54 Dörner, J. and Horn, R. 2006. Anisotropy of pore functions in structured stagnicluvisols in the weichselian moraine region in Northern Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science **169**: 213-220.

55 Beylich, A., Oberholzer, H.R., Schrader, S., Höpper, H., and Wilke, B.M. 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. Soil and Tillage Research **109** (2): 133-143.

56 Duttmann, R., Schwanebeck, M., Nolde, M., and Horn, R. 2014. Predicting soil compaction risks related to field traffic during silage maize harvest. Soil Science Society of America Journal **78** (2): 408-421.

57 Haas, C., Holthusen, D., Mordhorst, A., Lipiec, J., and Horn, R. 2016. Elastic and plastic soil deformation and its influence on emission of greenhouse gases. International Agrophysics **30**: 173-184.

58 Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., and Hongwen, L. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. International Journal of Agricultural and Biological Engineering **3** (1), 1-25.

59 Darwish, T., Faour, G., and Khawlie, M. 2004. Assessing soil degradation by land use-cover change in coastal Lebanon. Lebanese Science Journal **5** (N1) 45-59.

60 Amundson, R., Berhe, A.A., Hopmans, J.W., Olson, C., Sztein, A.E, et al. 2015. Soil and human security in the 21st century. Science **348** (6235): 1261071-1261071.

61 Gadgil, M. and Guha, R. 1992. This Fissured Land: An ecological history of India. Oxford University Press. New Delhi.

62 Dudley, N., Schlaepfer, R., Jackson, W., Jeanrenaud, J.P., and Stolton, S. 2006. Forest Quality: Assessing forests at a landscape scale. Earthscan, London.

63 Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. Science **333**: 988-993.

64 Lanly, J.P. 1982. Tropical forest resource, FAO Forestry Paper No. 30. FAO, Rome.

65 Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Grainger, A., et al. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. Forest Ecology and Management **352**: 9-20.

66 Sloan, S. and Sayer, J.A. 2015. Forest Resource Assessment of 2015 shows positive trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries. Forest Ecology and Management **352**: 134-145.

67 Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., et al. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems, Science Advances **1** (2) e1500052.

68 Taylor, R., Dudley, N., Stolton, S., and Shapiro, A. 2015. Deforestation fronts: 11 places where most forest loss is projected between 2010 and 2030. XIV World Forestry Congress, Durban South Africa, 7-11 September 2015.

69 Ceballos, G. and Garcia, A. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in western Mexico, Conservation Biology **9** (6): 1349-1353.

70 The Nature Conservancy, Fundación Vida Silvestre Argentina, Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco and Wildife Conservation Society Bolivia. 2005. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

71 Ibid.

72 Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, A., et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science **342** (6160): 850-853.

73 Information prepared by Asociación Guyra Paraguay, with support from Iniciativa Redes Chaco – AVINA, Alianza Ecosistemas and the Programa WCS-USAID ‹Ka'aguy Reta: Bosques y Desarrollo."

74 Monitoreo Ambiental del Chaco Sudamericano, Guyra Paraguay 2012; and Romero, S. 2012. Vast tracts of Paraguay forest being replaced by ranches, New York Times, March 24, 2012.

75 Gaspari, N.I. and Grau, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007), Forest Ecology and Management **258**: 913-921.

76 Semino, S., Rulli, J., and Joensen, L. 2006. Paraguay Sojero: Soy expansion and its violent attack on local and indigenous communities in Paraguay: Repression and resistance. Grupo de Reflexión Rural, Argentina.

77 Steininger, M.K., Tucker, C.J., Ersts, P., Killeen, T.J., Villegas, Z., et al. 2002. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forests in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. Conservation Biology **15** (4): 856-866.

78 Killeen, T.J., Calderon, V., Soria, L., Quezada, B., Steininger, M.K., et al. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia, Ambio **36** (7): 600-606.

79 Dudley, N. and Stolton, S. 2003. Biological Diversity, Tree Species Composition and Environmental Protection in Regional FRA-2000. Geneva Timber and Forest Discussion Paper 33, UNECE and FAO, Geneva.

80 Pyne, S. 1994. Maintaining focus: An introduction to anthropogenic fire. Chemosphere **29** (5): 889-911.

81 Milchunas, D.G., Sala, O.E., and Lauenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. The American Naturalist **132** (1): 87-106.

82 Musil, C.F., Milton, S.J., and Davis, G.W. 2005. The threat of alien invasive grasses to lowland Cape floral diversity: An empirical appraisal of the effectiveness of practical control strategies. South African Journal of Science **101**: 337-344.

83 McLaughlin, A. and Mineau, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. Agriculture, Ecosystems and the Environment **55** (3): 201-212.

84 D'Antonio, C.M. and Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. Annual Review of Ecological Systematics **23**: 63-87.

85 Bobbink, R., Hornung, M., and Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology **86**: 717-738.

86 Hansen, M.C., Stehman, S.V., and Potapov, P.V. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. Proceedings of the National Academy of Sciences **107** (19): 8650-8655.

87 Gilroy, J.J., Prescott, G.W., Cardenas, J.S., González del Pliego Castañeda, P., Sánchez, A., et al. 2015. Minimizing the biodiversity impact of Neotropical oil palm development. Global Change Biology **21** (4): 1531-1540.

88 International Trade Centre. 2011. Cotton and Climate Change: Impacts and Options to Mitigate and Adapt. Geneva.

89 Fahey, B. and Jackson, R. 1997. Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. Agricultural and Forest Meteorology **84**: 69-82.

90 Fargione, J.E., Cooper, T.R., Flaspohler, D.J., Hill, J., Lehman, C., et al. 2009. Bioenergy and wildlife: Threats and opportunities for grassland conservation. Bioscience **59**: 767-777.

91 Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Verón, S.R., et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia, **47**: 47-61.

92 Schrag, A.M. and Olimb, S. 2012. Threats assessment for the Northern Great Plains Ecoregion. WWF US, Bozeman, Montana.

93 Biggs, R., Simons, H., Bakkenes, M., Scholes, R.J., Eickhout, B., et al. 2008. Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. Global Environmental Change **18**: 296-309.

94 Chuluun, T. and Ojima, D. 2002. Land use change and carbon cycle in arid and semi-arid lands of East and Central Asia. Science in China **45** (supplement): 48-54.

95 Williams, N.S.G., McDonnell, M.J., and Seagar, E.J. 2005. Factors influencing the loss of an endangered ecosystem in an urbanising landscape: A case study of native grasslands from Melbourne, Australia. Landscape and Urban Planning **7**: 35-49.

96 Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., et al. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. Journal of Environmental Management **91**: 22-46.

97 Faber-Langendoen, D. and Josse, C. 2010. World Grasslands and Biodiversity Patterns. NatureServe, Arlington, VA, USA.

98 Dixon, A.P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., and Loucks, C.J. 2014. Distribution mapping of world grassland types. Journal of Biogeography **41** (11): 2003-2019.

99 Brown, E., Dudley, N., Lindhe, A., Muhtaman, D.R., Stewart, C., et al. (eds.) 2013. Common guidance for the identification of High Conservation Values. HCV Resource Network, Oxford.

100 Bilenca, D. and Miñarro, F. 2004. Identifiación de Areas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil. Fundacion Silvestre, Buenis Aires, Argentina.

101 Veldman, J.W., Overbeck, G.E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., et al. 2015. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. BioScience **65**: 1011-1018.

102 White, R.P., Murray, S., and Rohweder, M. 2000. Grassland Ecosystems, Pilot Analysis of Global Ecosystems (PAGE). World Resources Institute, Washington, DC.

103 Henwood, W.D. 2010. Towards a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. Great Plains Research **20**: 121-134.

104 Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., et al. 2014. Protected Planet Report 2014. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

105 Veldman, J.W., Overbeck, G.E., Negreiros, D., Mahy, G. Le Stradic, S., et al. 2015. Op. cit.

106 Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., et al. 2015. The soy moratorium: Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. Science **347** (6220): 377-378.

107 McAlpine, C.A., Fearnside, P.M., Seabrook, L., and Laurance, W.F. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. Global Environmental Change **19**: 21-33.

108 White, R.P., Murray, S., and Rohweder, M. 2000. Op. cit.

109 Blench, R. and Sommer, F. 1999. Understanding Rangeland Biodiversity. Working Paper number 121, Overseas Development Institute, London.

110 Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., et al. 2006. Livestock's Long Shadow: Environmental issues and options. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.

111 Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R.K., and Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. Basic and Applied Ecology **6** (1): 25-33.

112 Norton, D.A., Espie, P.R., Murray, W., and Murray, J. 2006. Influence of pastoral management on plant diversity in a depleted short tussock grassland, Mackenzie Basin. New Zealand Journal of Ecology **33** (3): 335-344.

113 Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F., and Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology **179** (1): 83-91.

114 Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., et al. 2005. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. Biological Review **81**: 162-182.

115 Strayer, D.L. and Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. Journal of the North American Benthological Society **29**: 344-358.

116 Mauerhofer, V., Kim, R.E., and Stevens, C. 2015. When implementation works: A comparison of Ramsar Convention implementation in different continents. Environmental Science and Policy **51**: 95-105.

117 Davidson, N. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research **65**: 934941.

118 Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., et al. 2015. State of the World's Wetlands and their Services to People: A compilation of recent analyses. Ramsar Convention Briefing Note **7**. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

119 Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Harrison, I., Farrell, T., Sáenz, L, et al. 2015. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. Global Environmental Change **34**: 108-118.

120 Dixon, M.J.R., Loh, J., Davidson, N.C., Beltrame, C., Freeman, R., et al. 2016. Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. Biological Conservation **193**: 27-35.

121 Darwall, W., Smith, K., Allen, D., Seddon, M., Mc Gregor Reid, G., et al. 2008. Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat. In: Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C., and Stuart, S.N. (eds.) The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland.

122 Smith, K.G., Barrios, V., Darwall, W.R.T., and Numa, C. (eds.) 2014. The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in the Eastern Mediterranean. IUCN, Cambridge, UK, Malaga, Spain and Gland, Switzerland.

123 Frenken, K. (ed.). 2009. Irrigation in the Middle East region in figures. AQUASTAT Survey – 2008. FAO Water Reports number 34, Rome, Italy.

124 Voss, K.A., Famiglietti, J.S., Lo, M., Linage, C., Rodell, M, et al. 2013. Groundwater depletion in the Middle East from GRACE with implications for transboundary water management in the Tigris-Euphrates-Western Iran region. Water Resources Research **49** (2):904-914. Quoted in Smith, K.G., Barrios, V., Darwall, W.R.T., and Numa, C. (eds.) 2014. Op. cit.

125 Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A.E., MacDonald, G.K., Zarfl, C, et al. 2015. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. Environmental Research Letters **10** (1): 015001 1-15.

126 Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., and Tockner, K. 2015. A global boom in hydropower dam construction. Aquatic Sciences **77**: 161-170.

127 Barthem, R. and Goulding, M. 1997. The catfish connection: Ecology, migration and conservation of Amazon predators. Columbia University Press, New York.

128 Finer, M. and Jenkins, C.N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. PLOS One **7** (4): 335126.

129 Almeida, O., Lorenzen, K., and McGrath, D. 2003. The commercial fishing sector in the regional economy of the Brazilian Amazon. The Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, February 11-14, 2003, Phnom Penh, Cambodia.

130 O'Connor, J.E., Duda, J.J., and Grant, G.E. 2015. 1000 dams down and counting. Science **348** (6234): 496-497.

131 Marris. E. 2011. Rambunctious Garden: Saving nature in a post-wild world. Bloomsbury USA, New York.

132 Ceballos, G., Ehrlich,P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., et al. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances **1**: 5.

133 Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abel, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., et al. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution and protection. Science **344** (6187): 987.

134 Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., et al. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science **353** (6296): 288-291.

135 Oliver, T.H. 2016. How much biodiversity loss is too much? Science **353** (6296): 220-221.

136 WWF. 2016. Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. WWF International, Gland, Switzerland.

137 Collen, B., McRae, L., Deinet, S., De Palma, A., Carranza, T., et al. 2011. Predicting how populations decline to extinction. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences **366** (1577): 2577-2586.

138 Baillie, J.E.M., Griffiths, J., Turvey, S.T., Loh J., and Collen, B. 2010. Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates. Zoological Society of London, London; and Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Boehm, M., Brooks, T.M., et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. Science **330** (6010): 1503-1509.

139 Rao, M. and Larsen, T. 2010. Ecological consequences of extinction. Lessons in Conservation: 5-53.

140 Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, M.E., Power, M.E., Berger, J., et al. 2011. Trophic downgrading of Planet Earth. Science **333**: 301-306.

141 Reich, P.B., Tilman, D., Isbell, F., Mueller, K., Hobbie, S.E., et al. 2012. Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades. Science **336**: 589-592.

142 Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., et al. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. Nature **486** (7401): 105-108.

143 Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., and Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. Global Ecology and Biogeography **19** (5): 589-606.

144 Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

145 Crosby, A. 1986. Ecological Imperialism: The biological expansion of Europe, 900-1900. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

146 Watson, J.E.M., Shanahan, D.F., Di Moreno, M., Allan, J., Laurance, W.F., et al. 2016. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. Current Biology **26**: 1-6.

147 Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., et al. 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. Science **328** (5982): 1164-1168.

148 de Carvalho, W. D., & Mustin, K. 2017. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. Nature Ecology & Evolution, 1, 0100.

149 Maretti, C.C., Riveros Salcedo, J.C., Hofstede, R., Oliveira, D., Charity, S., et al. 2014. State of the Amazon: Ecological Representation in Protected Areas and Indigenous Territories. WWF Living Amazon Initiative, Brasília and Quito.

150 Macedo, M. and Castello. L. 2015. State of the Amazon: Freshwater Connectivity and Ecosystem Health. WWF Living Amazon Initiative, Brasília, Brazil.

151 Hoorn, C. and Wesselingh, F. (eds.) 2011. Amazonia, Landscape and Species Evolution: A Look into the Past, John Wiley and Sons.

152 Macedo, M. and Castello, L. 2015. Op. cit.

153 Iriarte, V. and Marmontel, M. 2013. River dolphin (Inia geoffrensis, Sotalia fluviatilis) mortality events attributed to artisanal fisheries in the Western Brazilian Amazon. Aquatic Mammals **39** (1): 116-124.

154 Gomez-Salazar, C., Trujillo, F., Portocarrero, M., and Whitehead, H. 2012. Population density estimates and conservation of river dolphins (Inia and Sotalia) in the Amazon and Orinoco river basins. Marine Mammal Science **28** (1): 1748-1762.

155 Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J. L., Sheil, D., et al. 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. Proceedings of the National Academy of Sciences **110** (21), 8349-8356.

156 Locke, H. 2013. Nature needs half: A necessary and hopeful new agenda for protected areas. PARKS **19** (2): 13-21.

157 Dudley, N. 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland, Switzerland.

158 Ibid.

159 Chatterjee, S., Gokhale, Y., Malhotra, K.C., and Srivastava, S. 2004. Sacred groves in India: An overview. Indira Gandhi Rashtriya Manav Sangrahalaya, Bhopal.

160 McMillen, H.L., Ticktin, T., Friedlander, A., Jupiter, S.D., Thaman, R., et al. 2014. Small islands, valuable insights: Systems of customary resource use and resilience to climate change in the Pacific. Ecology and Society **19** (4): 44.

161 Khalil Suleiman, M., Saleh, W., Hashemi, M., and Bhat, N.R. (eds.) 2013. Proceedings of an International Workshop: Towards an Implementation Strategy for the Human Integrated Management Approach Governance System. Kuwait Institute for Scientific Research, Kuwait City.

162 Schama, S. 1995. Landscape and Memory. HarperCollins, London.

163 Dudley, N., Bhagwat, S., Higgins-Zogib, L., Lassen, B., Verschuuren, B., et al. 2010. Conservation of biodiversity in sacred natural sites in Asia and Africa: A review of scientific literature. In: Verschuuren, B., Wild, R., McNeely, J., and Oviedo, G. (eds.) Sacred Natural Sites. Earthscan, London: pp. 19-32.

164 UNEP-WCMC and IUCN. 2016. Protected Planet Report 2016. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge, UK and Gland, Switzerland.

165 Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M., et al. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. Biological Conservation **161** (0): 230-238.

166 Dudley, N., Stolton, S., and Elliott, W. 2013. Wildlife crime poses unique challenges to protected areas. PARKS **19** (1): 7-12.

167 Mascia, M.B., Pailler, S., Krithivasan, R., Roschchanka, V., Burns, D., et al. 2014. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. Biological Conservation **169**: 355-361.

168 Brooke, C. 2008. Conservation and adaptation to climate change. Conservation Biology **22**: 1471-1476.

169 Stolton, S. and Dudley, N. (eds.) 2010. Arguments for Protected Areas. Earthscan, London.

170 Shahabuddin, G. and Rao, M. 2010. Do community-conserved areas effectively conserve biological diversity? Global insights and the Indian context. Biological Conservation **143**: 2926-2936.

171 Jonas, H., Barbuto, V., Jonas, H.C., Kothari, A., and Nelson, F. 2014. New steps of change: Looking beyond protected areas to consider other effective area based conservation measures. PARKS **20** (2): 111-128.

172 Woodley, S., Bertzky, B., Crawhall, N., Dudley, N., Miranda Londoño, J., et al. 2012. Meeting Aichi Target 11: What does success look like for protected area systems? PARKS **18** (1): 23-36.

173 Plieninger, T., van der Horst, D., Schleyer, C., and Bieling, C. 2014. Sustaining ecosystem services in cultural landscapes. Ecology and Society **19** (2): 59.

174 Kremen, C. 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. Annual New York Academy of Sciences **1355** (1): 52-76.

175 Potts, J., Lynch, M., Wilkings, A., Huppé, G., Cunningham, M., et al. 2014.The State of Sustainability Initiatives Review 2014: Standards and the Green Economy. International Institute for Environment and Development, London.

176 MCPFE and UNECE/FAO. 2003. State of Europe's Forests 2003: The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe, Vienna and Geneva.

177 Kell, D. 2012. Large-scale sequestration of atmospheric carbon via plant roots in natural and agricultural ecosystems: Why and how. Philosophical Transactions of the Royal Society, B. **367**: 1589-1597.

178 Poeplau, C. and Don, A. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment **200**: 33-41.

179 Burney, J.A., Davis, S.J., and Lobell, D.B. 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. Proceedings of the National Academy of Sciences **107**: 12052-12057.

180 West, T.O. and Post, W.M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. Soil Science Society of America Journal, **66**: 1930-1940.

181 Pansak, W., Hilger, T.H., Dercon, G., Kongkaew, T., and Cadisch, G. 2008. Changes in the relationship between soil erosion and N loss pathways after establishing soil conservation systems in uplands of Northeast Thailand. Agriculture, Ecosystems and Environment **128** (3): 167-176.

182 Agus, F. and dan Widianto. 2004. Practical guidelines for upland soil conservation (Petunjuk praktis konservasi tanah lahan kering). Bogor, World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia.

183 Alvarez, C.R., Taboada, M.A., Gutierrez Boem, F.H., Bono, A., Fernandez, P.L., et al. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil Science Society of America Journal **73**: 1242-1250.

184 Fryrear, D.W. and Skidmore, E.L. 1985. Methods for controlling wind erosion. In: Follett, R.F. and Stewart, B.A. (eds). Soil Erosion and Crop Productivity. CABI.

185 Amanullah, Khan, S.U., Iqbal, A., and Fahad, S. 2016. Growth and productivity response of hybrid rice to application of animal manures, plant residues and phosphorus. Frontiers in Plant Sciences **7**: 1440.

186 Branca, G., Lipper, L., McCarthy, N., and Jolejole, M.C. 2013. Food security, climate change, and sustainable land management. A review. Agronomy for Sustainable Development **33**: 635-650.

187 Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., and Hongwen, L. 2010. Op. cit.

188 Hammad, A. and Børresen, T. 2006. Socioeconomic factors affecting farmers' perceptions of land degradation and stonewall terraces in central Palestine. Environmental Management **37**: 380-394.

189 GWP Technical Committee. 2004. Catalyzing Change: A handbook for developing integrated water resources management (IWRM) and water efficiency strategies. Global Water Partnership, Stockholm.

190 http://www.gwp.org/ accessed May 10, 2017.

191 Von Gadow, K., Pukkala, T., and Tomé, M. (eds.) 2000. Sustainable Forest Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

192 https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2016/12/UNSPF_AdvUnedited.pdf accessed May 10, 2017.

193 Dong, S., Wen, L., Liu, S., Zhang, X., Lassoie, J.P., et al. 2011. Vulnerability of worldwide pastoralism to global changes and interdisciplinary strategies for sustainable pastoralism. Ecology and Society **16** (2): 10.

194 https://www.iucn.org/theme/ecosystem-management/our-work/global-drylands-initiative/iucns-work-drylands/world-initiative

195 Nair, P.K.R. 1985. Classification of agroforestry systems. Agroforestry Systems **3**: 97-128.

196 http://www.worldagroforestry.org/ accessed May 10, 2017.

197 Society for Ecological Restoration. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tuscon.

198 Alexander, S., Aronson, J., Whaley, O., and Lamb, D. 2016. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. Ecology and Society **21** (1): 34.

199 Estrada-Carmona, N., Hart, A.K., DeClerck, F.A.J., Harvey, C.A., and Milder, J.C. 2014. Integrated landscape management for agriculture, rural livelihoods, and ecosystem conservation: An assessment of experience from Latin America and the Caribbean. Landscape and Urban Planning **129**: 1-11.

200 Barral, M.P., Rey Benayas, J.M., Meli, P., and Maceira, N.O. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment **202**: 223-231.

201 Blignaut, J., Aronson, J., and de Wit, M. 2014. The economics of restoration: Looking back and leaping forward. Annals of the New York Academy of Sciences **1322**: 35-47.

© Мартин Тасев

202 de Groot, R.S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., et al. 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. Conservation Biology **27**: 1286-1293.

203 BenDor, T., Lester, T.W., Livengood, A., Davis, A., and Yonavjak, L. 2015. Estimating the size and impact of the ecological restoration economy. PLoS ONE **10**: e0128339.

204 Aronson, J. and Alexander, S. 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. Restoration Ecology. **21** (3): 293-296.

205 Dudley, N. and Mansourian, S. 2003. Forest Landscape Restoration and WWF's Conservation Priorities. WWF International, Gland, Switzerland.

206 Hobbs, R.J., Higgs, E., and Harris, J.A. 2009. Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. Trends in Ecology and Evolution **24**: 599-605.

207 Seabrook, L., McAlpine, C.A., and Bowen, M.E. 2011. Restore, repair or reinvent: Options for sustainable landscapes in a changing climate. Landscape and Urban Planning **100**: 407-410.

208 Breed, M.F., Stead, M.G., Ottewell, K.M., Gardner, M.G., and Lowe, A.J. 2013. Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. Conservation Genetics **14**: 1-10.

209 Shackelford, N., Hobbs, R.J., Burgar, J.M., Erickson, T.E., Fontaine, J.B., et al. 2013. Primed for change: Developing ecological restoration for the 21st century. Restoration Ecology **21**:297-304.

210 Bullock, J.M., Pywell, R.F., and Walker, K.J. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. Journal of Applied Ecology **44**: 6-12.

211 Petursdottir, T., Aradottir, A.L., and Benediktsson, K. 2013. An evaluation of the short-term progress of restoration combining ecological assessment and public perception. Restoration Ecology **21**: 75-85.

212 Barrow, E. 2014. 300,000 hectares restored in Shinyanga, Tanzania – but what did it really take to achieve this restoration? SAPIENS **7** (2).

213 Bullock, J.M., Pywell, R.F., and Walker, K.J. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. Journal of Applied Ecology **44**: 6-12.

214 Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F., and Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. Trends in Ecology and Evolution **26**: 541-549.

215 Ibid.

216 Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., and Lindborg, R. 2014. Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. Frontiers in Ecology and the Environment **12**: 288-296.

217 Navarro, L.M. and Pereira, H.M. 2012. Rewilding abandoned landscapes in Europe. Ecosystems **15**: 900-912.

218 Corlett, R.T. 2016. Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world. Trends in Ecology and Evolution **31**: 453-462.

219 Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., et al. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). Biotropica **45**: 262-271.

220 Linnell, J.D.C., Kaczensky, P., Wotschikowsky, U., Lescureux, N., and Boitani, L. 2015. Framing the relationship between people and nature in the context of European conservation. Conservation Biology **29**: 978-985.

221 Eckholm, E. 1979. Planting for the future: Forestry for human needs. Worldwatch Paper 26. Worldwatch Institute, Washington, DC.

222 Convention on Biological Diversity, Korea Forest Service and Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (Germany). Undated. Lessons learned from the Republic of Korea's National Reforestation Programme. Seoul, Berlin and Montreal.

223 Korea National Parks System and IUCN. 2009. Korea's Protected Areas: Evaluating the Effectiveness of South Korea's protected areas system. Seoul and Gland, Switzerland.

224 Chatterton, P., Ledecq, T., and Dudley, N. (eds.) 2016. WWF Landscape Elements: Steps to achieving integrated landscape management. WWF, Vienna.

225 Drawing on Denier, L., Scherr, S.J., Shames, S., Chatterton, P., Hovani, L., et al. 2015. The Little Sustainable Landscapes Book. Global Canopy Programme, Oxford.