



# Ecosistemas y biodiversidad ante el cambio climático



---

● La importancia de los servicios ecosistémicos para la vida humana y su rol en las estrategias de adaptación y mitigación al cambio climático

---

● Ecosistemas de América Latina y el Caribe, principales servicios que brindan, causas de su degradación y sectores económicos asociados

---

● Políticas para la conservación y la restauración de los ecosistemas. Factores relevantes para su efectividad

# Mensajes clave

1

La vida humana es posible gracias a los servicios que los ecosistemas aportan a las personas. Estos incluyen la provisión de alimentos, agua dulce, medicinas y materiales, la regulación y el mantenimiento del medio ambiente y ser fuente de inspiración e identidad.

2

La conservación y restauración de los ecosistemas es, además, clave para la respuesta al cambio climático. Los ecosistemas brindan servicios indispensables de mitigación, capturando carbono de la atmósfera, y de adaptación, brindando protección ante la incidencia de eventos climáticos extremos.

3

Hay una relación estrecha y en tensión entre ecosistemas y actividad económica. La actividad económica se vale de los ecosistemas y modifica los servicios que brindan, favoreciendo los que pueden ser comercializados (por ejemplo, la producción de alimentos), a costa de los que no (por ejemplo, la regulación del clima).

4

La actividad humana degrada la naturaleza a través de cuatro canales directos: el cambio en el uso del suelo, la sobrexplotación de los recursos, la contaminación y la introducción de especies invasoras. En la región, el cambio en el uso del suelo es el principal canal, seguido por la sobrexplotación.

5

El sector agropecuario está fuertemente vinculado al cambio en el uso del suelo: pasó de ocupar el 15 % en 1900 al 51 % de la superficie de la región. Este sector atiende múltiples necesidades, como alimentos, materiales de construcción, fibras para vestimenta y energía en la forma de carbón vegetal y biocombustibles.

6

Las soluciones basadas en la naturaleza son acciones costoefectivas para atender necesidades de la sociedad a través de la gestión de ecosistemas. Por ejemplo, la preservación de manglares, arrecifes de coral y marismas salinas brinda servicios de protección contra inundaciones a las poblaciones costeras, además de ser imprescindible para la pesca artesanal y la absorción de emisiones de CO<sub>2</sub>.

7

Las áreas protegidas son un instrumento clave para la preservación de especies, procesos ecológicos y servicios ecosistémicos. América Latina y el Caribe es una de las regiones con mayor cobertura de estas áreas, alcanzando el 22 % de su superficie terrestre y marina. Representar adecuadamente todos los biomas y asegurar la protección efectiva son desafíos aún pendientes en la región.

8

La coadministración de áreas protegidas de usos múltiples y otros recursos naturales de propiedad pública con comunidades locales y otros actores permite un balance entre los objetivos de conservación y el desarrollo local. Las comunidades locales pueden ser un actor clave en la preservación de los ecosistemas, que en algunos casos han habitado durante siglos.

## 9

América Latina y el Caribe cuenta con más de 250 programas de pagos por servicios ecosistémicos, los cuales son esquemas de participación voluntaria para compensar a quienes conservan y regeneran ecosistemas. Un diseño cuidadoso de las características de estos programas es clave para asegurar su impacto positivo.

## 10

La región es líder en la adopción de ecocertificaciones, principalmente para plátanos, café y cacao. Estas buscan brindar información a los consumidores sobre el impacto ambiental de los productos y canalizar su demanda hacia incentivos efectivos para la conservación. La evidencia sobre el impacto de la ecocertificación es aún incipiente y requiere de un mayor desarrollo

## 11

Los acuerdos de la industria para evitar la compra de productos o servicios que incumplen con salvaguardas ambientales son una alternativa para la adopción de prácticas sostenibles. Un caso ejemplar es el acuerdo de la “Moratoria de la Soja” en Brasil, que ayudó a reducir la deforestación en el Amazonas.

## 12

La existencia de subsidios indiscriminados a los sectores agropecuario y pesquero puede contribuir al deterioro de los ecosistemas y la biodiversidad. La eliminación y reforma de subsidios que dañen la biodiversidad ha sido incluida en las metas del Marco Mundial de Biodiversidad para 2030.



# Ecosistemas y biodiversidad ante el cambio climático<sup>1</sup>

## Servicios ecosistémicos: claves para la respuesta al cambio climático y el desarrollo humano

### Los servicios que la naturaleza aporta a las personas

La vida humana es posible gracias a los beneficios que los ecosistemas aportan a las personas. Estos beneficios o servicios ecosistémicos incluyen la provisión de alimentos, agua dulce, medicinas y materiales, la regulación y el mantenimiento de los elementos que componen el medio ambiente en el que vivimos y ser fuente de inspiración e identidad (ver el recuadro 3.1). La calidad, intensidad y tipo de servicios ecosistémicos disponibles son fundamentales para las posibilidades de desarrollo humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; IPBES, 2019).

Los servicios ecosistémicos de regulación del clima son centrales en la respuesta al cambio climático. Como detalla el capítulo 1, los ecosistemas mitigan el cambio climático al absorber dióxido de carbono de la atmósfera y almacenarlo en la biomasa y en los

suelos. En la región, el bosque del Amazonas contiene por sí solo un stock de carbono equivalente a nueve años de emisiones por el uso de combustibles fósiles a nivel mundial (Baccini et al., 2012; Ferreira, 2023). Los ecosistemas contribuyen a la adaptación al cambio climático a través de la moderación de eventos climáticos extremos y la regulación del clima local. Por ejemplo, al disminuir la probabilidad de inundaciones, los manglares y arrecifes de coral protegen a las poblaciones costeras del Caribe del aumento en la frecuencia de huracanes provocado por el cambio climático.

Además del clima, los ecosistemas regulan otros procesos fundamentales para la vida humana. Entre ellos se encuentran el mantenimiento de la calidad del aire (mediante la eliminación de contaminantes de la atmósfera), la purificación del agua (por

<sup>1</sup> Este capítulo fue elaborado por Ricardo Estrada y Federico Juncosa, con la asistencia de investigación de Matías Garibotti.

microorganismos que descomponen residuos y eliminan agentes patógenos) y el mantenimiento de la calidad del suelo (la cubierta vegetal evita la erosión del suelo). También regulan la polinización de plantas y árboles, incluyendo cultivos (por insectos, aves y murciélagos), el control de plagas (a través de depredadores y parásitos) y el ciclo hídrico (por ejemplo, por el rol de los bosques en la captación, evaporación e infiltración del agua) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).



**Los servicios ecosistémicos son beneficios que la naturaleza aporta a las personas, como la provisión de alimentos y medicinas, la regulación del clima, y ser fuente de identidad e inspiración**

### **Recuadro 3.1** Los servicios ecosistémicos

Un ecosistema es un “complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional” (CDB, 1992). La definición de un ecosistema específico depende de cuál sea la pregunta de interés y, por lo tanto, su escala puede variar considerablemente. Por ejemplo, toda la biósfera del planeta forma un gran ecosistema, que contiene múltiples ecosistemas de diversos niveles (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Para este reporte, los ecosistemas se agrupan, en su forma más agregada, en terrestres, costeros y marinos. Los bosques son una instancia de los ecosistemas terrestres, formado a su vez por varios ecosistemas con fronteras geográficas relativamente precisas, como el bosque del Amazonas.

El concepto de servicios ecosistémicos se refiere a todos los beneficios que la naturaleza aporta a las personas. Forma parte del marco conceptual propuesto por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Los servicios ecosistémicos pueden organizarse según sean de regulación, provisión, culturales y de soporte<sup>a</sup>.

Los servicios de regulación se refieren a los beneficios que las personas obtienen de la regulación de los procesos ecológicos, incluyendo la regulación del clima, la purificación del aire, el control de la erosión y de las enfermedades.

Los servicios de provisión o materiales son los bienes que las personas obtienen de los ecosistemas. Por ejemplo, alimentos, agua dulce, combustibles, materiales y recursos genéticos. Los elementos que brindan estos servicios suelen consumirse físicamente en el proceso de su uso.

Los servicios culturales o no materiales son los beneficios que los ecosistemas aportan a las personas, tanto en forma individual como colectiva, a través de su enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, recreación y experiencias estéticas.

Finalmente, los servicios de soporte son aquellos necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos. Por ejemplo, la producción de oxígeno y la formación del suelo.

a. La Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES, por sus siglas en inglés) introdujo, por su parte, el concepto de contribuciones de la naturaleza a las personas, que, si bien es cercano al de servicios ecosistémicos, difiere en algunos aspectos. Por ejemplo, el primero incluye tanto a beneficios como perjuicios de la naturaleza para las personas y considera los servicios de ecosistemas modificados por el hombre (IPBES, 2018). Por conveniencia, en este reporte se usa el concepto de servicios ecosistémicos.

El estado de los ecosistemas determina el flujo de servicios que estos proveen. Una dimensión crucial de ese estado es la biodiversidad, que es la diversidad de la vida en todas sus formas. Esta determina no solo el flujo de servicios ecosistémicos, sino también la resiliencia de los ecosistemas, es decir la capacidad que estos tienen para mantener sus propiedades, sus funciones y procesos clave ante una perturbación externa y recuperarse cuando esta cesa. Por lo tanto, preservar la biodiversidad es clave para la salud de los ecosistemas y los servicios que brindan (ver el recuadro 3.2).

La actividad económica, como el resto de las actividades humanas, depende de una u otra manera de los servicios ecosistémicos. En algunos casos, como en los servicios de provisión, esta relación es evidente. Por ejemplo, el desarrollo de la industria pesquera en Perú, Chile y México (las más grandes de la región) ha sido posible gracias a la riqueza de especies con valor comercial en los ecosistemas costeros y marinos de esos países. Algo similar ocurre con los servicios culturales. La belleza de las

playas y de los arrecifes de coral ha sido fundamental para el auge del sector turístico en los países del Caribe. En el caso de los servicios de regulación, la relación entre los ecosistemas y ciertas actividades económicas, si bien cercana, puede ser menos obvia, ya sea por el alcance geográfico de los servicios en cuestión o por la sutileza o complejidad de los procesos ecosistémicos subyacentes. Por ejemplo, la industria agrícola de Argentina, Paraguay, Uruguay y el sur de Brasil se beneficia de los abundantes flujos de agua en forma de vapor (conocidos como ríos voladores), que se forman a cientos de kilómetros de distancia en el bosque del Amazonas. La productividad agrícola también se beneficia de los servicios que brindan los polinizadores naturales, entre los que destacan los insectos. Las abejas polinizan una amplia variedad de cultivos en la región y contribuyen a la rentabilidad de la industria ya sea por la alta dependencia de ciertos cultivos de la polinización por abejas (por ejemplo, el cacao, el zapallo y otras hortalizas) o porque, siendo menos dependientes, se trata de cultivos con altos niveles de producción (como la soja) (Basualdo et al., 2022).

## Actividad económica y degradación de los ecosistemas

La actividad humana cambia la canasta de servicios que obtenemos de la naturaleza (Dasgupta, 2021). Por ejemplo, la deforestación permite aumentar la superficie de cultivos, pero, a cambio, disminuye los otros servicios que los bosques prestan (la regulación del clima y la purificación del agua, la provisión de maderas y plantas medicinales, etc.). En general, esa modificación favorece más a los servicios ecosistémicos que generan mayores beneficios privados, como los de aprovisionamiento, que a aquellos para los cuales no hay mercados donde comercializarlos.

Los ecosistemas son resilientes, pero esta resiliencia tiene límites. Como se explica en el recuadro 1.2 del capítulo 1, existen puntos de inflexión a partir de los cuales la degradación de los ecosistemas y la pérdida de los servicios que brindan es irreversible.

● ●  
**Los ecosistemas son resilientes, pero esta resiliencia tiene límites. Existen puntos de inflexión a partir de los cuales la degradación de los ecosistemas y la pérdida de los servicios que brindan es irreversible**

El crecimiento de la economía y de la población mundial ocurrido durante las últimas décadas es el principal factor detrás del aumento sin precedentes en la demanda de alimentos, materiales y energía. Este aumento ha resultado en una alteración significativa de los ecosistemas, con la pérdida de biodiversidad y el debilitamiento de los servicios que estos brindan (IPBES, 2019; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En América Latina y el Caribe, la expansión de la actividad agropecuaria es la principal razón por la cual la superficie terrestre de la región en estado natural o seminatural cambió del 85 % en el año 1900 al 45 % en 2017.



## Recuadro 3.2

### Cómo se conecta la biodiversidad con los servicios ecosistémicos y la resiliencia de los ecosistemas

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) define la biodiversidad como “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas” (CDB, 1992).

La biodiversidad es un determinante clave de la variedad y el nivel de servicios que brindan los ecosistemas, así como de su resiliencia ante perturbaciones externas. Una manifestación notoria de esta relación es que el ciclo del carbono es en gran parte resultado de la vida en la Tierra y depende de que se preserven ciertas relaciones clave entre las comunidades de especies. Por ejemplo, la pérdida de mamíferos grandes que se alimentan a base de frutos, como el tapir, disminuye la dispersión de semillas que son clave para el crecimiento y subsistencia de los bosques del Amazonas y, por ende, para su potencial de captura de carbono (Peres et al., 2016). La diversidad funcional ejemplificada aquí, es decir, la presencia de especies con funciones diferenciadas, determina la productividad del ecosistema a través de la complementariedad de estas funciones en la producción de un servicio ecosistémico (Dasgupta, 2021).

Por su parte, la diversidad de especies con funciones similares, es decir, dentro de un mismo grupo funcional, determina la resiliencia de los ecosistemas ante perturbaciones. Por ejemplo, cuando un ecosistema se ve afectado por condiciones climáticas atípicas o por la incidencia de una plaga, la diversidad de especies del mismo grupo funcional aumenta las probabilidades de que alguna especie muestre una mayor tolerancia a la perturbación. De ese modo, la especie más tolerante puede reemplazar a la especie afectada, cubriendo una función similar en el ecosistema y permitiendo su subsistencia. El rango de reacciones posibles ante cambios ambientales por parte de especies que comparten funciones ecosistémicas se conoce como diversidad de respuesta (Dasgupta, 2021; Elmqvist et al., 2003). Bajo la misma lógica, la diversidad genética dentro de una misma especie también contribuye a su resiliencia y la de los ecosistemas que habita.

## ●● En América Latina y el Caribe, la expansión de la actividad agropecuaria es la principal razón por la cual la superficie terrestre de la región en estado natural o seminatural cambió del 85 % en el año 1900 al 45 % en 2017

Las ganancias materiales obtenidas por actividades económicas que degradan los ecosistemas tienen como contrapartida pérdidas en servicios ecosistémicos que comprometen la sostenibilidad de dichas ganancias en el tiempo. Por ejemplo, la deforestación para la siembra de cultivos reduce las poblaciones

de polinizadores y aumenta la erosión de los suelos, lo que se traduce eventualmente en pérdidas en los rendimientos agrícolas. A su vez, las prácticas poco sostenibles de las industrias pesquera y forestal, entre otras, han disminuido la disponibilidad de los recursos naturales de cuya explotación dependen. Por su parte, la contaminación producida por el sector agropecuario, la industria, la minería y el turismo han contribuido a un mayor deterioro de los ecosistemas. El sector agropecuario junto con el comercio y los viajes internacionales han introducido especies ajenas a los ecosistemas locales, que alteran su equilibrio y funcionamiento. A estos efectos de la actividad económica sobre los ecosistemas y la biodiversidad, se suman los impactos resultado del cambio climático (Blackman et al., 2014; IPBES, 2019; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

La degradación de los ecosistemas afecta en mayor medida a comunidades rurales y pueblos originarios, cuyos medios de vida tienden a depender más de los servicios que la naturaleza brinda en su entorno. A su vez, existe un reconocimiento creciente del rol de las comunidades tradicionales en la conformación y conservación de los ecosistemas (Gauthier et al., 2021).



### **La degradación de los ecosistemas afecta en mayor medida a comunidades rurales y pueblos originarios, cuyos medios de vida tienden a depender más de los servicios que la naturaleza brinda en su entorno**

Desde la teoría económica, las externalidades constituyen un concepto clave para entender los retos de la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad. Las externalidades son efectos secundarios que las acciones de una persona o un grupo de personas tienen sobre el resto de la sociedad. Las externalidades pueden ser positivas o negativas y tener un alcance que va de lo local a lo global. La captura de carbono por árboles sembrados para evitar la erosión es un ejemplo de una externalidad positiva de carácter global, mientras que la contaminación del agua por el uso de fertilizantes es un ejemplo de una externalidad negativa de alcance local.

La conservación y regeneración de los ecosistemas producen externalidades positivas, en la forma de servicios ecosistémicos, por las que los individuos y comunidades que las proveen no reciben un pago. Esto ocurre, por ejemplo, debido a la ausencia de mercados para la comercialización de servicios de regulación, como los polinizadores naturales. La falta de compensación no significa que los esfuerzos de conservación y regeneración no tengan un costo, ya que frecuentemente requieren reasignar recursos (p. ej., tierra) que se podrían destinar a la producción de bienes o servicios para los cuales sí hay mercados desarrollados (p. ej., alimentos). La brecha entre beneficios sociales e individuales hace que la preservación de los ecosistemas sea menor que la que sería óptima para toda la sociedad.

La conservación de los ecosistemas y la biodiversidad tiene una dimensión intergeneracional relevante. La deforestación y la sobrexplotación de los recursos naturales aumenta el flujo actual de alimentos, materiales y energía a costa tanto de la capacidad de los ecosistemas para proveer un flujo similar en el futuro como de empeorar los efectos del cambio climático en el largo plazo. En otras palabras, la pérdida de ecosistemas y biodiversidad constituye una externalidad negativa sobre las generaciones venideras.

Como sociedad tenemos un conocimiento imperfecto sobre el funcionamiento de los ecosistemas y los múltiples servicios que brindan (Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023). Esto se refleja, por ejemplo, en las estadísticas ambientales disponibles para la toma de decisiones sobre política pública en los sistemas de cuentas nacionales (ver el capítulo 5) y en la información de la que disponen los productores agropecuarios para adoptar prácticas sostenibles (ver el capítulo 2). Paliar estos vacíos de información requiere de esfuerzos de investigación, sistematización y divulgación.



### **La pérdida de ecosistemas y biodiversidad constituye una externalidad negativa sobre las generaciones venideras**

El impacto negativo de la actividad económica sobre los ecosistemas y la biodiversidad de América Latina y el Caribe se ha amplificado. Esto se ha debido tanto a la implementación de políticas públicas dirigidas a promover el desarrollo económico sin una visión de sustentabilidad como a la falta de capacidades institucionales para definir de manera adecuada y hacer cumplir los derechos de propiedad sobre los recursos naturales y la creciente legislación de protección de los ecosistemas y la biodiversidad. En el subapartado “Causas de la degradación de los ecosistemas y sectores económicos asociados” se analizan los canales a través de los cuales la actividad económica degrada los ecosistemas y los factores detrás de esta dinámica.

En resumen, el impacto de la actividad humana sobre los ecosistemas y la biodiversidad compromete los servicios ecosistémicos que estos prestan. Una estrategia de desarrollo sustentable depende de un uso sostenible de los ecosistemas y de sus aportaciones al desarrollo humano actual y futuro. A pesar

de la alta modificación reciente, la región conserva aún una enorme riqueza de ecosistemas y biodiversidad. En el último apartado del capítulo se abordan una serie de políticas para la preservación y regeneración de esta riqueza y para potenciar su rol en la adaptación y mitigación del cambio climático.

## **Ecosistemas y biodiversidad en América Latina y el Caribe**

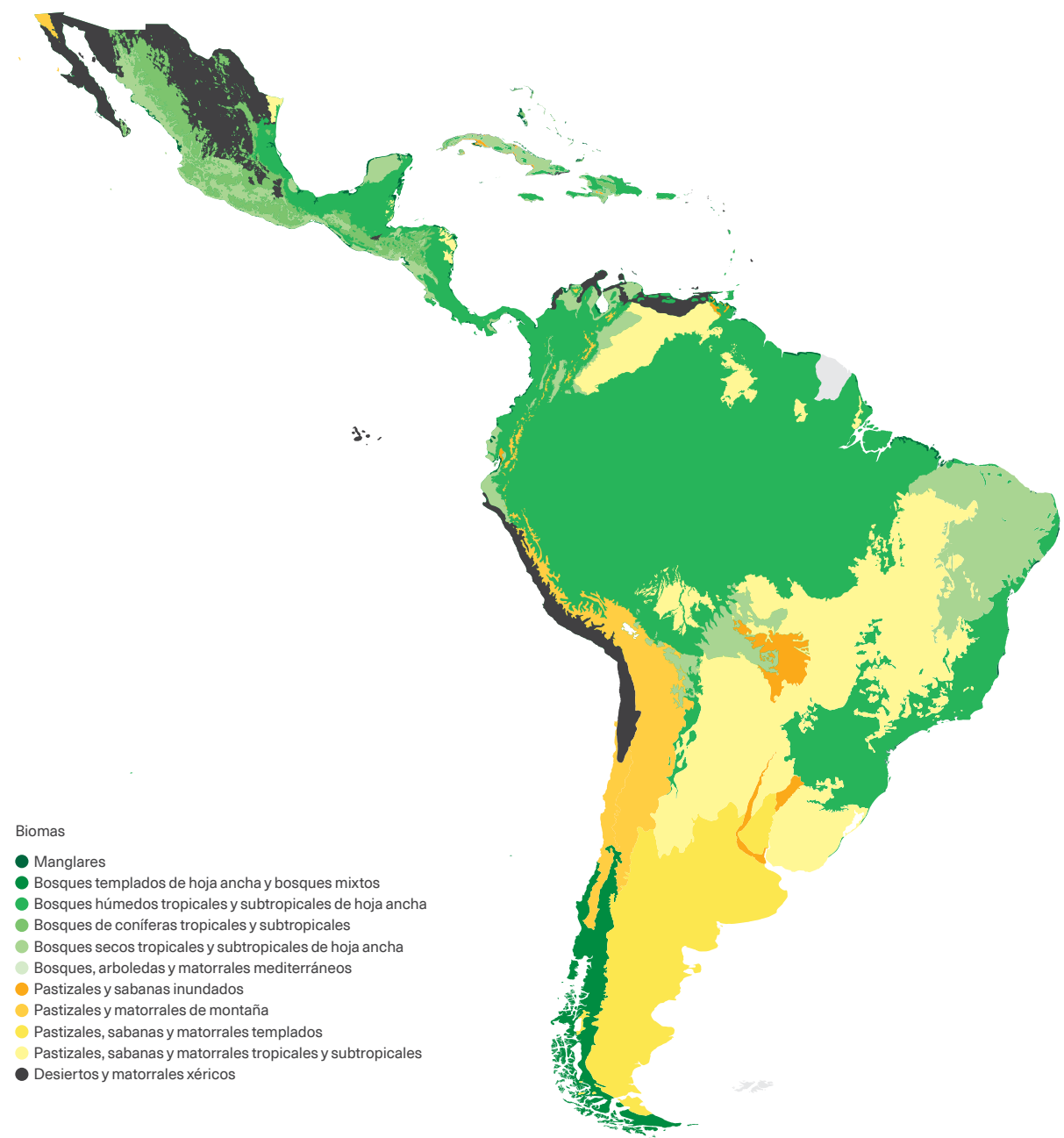
### **Una región potenciada por su prominente biodiversidad**

América Latina y el Caribe es una región excepcionalmente rica en términos de ecosistemas y biodiversidad. Sus ecosistemas terrestres incluyen desde ambientes de desierto, donde casi nunca llueve, hasta los bosques con la mayor precipitación del planeta, pasando por praderas, sabanas y humedales. Con una superficie terrestre de 20,04 millones de km<sup>2</sup>, que representa el 16 % del total mundial, la región aloja una enorme variedad de las especies conocidas en el mundo: el 33 % de mamíferos, el 35 % de reptiles, el 41 % de aves y el 50 % de anfibios (PNUMA, 2011). Los ecosistemas marinos de la región cubren una superficie de 16 millones de km<sup>2</sup> y más de 70.000 km de línea costera (Tambutti et al., 2022) y se caracterizan también por una biodiversidad prominente (Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023).

Una manera de dar cuenta de la diversidad de los ecosistemas terrestres de la región es a través del análisis de sus ecorregiones y biomas (Dinerstein et al., 2017; Olson et al., 2001). Las ecorregiones se definen como zonas que contienen un conjunto distintivo de especies naturales y relaciones funcionales entre ellas, con límites geográficos que se aproximan a su extensión antes de haber sido afectadas por cambios importantes en el uso de la tierra. Las ecorregiones se agrupan en biomas, de acuerdo con el tipo de vegetación predominante y gradientes latitudinales y de precipitaciones. Cada bioma es una unidad espacial extensa, que puede abarcar múltiples tipos de coberturas de suelo. Por ejemplo, el bioma de bosques húmedos tropicales y subtropicales comprende, además de bosques, áreas cubiertas por pastizales, humedales y cuerpos de agua, entre otros. El gráfico 3.1 muestra los biomas terrestres y costeros presentes en la región.

### Gráfico 3.1

Distribución de los biomas terrestres en América Latina y el Caribe



**Nota:** El mapa muestra los distintos biomas presentes en ALC, de acuerdo con la definición de Dinerstein et al. (2017).

**Fuente:** Elaboración propia con base en datos de Ecoregions2017 (Dinerstein et al., 2017).

Debido a que las ecorregiones son delimitadas buscando capturar procesos ecológicos distintivos, el número de ecorregiones presentes en un bioma o región es un indicativo del valor de su biodiversidad. El cuadro 3.1 muestra la distribución de los biomas de América Latina y el Caribe por subregiones (Caribe insular, Mesoamérica y Sudamérica) y la cantidad de ecorregiones que alberga cada una.

La subregión del Caribe comprende 22 ecorregiones diferenciadas, distribuidas en 18 países que comprenden más de 7000 islas y cayos. Tiene una extensión terrestre de 227.000 km<sup>2</sup>, que alcanza los 2,7 millones de km<sup>2</sup> al considerar la superficie de su plataforma marina. Sus condiciones naturales de aislamiento y la presencia de islas montañosas favorecen el alto endemismo de especies y otorgan características

particulares a su biodiversidad. La mayoría de las islas están rodeadas de arrecifes de coral, que son fundamentales para la reproducción de peces de interés comercial y sostienen actividades turísticas.

Las islas del Caribe son consideradas en su conjunto como uno de los cinco *hotspots* de biodiversidad más importantes del planeta<sup>2</sup>, debido a su diversidad única (Myers et al., 2000). Allí se encuentran 11.000 especies de plantas, de las que casi tres cuartos son endémicas (es decir, solo se encuentran en condiciones naturales allí), mientras que en las zonas marinas se han reportado más de 12.000 especies (Brown et al., 2019; Miloslavich et al., 2010). En las zonas profundas del mar Caribe se han documentado más de 1500 especies marinas (Costello et al., 2010).

### Cuadro 3.1

Ecorregiones y superficie de los principales biomas por subregiones

Bioma	Caribe (227 kkm <sup>2</sup> )		Mesoamérica (2,34 Mkm <sup>2</sup> )		Sudamérica (17,7 Mkm <sup>2</sup> )	
	Ecorreg. n.º	Área %	Ecorreg. n.º	Área %	Ecorreg. n.º	Área %
Bosques de coníferas tropicales y subtropicales	3	11,2 %	7	22,6 %	0	0,0 %
Bosques húmedos tropicales y subtropicales de hoja ancha	7	39,7 %	18	23,3 %	54	47,4 %
Bosques secos tropicales y subtropicales de hoja ancha	6	37,2 %	12	17,9 %	15	8,6 %
Bosques templados de hoja ancha y bosques mixtos	0	0,0 %	0	0,0 %	2	2,1 %
Bosques, arboledas y matorrales mediterráneos	0	0,0 %	2	0,6 %	1	0,8 %
Desiertos y matorrales xéricos	2	2,0 %	11	32,3 %	7	2,3 %
Manglares	2	7,0 %	4	1,5 %	3	0,2 %
Pastizales y matorrales de montaña	0	0,0 %	0	0,0 %	9	4,9 %
Pastizales y sabanas inundados	2	2,7 %	0	0,0 %	5	1,3 %
Pastizales, sabanas y matorrales templados	0	0,0 %	0	0,0 %	4	9,2 %
Pastizales, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales	0	0,0 %	3	1,4 %	8	22,6 %
Total	22	100,0 %	57	100,0 %	108	100,0 %

**Nota:** El cuadro muestra la cantidad de ecorregiones que cada bioma tiene en las subregiones de ALC de acuerdo con la base geoespacial Ecoregions2017. Los datos de Ecoregions2017 fueron combinados con la base geoespacial de Global Administrative Areas para asignar los biomas a cada país y región. Entre paréntesis debajo del nombre de cada subregión se menciona el área total en miles (kkm<sup>2</sup>) o en millones (Mkm<sup>2</sup>) de km<sup>2</sup>. Los países incluidos en cada subregión se pueden consultar en el apéndice del capítulo disponible en línea.

**Fuente:** Elaboración propia con datos georreferenciados de Ecoregions2017 (Dinerstein et al., 2017) y de Global Administrative Areas (2012).

<sup>2</sup> El término *hotspot* de biodiversidad (del inglés *biodiversity hotspot*) se refiere a regiones con alta concentración de diversidad biológica, que albergan al menos 1500 especies de plantas vasculares endémicas y mantienen solo el 30 % o menos de su cobertura vegetal original.

Como muestra el cuadro 3.1, la superficie terrestre de esta subregión está casi enteramente inserta en los biomas de bosques de hoja ancha húmedos y secos. Además, dada la extensión de sus costas en relación con su superficie terrestre, tiene la mayor presencia relativa del bioma de manglar, el cual comprende un 7 % de su superficie y representa el 16 % del total de manglares en toda América Latina y el Caribe (Vo et al., 2012).

Por su parte, Mesoamérica tiene una intrincada topografía, que genera un amplio rango de condiciones ambientales. Esta favorece, por ejemplo, altas concentraciones de pequeños vertebrados (Jenkins et al.,

2013) y de especies endémicas (Myers et al., 2000). Esta subregión es de vital importancia para la biodiversidad de toda América por conectar los movimientos de especies entre el norte y el sur del continente. Los patrones más importantes de migración de aves entre gradientes latitudinales, por ejemplo, dependen de manera crucial de las áreas naturales y seminaturales de esta subregión para acoger a numerosas especies durante los inviernos subtropicales del norte y sur o en escalas de alimentación y descanso hacia su destino migratorio final (Declerck et al., 2013; Kirby et al., 2008). El recuadro 3.3 destaca la importancia de las aves migratorias para los ecosistemas de todo el continente.

### **Recuadro 3.3** Aves migratorias de América Latina y el Caribe

La región alberga alrededor del 41 % de todas las especies de aves identificadas en el mundo (BirdLife International, 2023). Estas tienen un rol clave para los ecosistemas debido a las características distintivas de las aves respecto a otros vertebrados: la mayoría de las especies se desplazan a grandes distancias, vinculando procesos ecosistémicos distantes, identificando y reaccionando rápidamente a variaciones en las condiciones climáticas y de recursos hídricos y alimenticios. Algunos de los servicios ecosistémicos más importantes provistos por las aves son la polinización de plantas, la fertilización del suelo, la dispersión de semillas y la limitación de los daños a los cultivos y otros ecosistemas a través del control de plagas y depredadores.

La acelerada degradación de los ecosistemas de la región ha contribuido a que, en la actualidad, existan 559 especies de aves en peligro de extinción, lo que representa más de un tercio de las especies en peligro a nivel global (Audubon, 2022). A esto se suman significativas pérdidas en poblaciones más allá de las especies en peligro de extinción (Audubon, 2022; BirdLife International, 2023). La reducción de la diversidad y del tamaño de las poblaciones de aves puede producir efectos en cadena sobre otras especies de plantas y animales, resultando en una mayor vulnerabilidad y exposición de los ecosistemas naturales y los sistemas agropecuarios. Un ejemplo paradigmático de esto son las consecuencias de la campaña de exterminio del gorrión arborícola euroasiático en China en el año 1958, motivada por su supuesto impacto negativo en la productividad agrícola, que provocó una drástica caída en el rendimiento de los cultivos de arroz por la acción de plagas antes contenidas por el gorrión (Díaz-Sieffer et al., 2022; Whelan et al., 2008, 2015).

Para proteger a las aves y resguardar los servicios ecosistémicos que brindan es necesario conocer su ciclo migratorio y preservar los hábitats críticos para su reproducción, descanso e invernada. Para ello, los esfuerzos conjuntos de los países, a través de organizaciones internacionales, como BirdLife International y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), identifican y delimitan a nivel global los ecosistemas que se consideran más críticos para las especies endémicas y en peligro de extinción. Estas se conocen como Áreas Clave para la Biodiversidad y Áreas Importantes para las Aves y la Biodiversidad (KBA y IBA, respectivamente, por sus siglas en inglés). Esta es una tarea en progreso. En la región, el desafío radica en que solo alrededor del 40 % de las IBA identificadas tienen actualmente alguna forma de protección y que las áreas protegidas cubren solo el 9 % de las especies de aves migratorias (BirdLife International, 2023). Expandir la protección a estas áreas contribuirá a la recuperación de las poblaciones de aves tanto migratorias como en peligro de extinción, brindando importantes beneficios al bienestar de la región.

Mesoamérica tiene una gran presencia del bioma de desiertos y matorrales xéricos, el cual comprende un 32 % de la superficie total. Se trata de un bioma importante debido a su diversidad y endemismo (Goudie y Seely, 2011; Le Saout et al., 2013). Por ejemplo, se estima que el 44 % de los géneros de plantas de semilla son endémicas de las tierras secas de México (Challenger y Soberón, 2008). La mayor parte de la superficie restante está cubierta en partes similares por los biomas de bosques de hoja ancha, tanto húmedos como secos y bosques de coníferas. Las zonas costeras exhiben una importante presencia de manglares, pastos marinos y arrecifes de coral, siendo la barrera de coral mesoamericana la segunda más grande y compleja del mundo, después de la Gran Barrera australiana.

Finalmente, Sudamérica abarca 17,7 millones de km<sup>2</sup>, con un amplísimo espectro latitudinal y altitudinal, lo que permite el desarrollo de una biodiversidad prominente. La subregión está dominada por el bioma de bosques húmedos de hoja ancha, que ocupa casi la mitad de su superficie. La cuenca del Amazonas representa aproximadamente un 90 % de este bioma y contiene los bosques primarios (aquellos cuyos procesos ecológicos no han sido alterados significativamente por la actividad humana) más extensos del planeta, con una biodiversidad y niveles de endemismo excepcionales.

## Ecosistemas terrestres y sus servicios

Los ecosistemas terrestres cumplen un rol fundamental en la captura de carbono (ver el capítulo 1). Sin embargo, la capacidad de captura difiere entre los distintos ecosistemas, por lo que desempeñan roles diferenciados en las estrategias de mitigación ante el cambio climático.

El bioma de pastizales, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales es el segundo en superficie en Sudamérica, cubriendo un 23 % del total, y representa una porción mayoritaria en Uruguay y Paraguay, y muy significativa en Venezuela, Brasil, Bolivia y Argentina (en orden, según su importancia relativa en el país). A su vez, los biomas de desiertos y matorrales xéricos y de pastizales de montaña son particularmente diversos, ya que albergan conjuntamente el 15 % de las ecorregiones identificadas en la subregión, pese a representar solo el 2,3 % y casi el 5 % de la superficie de la subregión, respectivamente.

La diversidad de ecosistemas y especies en América Latina y el Caribe brinda una multiplicidad de servicios ecosistémicos de gran valor a escala local, regional y global. A escala mundial, algunos de estos ecosistemas tienen un rol destacado en la mitigación del cambio climático, mientras que a nivel regional y local ofrecen importantes servicios de adaptación, que, entre otros, son clave para el bienestar de la población de la región. A continuación, se analizan los ecosistemas terrestres y los costeros y marinos, así como los principales servicios que prestan. Entre los primeros, se hace énfasis en los bosques, pastizales y humedales y, entre los segundos, en manglares y arrecifes, debido a su importancia para la respuesta al cambio climático y la actividad económica.

El recuadro 3.4 presenta una medida del potencial de mitigación de los biomas según la clasificación utilizada en este capítulo y su extensión en la región. En la discusión que sigue, se consideran los ecosistemas terrestres en tres categorías: bosques; pastizales, sabanas y matorrales; y humedales.

### Recuadro 3.4

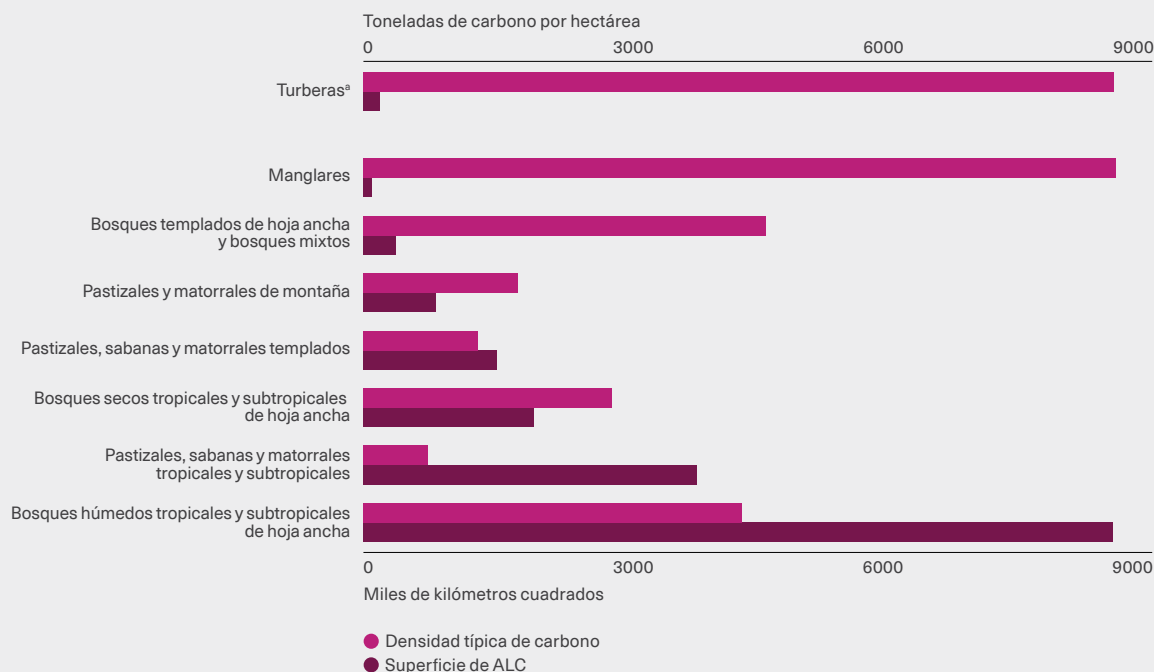
## El potencial de carbono de los biomas terrestres en América Latina y el Caribe

Los distintos ecosistemas ocupan roles diferenciados para las estrategias de respuesta al cambio climático. En particular, cada uno de los grandes biomas en los que se clasifica la superficie terrestre posee diferente potencial de carbono<sup>a</sup>. Este concepto refiere al stock de carbono que una hectárea (ha) de cada bioma puede almacenar en promedio cuando se encuentra en buen estado de conservación y mantiene sus coberturas de suelo naturales. El potencial de carbono total depende del tipo de bioma y su extensión.

El gráfico 1 presenta el potencial de carbono por bioma y su extensión en América Latina y el Caribe, incluyendo tanto el contenido en biomasa encima y debajo de la superficie y el carbono en suelos. Además, se presenta la densidad de carbono promedio de las turberas, que son regiones anegadas con gran contenido de carbono en suelos situadas dentro de los biomas, principalmente los de bosques húmedos de hoja ancha y de pastizales y sabanas inundados. Para ellas se reporta aquí solo el carbono en forma de turba, que es adicional al contenido de carbono indicado para el bioma del que forman parte.

### Gráfico 1

#### Densidad típica de carbono y superficie total según bioma y ecosistema



**Nota:** El gráfico muestra, para cada bioma, la superficie que ocupa en ALC y la cantidad de carbono por hectárea que concentra en promedio cada uno de estos biomas (eje superior). El gráfico excluye a cuatro biomas en los que no se cuenta con información sobre su potencial de carbono. Estos son: desiertos y matorrales xéricos; bosques de coníferas tropicales y subtropicales; pastizales y sabanas inundados; bosques, arboledas y matorrales mediterráneos. Los biomas excluidos abarcan una superficie de 2211 km<sup>2</sup>. Los países considerados en el gráfico son los 33 países pertenecientes a la Comunidad de Estados Latinoamericanos y Caribeños (CELAC).

a. Las regiones de turberas están contenidas en los biomas de bosques y pastizales; su valor reportado corresponde al carbono almacenado en el suelo en forma de turba y es adicional a la cantidad de carbono indicado para el bioma del que forman parte.

**Fuente:** Elaboración propia con base en Goldstein et al. (2020) y datos georreferenciados de Ecorregions2017 (Dinerstein et al., 2017).



El gráfico muestra una marcada heterogeneidad en el potencial de carbono. Por ejemplo, mientras que el bioma de bosques húmedos de hoja ancha se destaca por su gran extensión en la región, no se trata del bioma con mayor potencial de almacenamiento de carbono por unidad de superficie. En cambio, las turberas tienen una baja superficie total, pero son las regiones con mayor densidad de carbono por unidad de área, ya que supera las 500 toneladas de carbono por hectárea (tC/ha) de densidad.

En resumen, los bosques en conjunto presentan la amplia mayoría del potencial de carbono en la región. Sin embargo, las regiones que contienen turberas y cobertura de manglar son particularmente densas en carbono, lo que apunta a la importancia de su conservación. Finalmente, los pastizales, sabanas y matorrales representan un potencial de carbono agregado importante. Además, como se verá más adelante, este bioma es más resiliente ante las perturbaciones que produce el cambio climático, por lo que puede tener un rol creciente en algunos países.

a En el capítulo 1 se discute la capacidad de los distintos tipos de bosques de la región para contribuir a la captura neta de carbono. En este recuadro se presenta en cambio el potencial de carbono según bioma y su extensión en la región.

## Bosques

Considerados de manera conjunta, los bosques de América Latina y el Caribe cumplen un rol central en el bienestar por los servicios ecosistémicos que brindan en la región, por su contribución a la mitigación del calentamiento global y por representar un aspecto clave de la cultura e identidad de las comunidades. Entre los servicios locales de mayor importancia se encuentran la provisión de alimentos y materiales, la regulación climática local y la purificación del aire y del agua.

En primer lugar, los bosques son el sostén de una biodiversidad prominente. Esto está asociado a la complejidad estructural de las cubiertas forestales, como la variabilidad horizontal y vegetal de las copas de los árboles, que permite el establecimiento de una mayor diversidad de especies (Davies y Asner, 2014; Penone et al., 2019). Los bosques primarios son de particular relevancia puesto que muestran diferencias cualitativas y una diversidad significativamente mayor que los bosques secundarios (aquellos en recuperación, luego de una perturbación humana) y que las plantaciones forestales (Barlow et al., 2007).



### **Los bosques primarios tienen un valor destacado puesto que muestran diferencias cualitativas y una diversidad significativamente mayor que los bosques secundarios y que las plantaciones forestales**

La riqueza de los bosques en diversidad de especies y en cantidad de especímenes contribuye a la alimentación y la salud de las personas. Los bosques proveen productos forestales no madereros, utilizados con fines alimentarios (carne de cacería, insectos, frutos y hongos), para vestimenta y herramientas (pieles animales, fibras vegetales) y de salud (plantas, bacterias y hongos medicinales). Los productos medicinales extraídos o resultado de investigaciones sobre los bosques son de importancia global. Por ejemplo, del total de fármacos aprobados en el mundo para el tratamiento de enfermedades entre 1981 y 2006, el 28 % eran productos naturales o derivados de estos, mientras que el 24 % se sintetizaron a partir de los mismos (Cao y Kingston, 2009; Newman y Cragg, 2007).

Los bosques brindan servicios de vital importancia para la regulación del clima global y local. Como ya se destacó, a nivel global contribuyen a la mitigación del cambio climático a través de la captura

y almacenamiento de carbono. La superficie total de bosques en pie en América Latina y el Caribe se estima en 9,3 millones de km<sup>2</sup>, equivalente a un 46 % de su territorio<sup>3</sup> (Potapov et al., 2022). Por su parte, la extensión total de coberturas forestales naturales, aquellas que nunca fueron gestionadas intensivamente, equivale al 37 % de la región (ver el capítulo 1).

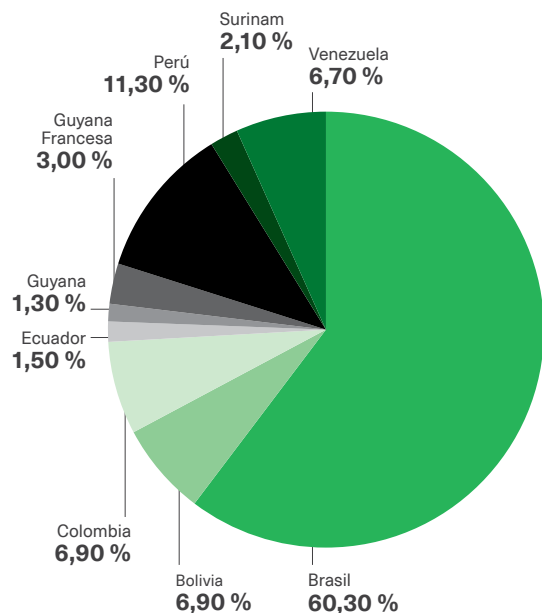
La cobertura boscosa de la región está representada principalmente por los bosques tropicales en la cuenca del río Amazonas, el bosque costero atlántico, el bosque tropical montañoso de los Andes, los bosques bajos de Venezuela y las Guayanas, y los

bosques templados patagónicos de Argentina y Chile. Entre ellos, el Amazonas destaca por ser el bosque tropical más grande del mundo, con una biodiversidad prominente. Está atravesado a su vez por el río Amazonas, que con 7000 km de extensión es el más largo y caudaloso del mundo (ver la figura 3.1).

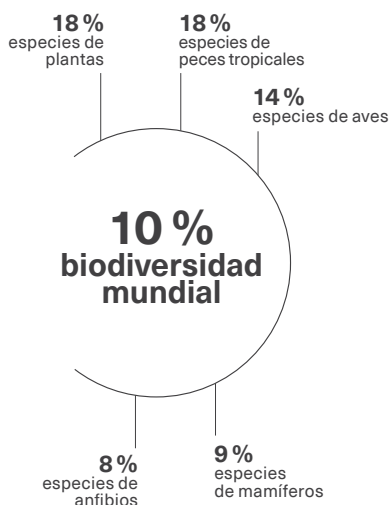
● ●  
**La superficie total de bosques en América Latina y el Caribe es de 9,3 millones de km<sup>2</sup>, equivalente a un 46 % de su territorio**

**Figura 3.1**  
 El Amazonas y su biodiversidad

**Panel A.**  
 Distribución de la superficie del bosque del Amazonas



**Panel B.**  
 Participación en la biodiversidad mundial



**Nota:** La figura muestra cómo se distribuye entre países el territorio total del Amazonas (panel A) y datos relevantes sobre la biodiversidad que alberga este bosque (panel B).

**Fuente:** Elaboración propia con base en Ferreira (2023); Guayasamin et al. (2021); Vergara et al. (2022); Zapata-Ríos et al. (2021).

<sup>3</sup> Se consideran aquí las zonas con una cobertura arbórea superior al 30 % y una altura de copas promedio superior a 30 metros. Esto no es equivalente a la superficie de los biomas de bosques, que comprenden una superficie de 12,1 millones de km<sup>2</sup> en ALC. Existen bosques en pie fuera de los biomas de bosques y parte de la cobertura de estos biomas no presenta bosques en pie.

El Amazonas tiene un rol de gran importancia en la regulación del clima global, por la cantidad de carbono almacenado en sus árboles y suelos (Pan et al., 2011). Además, cumple una función central en la regulación del ciclo hídrico en Sudamérica por su gran capacidad de almacenamiento y evaporación del agua. El bosque retiene agua de las corrientes de viento provenientes del océano Atlántico y las almacena en sus cuerpos de agua y vegetación. Con la evaporación, se forman nubes que, gracias al viento, producen lluvia en todo el Cono Sur (Spracklen et al., 2012) y llegan incluso al norte de Estados Unidos. De esta forma, el Amazonas contribuye a la productividad agrícola de la región y a la sostenibilidad de la vida humana (Ferreira, 2023).



**El bosque del Amazonas contiene por sí solo un stock de carbono equivalente a nueve años de emisiones por el uso de combustibles fósiles a nivel mundial**

### **Pastizales, sabanas y matorrales**

Las ecorregiones caracterizadas por una presencia significativa de pastizales naturales comprenden un amplio conjunto de ecosistemas, desde aquellos con ausencia casi total de árboles, pasando por sabanas pobladas por árboles dispersos, hasta regiones arbustivas con mosaicos de pastizales y vegetación arbórea (Veldman et al., 2015). Los biomas de pastizales, sabanas y matorrales son posiblemente los que menor atención reciben en los esfuerzos de conservación a nivel global. Parte de la causa ha sido el desconocimiento sobre el origen y función de estos ecosistemas, puesto que son habitualmente mal interpretados como etapas tempranas en la formación de bosques o como manifestaciones de tierras degradadas (Bond, 2016; Silveira et al., 2020).

Estos ecosistemas presentan un conjunto diverso de condiciones ambientales, desde extremos climáticos caracterizados por alta aridez y temperaturas extremas incapaces de sostener bosques de manera natural hasta regiones definidas por la continua competencia entre cobertura boscosa y de pastizales.

En el origen de los pastizales naturales (o pastizales de crecimiento antiguo), hay una combinación de factores que limitan el establecimiento de vegetación leñosa: temperaturas extremas, regímenes de precipitaciones monzónicas, que favorecen los eventos de incendios naturales, y presencia de grandes herbívoros (Bond y Parr, 2010; Veldman et al., 2015). Comprender el rol de estos factores resulta central para los esfuerzos de conservación.

Los pastizales son el hogar de una importante biodiversidad, que, aunque menor en cantidad de especies y poblaciones que la de los bosques, muestra un gran endemismo, con múltiples especies que cuentan con adaptaciones para habitar las características particulares que ofrecen (Bond y Parr, 2010; Parr et al., 2014). Además de proveer el hábitat para esta diversidad, los pastizales ofrecen un conjunto de servicios ecosistémicos clave y diferenciados: servicios de polinización, de importancia para cultivos aledaños; servicios de moderación del clima, por reflejar una fracción mayor de la energía solar (mayor albedo) que la cobertura boscosa y reducir la absorción de calor; y servicios de infiltración de agua a las napas, puesto que sufre una relativamente baja evapotranspiración en comparación con la cobertura de bosques. Finalmente, tienen un alto potencial de captura y almacenamiento de carbono en el suelo que, a diferencia del carbono contenido en la biomasa sobre la superficie del suelo, presenta una alta estabilidad y bajo riesgo de ser liberado ante episodios de sequía o incendios (Dass et al., 2018; Silveira et al., 2020; Veldman et al., 2015).



**Los pastizales naturales son una fuente de sustento crítica para las comunidades rurales de la región, que basan en ellos la alimentación del ganado vacuno, ovino y caprino**

Las ecorregiones de matorrales, sabanas y pastizales de América Latina y el Caribe se encuentran principalmente en Sudamérica, donde abarcan una extensión superior a 5 millones de km<sup>2</sup>. Entre los ecosistemas más representativos están el Cerrado, en Brasil; el Gran Chaco, en Bolivia, Paraguay y Argentina; las pampas de Argentina, Uruguay y el sur de Brasil, y Los Llanos, en Colombia y Venezuela. Sin embargo, también hay regiones de pastizales

naturales en mosaicos en otros biomas y en paisajes mixtos agrícolas-naturales. Los pastizales naturales son una fuente de sustento crítica para las comunidades rurales de la región, que basan en ellos la alimentación del ganado vacuno, ovino y caprino. A su vez, estas especies representan una fuente clave de alimentos y vestimenta para estas comunidades.

## Humedales

Los humedales interiores o de agua dulce (para distinguirlos de ecosistemas costeros, descritos más adelante) son extensiones que se encuentran sumergidas de manera intermitente, ya sea por causa de precipitaciones estacionales, ciclos plurianuales o fluctuaciones de mareas. Siendo el agua la característica definitoria de estos ecosistemas, resultan de vital importancia para la provisión de servicios ecosistémicos clave, como el sostén a la biodiversidad, la regulación del ciclo hídrico y la purificación del agua.

La saturación hídrica que caracteriza a los humedales resulta en una gran capacidad de almacenamiento y captura de carbono, dado que la pobre oxigenación del suelo ralentiza la descomposición de la materia orgánica. Cuando el ritmo de descomposición es menor que el de crecimiento de la nueva vegetación, se conforman turberas con alto contenido de carbono orgánico en el suelo (Moomaw et al., 2018). Dichas turberas globalmente constituyen uno de los mayores stocks de carbono almacenado, estimado en 450 gigatoneladas (GtC), en tan solo un 3 % de la superficie terrestre (Joosten et al., 2016). Se calcula que América Latina y el Caribe alberga entre un 4,4 % y un 12 % de la extensión global de turberas.

Si bien los humedales representan importantes almacenes de carbono y tienen una capacidad de captura que no decae con el tiempo, también son naturalmente una fuente importante de emisiones de metano. Este es un gas de efecto invernadero mucho más potente que el dióxido de carbono, aunque con persistencia en la atmósfera más breve (alrededor de 10 años). Globalmente, se estima que los humedales de agua dulce son responsables de entre un quinto y un cuarto de las emisiones de metano globales, lo que supera a las emisiones combinadas

de la extracción y uso de combustibles fósiles y los basurales (Moomaw et al., 2018).

## ●● Los humedales brindan servicios importantes de adaptación, principalmente moderando los ciclos hídricos

Debido a este delicado balance entre la gran cantidad de carbono almacenado que tienen los humedales naturales, su capacidad de captura de CO<sub>2</sub> y sus importantes emisiones de metano, la evidencia más reciente apunta a la importancia de mantener los humedales naturales en buen estado de preservación. En contraste, la restauración de humedales degradados que conservan poco carbono en el suelo o la creación de nuevos (por ejemplo, resultado de la construcción de presas) puede conflictuar con las estrategias de mitigación al cambio climático debido a las emisiones de metano (Taillardat et al., 2020).

Los humedales también brindan servicios importantes de adaptación, principalmente moderando los ciclos hídricos, absorbiendo las precipitaciones abundantes y ralentizando su escurrimiento en épocas secas.

Los humedales de agua dulce son el hogar de una fracción importante de la biodiversidad global, a la vez que brindan hábitat transitorio y alimentos a numerosas especies de animales terrestres y aves migratorias (Gopal et al., 2000). Asimismo, proporcionan alimentos y un hábitat reproductivo del que dependen múltiples especies de peces. La cuenca amazónica cuenta con más de 3000 especies de peces identificadas, la mayor diversidad entre las cuencas de la región, seguida de la cuenca del Orinoco (1000 especies). La mayoría de los humedales de la región albergan especies endémicas que presentan una distribución territorial acotada debido a la estabilidad de las condiciones ambientales que estos proporcionan respecto a las regiones próximas. A su vez, se estima que esa estabilidad fue relevante para proveer refugio a numerosas especies ante fluctuaciones climáticas a través de las eras geológicas (Wittmann et al., 2015).



Las ecorregiones dominadas por humedales en América Latina y el Caribe cubren 760.000 km<sup>2</sup> (Dinerstein et al., 2017)<sup>4,5</sup>, emplazados principalmente en tres regiones de Sudamérica: el Amazonas,

donde las ecorregiones de selva anegada ocupan el 60 % de los humedales de la subregión; el sistema Bañados de Utuquis-Gran Pantanal, con 170.000 km<sup>2</sup> de extensión; y el delta del Paraná, con 17.500 km<sup>2</sup>.

## El rol de los ecosistemas costeros y marinos

Como se describe en el capítulo 1, los océanos cumplen un rol central en la regulación del clima global a través de la absorción de calor y carbono de la atmósfera. El agua tiene una gran capacidad para almacenar calor, lo que permite a los océanos captar gran parte del excedente de energía atrapado por los gases de efecto invernadero, moderando así el aumento de las temperaturas. Los océanos son también un importante sumidero de carbono, principalmente a través del mecanismo conocido como bomba de solubilidad. Esta se refiere a la captura de carbono a través de la disolución de gases y la subsecuente formación y disolución de sales. Además, gracias a su prominente biodiversidad, los océanos capturan carbono a través de otro mecanismo conocido como bomba biológica. Este funciona a través de la acción de organismos marinos que realizan fotosíntesis, transformando carbono inorgánico en biomasa, que en parte se almacena en las profundidades del océano. En conjunto, se estima que los océanos han capturado una cuarta parte de las emisiones de carbono humanas totales (IPCC, 2022c).

El término carbono azul se refiere a los flujos de carbono en ecosistemas marinos que pueden ser administrados para la mitigación del cambio climático (IPCC, 2022c). En la actualidad, las políticas de carbono azul están centradas en la restauración y conservación de los ecosistemas costeros con vegetación: los manglares, los pastos marinos y las marismas. Estos ecosistemas tienen un elevado contenido de carbono en relación con su superficie, aunque el potencial de mitigación global de las políticas para su restauración y protección se estima modesto (Bindoff et al., 2019)<sup>6</sup>. Sin embargo, pueden aportar importantes cobeneficios a las comunidades costeras, en términos

de adaptación al cambio climático y de sostenibilidad de las actividades económicas que dependen de ellos. Por lo tanto, son consideradas políticas particularmente valiosas para la respuesta al cambio climático en los países de Mesoamérica y el Caribe que tienen un vínculo particularmente estrecho con las costas.



### Los manglares, pastos marinos y las marismas tienen importantes beneficios en términos de adaptación al cambio climático por parte de comunidades costeras

Cabe destacar que las contribuciones de los océanos a la mitigación del cambio climático traen aparejadas importantes consecuencias negativas para los ecosistemas costeros y marinos y para las actividades económicas que de ellos dependen. Como se discute en el capítulo 1, el aumento en la temperatura y el nivel del agua, la acidificación y la creciente frecuencia e intensidad de las tormentas son los principales canales por los que el cambio climático degrada estos ecosistemas. A la vez, los servicios para la adaptación que proveen manglares y arrecifes de coral se vuelven cada vez más relevantes.

El ecosistema de manglar está situado en las costas marinas y estuarios, en la mitad superior de la zona intermareal. El gráfico 3.2 muestra la presencia de manglar en las costas de la región. Los países con mayor extensión de manglares son Brasil y México, con

4 Cálculos de estimación propia a partir de datos de Dinerstein et al. (2017). Para mayor detalle sobre la metodología de cálculo, consultar el apéndice del capítulo disponible en línea.

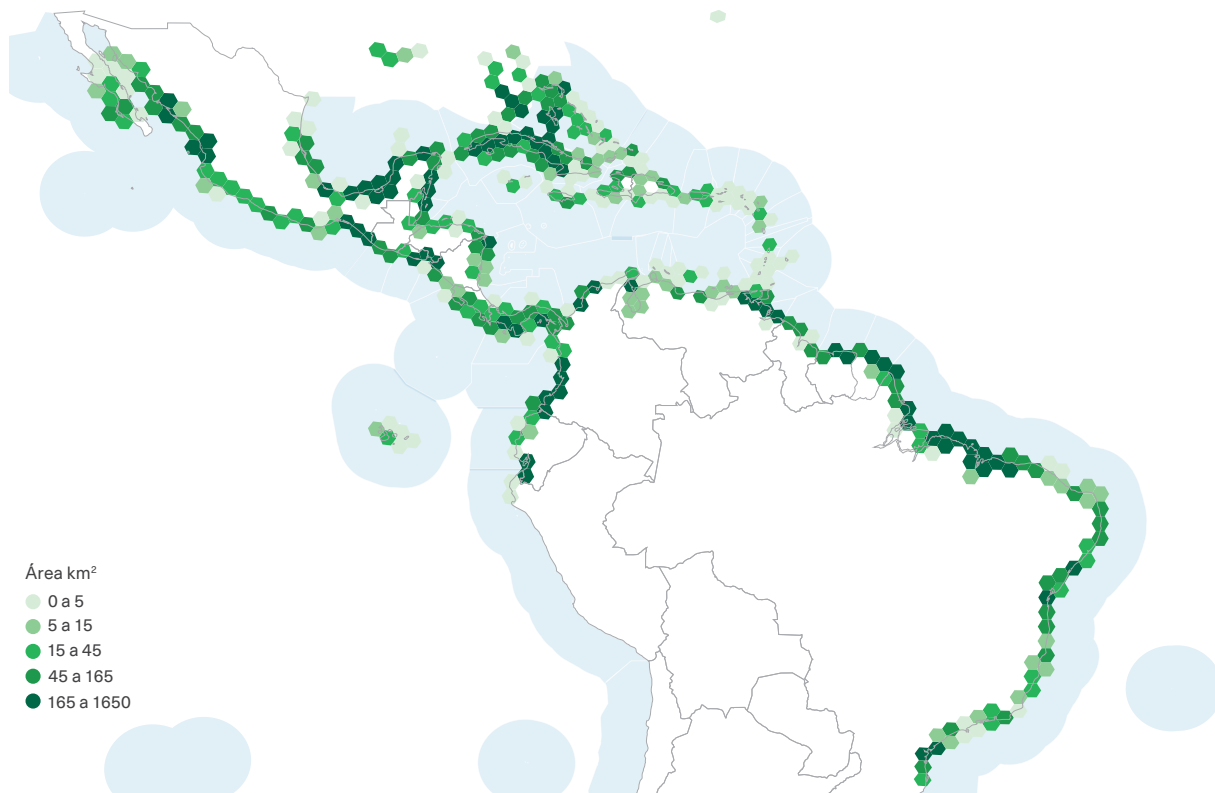
5 La extensión total de humedales se estima en 930.000 km<sup>2</sup> (Reis et al., 2017), puesto que también se encuentran contenidos dentro de otras ecorregiones. Este es el caso de las vegas situadas en regiones andinas y de los bañados en la región del Gran Chaco (distribuida entre Argentina, Bolivia y Paraguay).

6 Las dificultades de medir adecuadamente los flujos de carbono capturado, la captación de carbono orgánico capturado en otros ecosistemas cuenca arriba y las posibles emisiones de metano y óxido nitroso son algunas de las variables que dificultan la capacidad y medición adecuada del potencial de mitigación de las estrategias de carbono azul (Williamson y Gattuso, 2022).

11.300 km<sup>2</sup> y 9900 km<sup>2</sup>, respectivamente, seguidos por Cuba (3500 km<sup>2</sup>), Colombia y Venezuela (2800 km<sup>2</sup>). Sin embargo, Cuba, Panamá y El Salvador se destacan por la participación de manglares en su superficie total (entre el 2 % y el 3 %). Los manglares están compuestos de manera predominante por un conjunto de especies arbóreas y arbustivas, que cuentan con adaptaciones para subsistir en condiciones de salinidad, saturación hídrica e inundación por mareas (Hopley, 2010). Tienen un elevado potencial de carbono por unidad de superficie, duplicando en promedio el stock de carbono contenido en bosques tropicales (gráfico 1 del recuadro 3.4)<sup>7</sup>.

Los manglares son un tipo particular dentro de los ecosistemas de humedales y comparten la característica de poder capturar carbono indefinidamente, incluso una vez que se encuentra en estado de equilibrio (con biomasa por hectárea estable) (Leal y Spalding, 2022). También comparten la característica de ser una fuente de emisiones de metano, que, aunque resulta menor por las condiciones de salinidad del ecosistema, puede contrarrestar en hasta un 20 % la contribución de estos ecosistemas a la captura anual de carbono (Rosentreter et al., 2018).

**Gráfico 3.2**  
Distribución de los manglares



**Nota:** El gráfico muestra la distribución de manglares en ALC en 2020. Dado que los bosques de manglar son superficies pequeñas con relación a la superficie de la región, estos se representan a través de hexágonos de mayor tamaño para una mejor visualización. El color indica la superficie de manglares dentro de cada hexágono, medida como km<sup>2</sup>. Los colores van del amarillo, donde la superficie de manglares es inferior a 5 km<sup>2</sup>, a verde oscuro donde supera los 165 km<sup>2</sup>. Para las zonas donde no hay manglares no se presentan hexágonos.

**Fuente:** Elaboración propia a partir de datos georreferenciados de Global Mangrove Watch (Bunting et al., 2022) y Flanders Marine Institute (2019) para delinear las zonas económicas exclusivas.

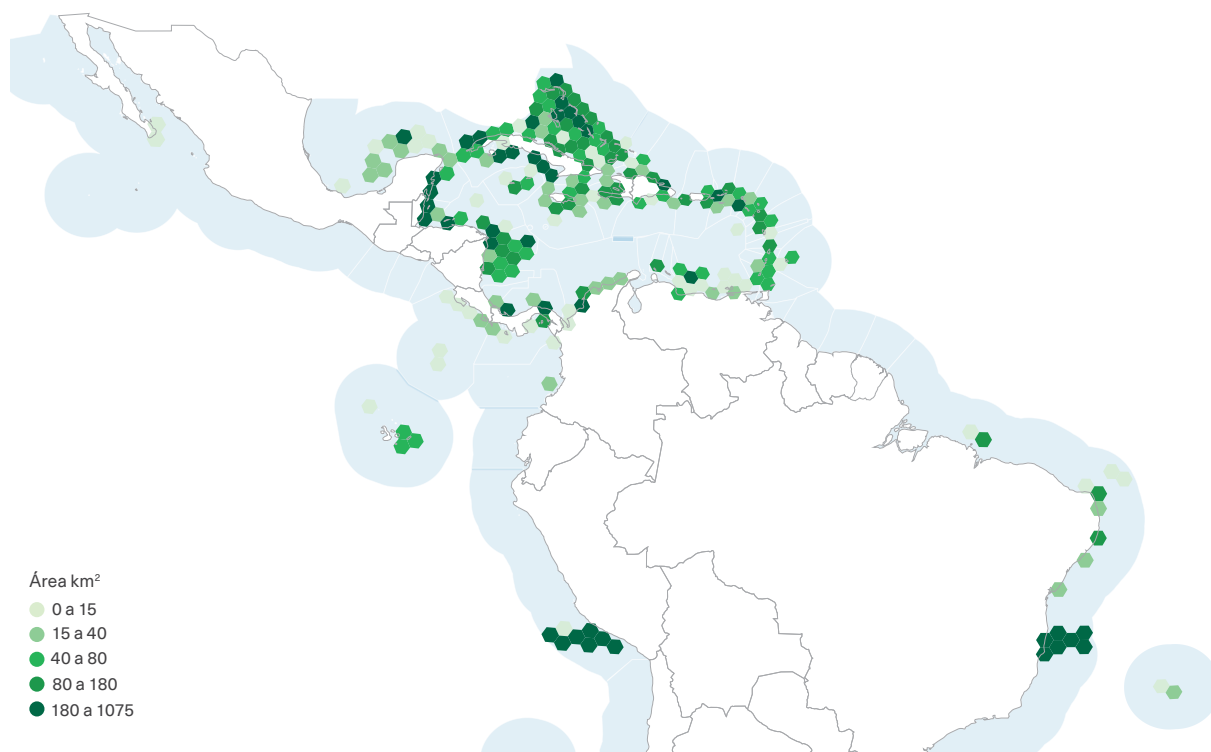
<sup>7</sup> Las estimaciones sobre el stock de carbono de los ecosistemas de manglar son variables. Donato et al. (2011) calculan que llega a ser hasta cuatro veces superior por hectárea a la de los bosques tropicales (contando el carbono total almacenado en biomasa por encima y debajo de la superficie y en el suelo).

Los arrecifes son ecosistemas sumergidos conformados por estructuras de carbonato de calcio que produce un grupo de especies de coral. Los arrecifes de aguas cálidas se encuentran en las regiones tropicales de aguas cristalinas, cálidas y poco profundas, en su mayoría a un máximo de 40 m de profundidad, debido a que requieren de una gran exposición a la luz solar para su subsistencia. Por otro lado, los corales de aguas frías se encuentran en aguas profundas, hasta los 3000 m, y se presentan en todas las latitudes. Tanto los corales de aguas cálidas como los de aguas frías conforman estructuras que se acumulan lentamente a lo largo de los siglos, ofreciendo el hábitat del que dependen numerosas especies. Los de aguas cálidas se acumulan a un ritmo más rápido

y conforman barreras que reducen la erosión costera (Hoegh-Guldberg et al., 2017). A su vez, estos se presentan en un rango acotado de condiciones ambientales, particularmente de temperatura, luminosidad y profundidad, por lo que son muy susceptibles al cambio climático (Kennedy et al., 2013).

● ●  
**Los arrecifes de coral protegen a las poblaciones costeras de eventos climáticos extremos, proveen el hábitat de numerosas especies y son un atractivo turístico clave para la región**

**Gráfico 3.3**  
 Distribución de los arrecifes de coral



**Nota:** El gráfico muestra la distribución de los arrecifes de coral de aguas cálidas en ALC. Dado que los arrecifes de coral son superficies pequeñas con relación a la superficie de la región, estos se representan a través de hexágonos de mayor tamaño para una mejor visualización. El color indica la superficie de manglares dentro de cada hexágono, medida como km². Los colores van del amarillo, donde la superficie de los arrecifes es inferior a 15 km², a verde oscuro, donde supera los 180 km². Para las zonas donde no hay arrecifes de coral no se presentan hexágonos.

**Fuente:** Elaboración propia a partir de datos georreferenciados de Burke et al. (2011) para los arrecifes de coral y Flanders Marine Institute (2019) para delinear las zonas económicas exclusivas.



Uno de los servicios más importantes que ofrecen los ecosistemas de arrecifes y manglares es el de albergar una biodiversidad prominente. En particular, proveen el hábitat para la reproducción y crecimiento de numerosas especies de peces, crustáceos y moluscos de valor comercial, tanto de aquellos que se capturan en los propios ecosistemas como los que se pescan aguas adentro de los mares. Además, la biodiversidad y la belleza natural de estos ecosistemas son un atractivo turístico clave para la región.



### **Los manglares apoyan la pesca comercial de numerosas especies de peces y camarones, y brindan protección en las costas ante la mayor incidencia de tormentas asociada al cambio climático**

Un reciente reporte de la Alianza Global de los Manglares analiza el valor de la producción de 37 especies comercializables. Este análisis estima que la presencia de manglares en todo el mundo apoya la producción anual de casi 600.000 millones de juveniles, pertenecientes a 32 especies comerciales de peces y camarones, y más de 100.000 millones

de individuos de cuatro especies de cangrejos y una especie de bivalvo. En América Latina y el Caribe, la cantidad de ejemplares de peces potenciados por los manglares se estima superior a los 100 billones, mientras que la restauración de hábitat en las regiones actualmente degradadas o bajo otros usos de suelo se estima que traería aparejado un incremento de 7,8 millones de ejemplares anualmente (Worthington y Spalding, 2018).

Los manglares y arrecifes también son importantes para la prevención de la erosión costera, una función clave para la adaptación al cambio climático de cara a incrementos en el nivel del mar y a la mayor intensidad y frecuencia de las tormentas. Algunas estimaciones recientes encuentran que los manglares reducen en promedio la altura de las olas provocadas por el viento en un 31 % y las provocadas por ciclones en un 60 % (Narayan et al., 2016). En América Latina y el Caribe, los manglares disminuyen anualmente los daños por inundaciones en más de USD 12.000 millones y protegen a casi 1 millón de personas (Menéndez et al., 2020; Worthington y Spalding, 2018). Por su parte, los arrecifes de coral son capaces de reducir en un 97 % la energía de las olas que llegan a la costa y en un 84 % la altura de las mismas (Ferrario et al., 2014; Moomaw et al., 2018).

## **Radiografía de la degradación de los ecosistemas y de sus causas**

La actividad humana degrada la naturaleza y los servicios ecosistémicos que brinda a través de una combinación de canales directos, que suelen categorizarse en el cambio en el uso del suelo, la sobrexplotación de los recursos, la contaminación y la introducción de especies invasoras. La importancia de estos canales varía entre regiones. En el continente americano, el cambio en el uso del suelo es el principal responsable, seguido por la sobrexplotación (Díaz y Malhi, 2022).

A estos canales directos se suma el impacto que la actividad humana tiene sobre los ecosistemas a través del cambio climático (IPBES, 2019). El capítulo 1 introduce las interrelaciones entre el cambio climático y la biodiversidad. En particular, destaca cómo el cambio climático constituye una amenaza para los ecosistemas, a través del impacto de las temperaturas extremas, las sequías prolongadas y la creciente frecuencia e intensidad de las tormentas, entre otras perturbaciones.



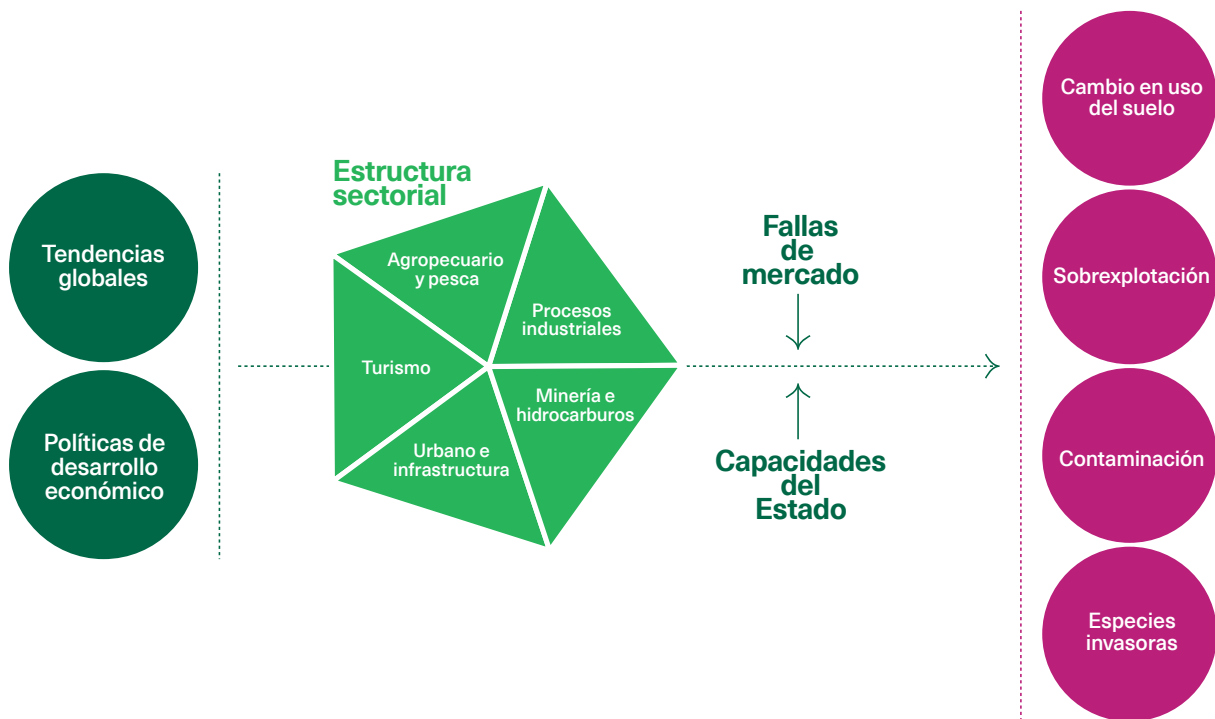
## La actividad humana degrada la naturaleza a través del cambio en el uso del suelo, la sobreexplotación de los recursos, la contaminación y la introducción de especies invasoras

La importancia relativa de los canales directos de degradación está asociada a la estructura sectorial de las economías de la región y a un conjunto de factores habilitantes. Las tendencias de producción y consumo globales y la respuesta de los países a

ellas, a través de sus políticas de desarrollo económico, determinan la importancia relativa de los sectores productivos. A su vez, dichos sectores tienen un impacto sobre los ecosistemas, cuyo alcance está determinado por la presencia de fallas de mercado (externalidades, bienes públicos y problemas de información) y por las capacidades de los Estados para diseñar y hacer cumplir políticas públicas conducentes a un desarrollo sostenible. La interrelación entre canales directos, sectores y factores habilitantes se presenta de manera esquemática en la figura 3.2.

**Figura 3.2**

Canales directos de la degradación de los ecosistemas, sectores productivos y factores habilitantes



Fuente: Elaboración propia.



## El cambio en el uso del suelo y otros canales de degradación de los ecosistemas

### Cambio en el uso del suelo

El cambio en el uso del suelo, mediante la deforestación, el drenaje de humedales y el reemplazo de pastizales naturales para fines de aprovisionamiento y producción de alimentos, resulta en la pérdida y fragmentación del hábitat de numerosas especies y procesos ecológicos. También tiene como consecuencia la pérdida de servicios ecosistémicos y el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI).

Para cuantificar la magnitud del cambio en el uso del suelo en la región, se utilizan datos de Gauthier et al. (2021), que clasifica los suelos en natural, seminatural, pastoreo, cultivos y asentamientos. La categoría natural designa regiones sin presencia humana ni impactos significativos, mientras que la seminatural se refiere a superficies con baja presencia humana y uso de baja intensidad. Las categorías restantes se consideran antrópicas, por encontrarse bajo usos humanos continuos y de alta intensidad<sup>8</sup>.

El gráfico 3.4 muestra los tipos de uso de suelo de toda la región en 2017 (Gauthier et al., 2021). La mayor parte (el 55 %) de la superficie de la región tiene un uso antrópico dominante, mientras que el 6 % se conserva en estado natural y el 39 %, en seminatural. Como se reporta en el panel E del mismo gráfico, la conservación de ecosistemas en estado natural o seminatural varía significativamente entre regiones. En Sudamérica alcanza el 48 %, mientras que en Mesoamérica y el Caribe es del 27 % y el 19 %, respectivamente.

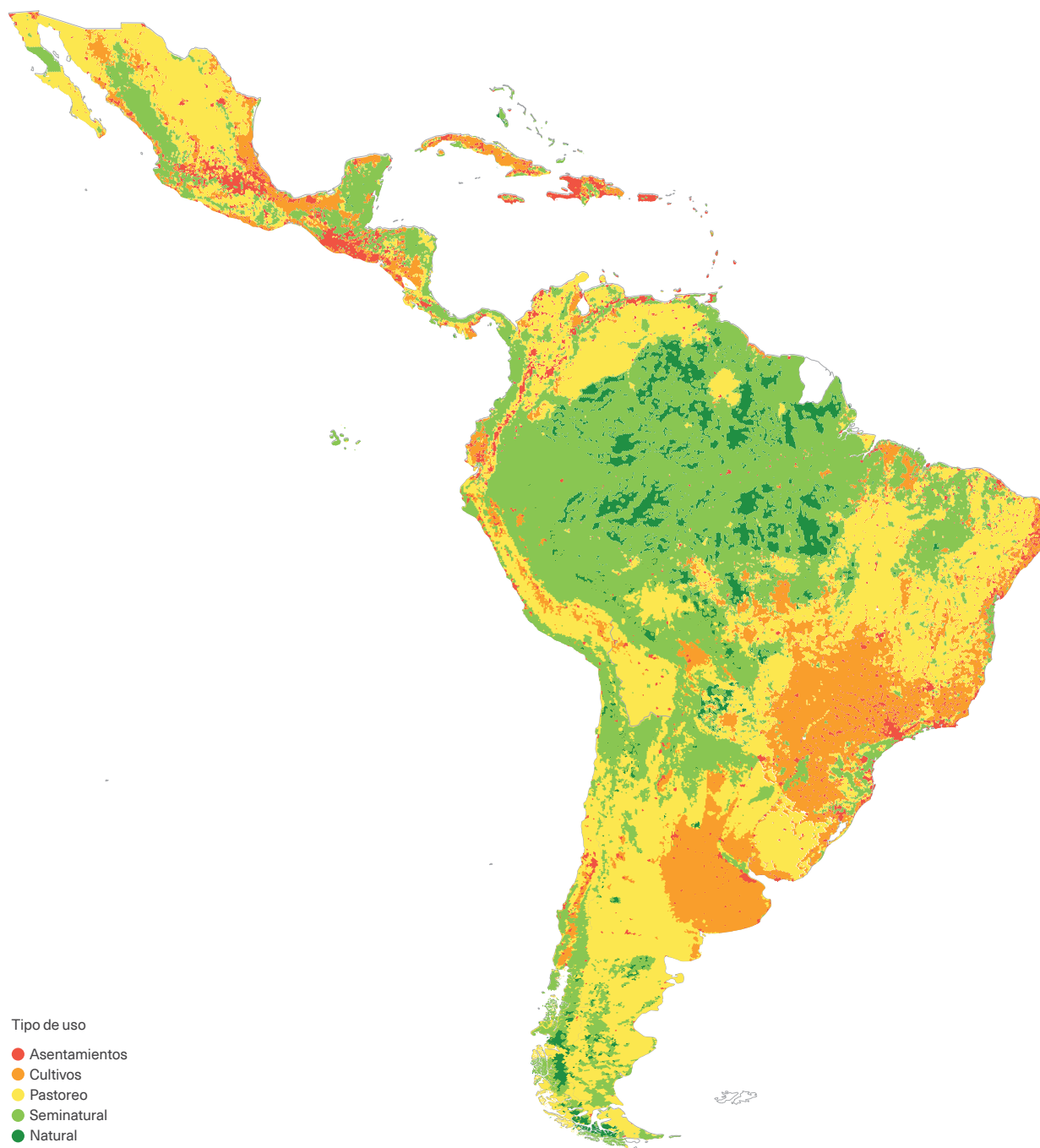
● ●  
**En Sudamérica los ecosistemas en estado natural o seminatural cubren el 48 % de la superficie de la región, mientras que en Mesoamérica y el Caribe es del 27 % y el 19 %, respectivamente**

<sup>8</sup> Para mayor detalle en la clasificación de suelos de Gauthier et al. (2021), ver las aclaraciones respecto al gráfico 3.4 en el apéndice del capítulo disponible en línea.

### Gráfico 3.4

Uso antrópico del suelo en 2017 por tipo de ecorregión

Panel A.  
Total

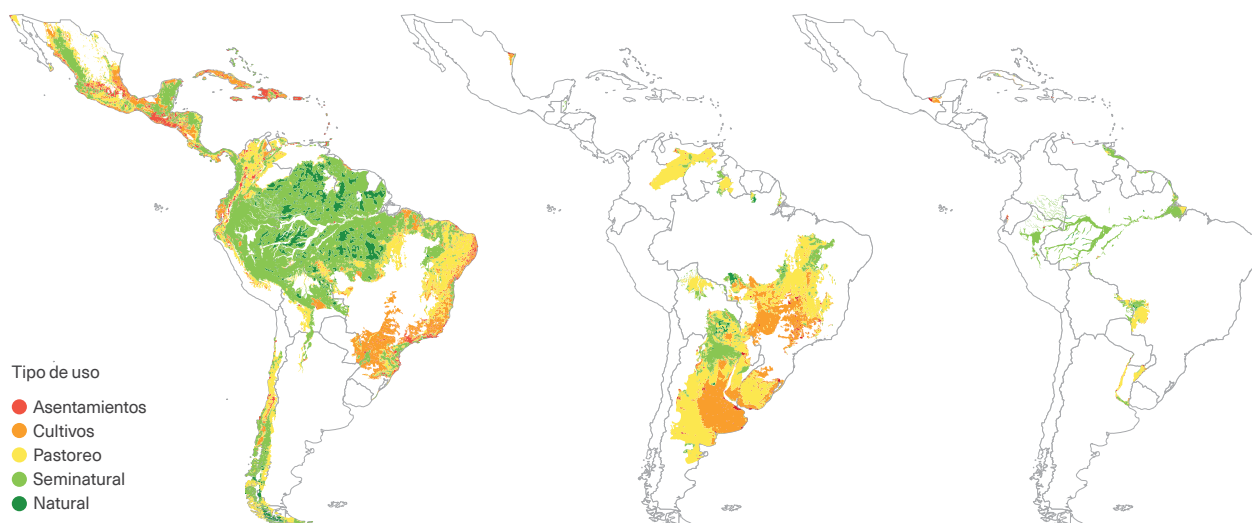


Continúa en la página siguiente →

**Panel B.  
Bosques**

**Panel C.  
Pastizal, sabana, y matorral**

**Panel D.  
Humedales**



**Panel E.  
Distribución por subregión y cobertura natural predominante**

			Caribe	Mesoamérica	Sudamérica	Total
Total	Asentamiento	●	38,0	11,5	3,0	4,4
	Cultivos	●	34,7	18,7	15,7	16,3
	Pastoreo	●	8,5	43,1	33,8	34,6
	Seminatural	●	18,2	26,7	41,0	39,0
	Natural	●	0,6	0,1	6,6	5,7
Bosque	Asentamiento	●	40,5	14,5	3,6	5,7
	Cultivos	●	36,9	22,6	11,8	13,7
	Pastoreo	●	7,0	24,9	19,8	20,3
	Seminatural	●	15,6	37,9	54,6	51,7
	Natural	●	0,1	0,1	10,2	8,7
Pastizal	Asentamiento	●	-	10,2	2,2	2,2
	Cultivos	●	-	47,6	30,3	30,4
	Pastoreo	●	-	15,6	52,1	52,0
	Seminatural	●	-	26,6	14,0	14,0
	Natural	●	-	0,0	1,4	1,4
Humedal	Asentamiento	●	10,6	20,6	1,4	1,9
	Cultivos	●	29,5	66,7	2,3	4,0
	Pastoreo	●	28,9	8,4	23,9	23,6
	Seminatural	●	30,9	4,3	69,7	67,9
	Natural	●	0,0	0,0	2,7	2,6

**Nota:** El gráfico muestra el uso antrópico del suelo en 2017. El panel A muestra ese indicador en toda la región, mientras que los paneles B, C y D lo hacen para las coberturas de bosques, pastizales y humedales, respectivamente. El panel E muestra los valores del uso del suelo para el conjunto de cada una de estas coberturas (filas) y cada una de las subregiones de ALC (columnas). Los valores están expresados como porcentaje y representan la participación que tiene cada tipo de uso antrópico en cada combinación de cobertura-subregión (p. ej., el dato de la fila 7-columna 1 nos dice que el 36,9 % del territorio del Caribe que pertenece a un ecosistema de bosque fue utilizado en 2017 para cultivo). Las ecorregiones consideradas dentro de bosques, pastizales y humedales, y los países de cada subregión de ALC se pueden consultar en el apéndice del capítulo disponible en línea.

**Fuente:** Elaboración propia a partir de Gauthier et al. (2021) y Ecoregions2017 (Dinerstein et al., 2017).

### Recuadro 3.5

#### Determinantes del cambio de uso del suelo

Los principales usos alternativos de suelo que impulsan la pérdida de coberturas naturales pueden categorizarse en: 1) producción de alimentos para consumo humano, 2) producción de alimentos para generación de energía, 3) producción de fibras y madera, y 4) ocupación del suelo por infraestructura y ciudades. En esta categorización, el énfasis se encuentra en el propósito del consumo humano que tiene cada parcela en lugar de la actividad desarrollada en ella. Por ejemplo, la producción de energía tiene una categoría propia a pesar de basarse en productos agrícolas que podrían destinarse a la alimentación (por ejemplo, biodiésel de soja y palma aceitera).

La presión sobre el uso del suelo aumenta con el crecimiento poblacional y el consumo per cápita mientras que disminuye con los aumentos de la productividad, que reducen la superficie requerida para generar una unidad de producción. A su vez, el cambio en la composición de la dieta promedio, en favor de una mayor proporción de calorías de origen animal conforme aumenta el nivel de ingresos, resulta en un incremento en la demanda de suelo debido a la pérdida de eficiencia en la conversión de calorías (o proteínas) vegetales a calorías animales. La especie animal también resulta de gran relevancia, puesto que la conversión alimenticia es muy variable y, en general, decreciente con el tamaño, pudiendo ser más de cuatro veces menor para ganado vacuno que para aves.

En un estudio de los motores del cambio de uso del suelo agrícola, Alexander et al. (2015) encuentran que entre 1961 y 2011 el aumento global en el uso de suelo fue de 625 millones de hectáreas, lo que representa cerca de un tercio de la superficie total de América del Sur. Este incremento es atribuido a la alimentación humana (vegetal y animal, de 535 millones de ha), la bioenergía (35 millones) y los desperdicios (25 millones). Para el consumo de alimentos, el crecimiento en el uso de tierras ocasionado por el cambio en la composición de la dieta promedio es equiparable a un crecimiento poblacional un 50 % mayor al observado. En contraste, el notable aumento en los rendimientos agropecuarios logrados por mejoras en productividad e intensificación en el uso de insumos permitió contrarrestar un 90 % el incremento en la demanda del suelo para alimentación.

Los datos revelan que la pérdida y fragmentación del hábitat en América Latina y el Caribe se encuentra fuertemente vinculada al sector agropecuario: el 35 % de la superficie de la región se encuentra afectado al pastoreo y el 16 % a cultivos. Por su parte, los asentamientos humanos ocupan el 4 % del territorio. Si bien la importancia del sector agropecuario se mantiene, el Caribe tiene un patrón de uso del suelo diferente al promedio regional. En esta subregión, la superficie dedicada al pastoreo es considerablemente menor (8 %), mientras que la dedicada a los cultivos (35 %) y los asentamientos humanos es mayor (38 %).



**La pérdida y fragmentación del hábitat en América Latina y el Caribe se vincula principalmente al sector agropecuario: el 35 % de su superficie se dedica al pastoreo y el 16 % a cultivos**

El sector agropecuario y de silvicultura atiende numerosas y crecientes demandas de la sociedad: alimentación, madera para la construcción, pulpa de papel, fibras para vestimenta (lana y algodón), energía en la forma de carbón vegetal y biocombustibles (ver el recuadro 3.5).

Tanto el uso específico que se da al suelo como el tipo de ecosistema modificado determinan el nivel de degradación producido y las emisiones generadas (Felipe-Lucía et al., 2020; Kleijn et al., 2009). Por ejemplo, la producción de ganado cuya alimentación se basa en los pastizales puede considerarse un uso menos intensivo del suelo que los cultivos estacionales, puesto que es compatible con una mayor diversidad de especies vegetales y animales en el lugar. Sin embargo, el uso pastoril sí requiere de una drástica modificación del ecosistema cuando se desarrolla en bosques porque requiere deforestar e introducir especies foráneas de pastizales.

Los paneles B, C y D del gráfico 3.4 muestran los usos del suelo en las ecorregiones que tienen como cobertura predominante bosques, pastizales, sabanas y matorrales, y humedales. Como se explicó en el apartado anterior, estas son coberturas con una gran importancia para la captura y almacenamiento de carbono a nivel global, tanto por su densidad de carbono como por su extensión. En conjunto, las ecorregiones agrupadas en las tres coberturas representan el 86 % de la superficie de América Latina y el Caribe. Como se verá más adelante, si bien todas ellas muestran una importante afectación a usos productivos, es significativamente mayor en pastizales, sabanas y matorrales, donde alcanza un 85 % del total, respecto a bosques y humedales, con el 40 % y el 30 %, respectivamente.

El 39 % de la superficie de las ecorregiones de bosques de América Latina y el Caribe tiene un uso de suelo preponderantemente antrópico (20 % dedicado al pastoreo; 14 %, a cultivos y 6 %, a asentamientos), mientras que el 52 % se encuentra en estado seminatural y el 9 % en estado natural. El estado relativamente conservado se debe mayoritariamente al bioma amazónico, aunque incluso este presenta claras pérdidas en la frontera sur y suroriental (ver el recuadro 3.6). Los bosques templados del sur de la Patagonia, de menor extensión, también presentan todavía una importante porción en estado natural o seminatural, al igual que extensiones significativas en el suroriente de México, el oriente de Honduras y en Costa Rica y Panamá. Estos últimos, aunque

de menor superficie, resultan significativos para el pasaje de fauna y los corredores de aves entre Sudamérica y Mesoamérica. En contraste, los bosques del oriente de Sudamérica, los restantes de Mesoamérica y los del Caribe muestran un uso mayoritariamente antrópico, que alcanza un 84 % en esta última subregión.



### **En los últimos 20 años, los bosques de América Latina y el Caribe experimentaron pérdidas netas de un 5 % (47 millones de ha), lo que equivale a 1,2 veces la superficie de Paraguay**

La principal razón detrás de la pérdida de bosques en América Latina y el Caribe es la deforestación para la actividad agropecuaria, que abarca el 34 % de la superficie total. Dentro de esta actividad, resulta notorio que en Sudamérica y Mesoamérica el uso pastoril representa un quinto y un cuarto de la superficie de los biomas de bosques totales, respectivamente. Se observan grandes superficies de tierras en ecorregiones de bosques afectadas a usos humanos en gran parte de Colombia, estableciendo un corredor en la región occidental de la cordillera de los Andes hacia el sur en Perú. Ese es también el caso en la frontera sur del Amazonas brasileño y, virtualmente, en la totalidad de las ecorregiones de bosque atlántico, que comprenden biomas de bosques tropical y subtropical, húmedo y seco. En el Caribe, prácticamente toda la superficie del bioma de bosques tiene ahora un uso humano, con participaciones similares del uso agropecuario (44 %) y los asentamientos humanos (41 %).



## Recuadro 3.6

### Deforestación en el Amazonas<sup>a</sup>

En la década de 1970 se inició un proceso de transformaciones profundas en el Amazonas por causa de la deforestación en gran escala, irrumpiendo en un ecosistema hasta entonces preservado por milenios. Actualmente, el Amazonas tiene un 15 % menos de superficie boscosa que en el pasado. Brasil es el país con el mayor grado de deforestación con respecto a la superficie original que contaba la Amazonia (21 % del área). Le siguen Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú, con una pérdida de alrededor del 10 %, mientras que Guyana, Guyana Francesa, Surinam y Venezuela han perdido menos del 4 % de la superficie amazónica con la que contaban.

La deforestación del Amazonas es preocupante tanto por la pérdida de bosque y biodiversidad que implica en lo inmediato como por la posibilidad de que se alcance un punto de inflexión a partir del cual los propios mecanismos de equilibrio ecológico generen en el área un proceso de desertificación que podría ser irreversible (ver el recuadro 1.2). Lovejoy y Nobre (2019) estiman que este punto de inflexión podría activarse con la pérdida de entre el 20 % y el 25 % de su superficie boscosa.

La expansión de la frontera agropecuaria es la principal causa directa de la deforestación del Amazonas. En Brasil y Bolivia, este proceso se dio primero con la introducción del cultivo de la soja, seguido por la conversión del bosque en terrenos de pastura para la ganadería. La actividad ganadera también es relevante en la deforestación en Colombia y Perú. Con un menor impacto, la expansión de las plantaciones de coca ha impulsado la deforestación en Bolivia, Colombia y Perú, y la producción de aceite de palma lo ha hecho en Ecuador y Perú.

La explotación forestal y la minería son otras causas de deforestación, aunque en menor escala. La industria forestal se concentra en la extracción de “mahogany (mogno)” e “ipe”, ya que el resto de las especies de árboles tiene poco valor comercial. La minería se enfoca en la extracción de oro, principalmente en Guyana, Guyana Francesa, Surinam y Venezuela.

**Cuadro 1**  
Deforestación del Amazonas por país

País	Área de bosque amazónico	Área (miles de km <sup>2</sup> )	Proporción preservada como bosque primario	Área perdida (miles de km <sup>2</sup> )	Principales motivos de deforestación
Todos los países	100 %	6.387	85 %	960	Ganadería, madera, coca, aceite de palma, minería
Bolivia	6,9 %	442	92 %	35	Ganadería, soja
Brasil	60,3 %	3.859	79 %	810	Ganadería, soja
Colombia	6,9 %	442	88 %	53	Ganadería, coca
Ecuador	1,5 %	96	90 %	10	Aceite de palma
Guyana Francesa	1,1 %	70	97 %	2	Minería de oro
Guyana	3,0 %	192	99 %	2	Madera, minería de oro
Perú	11,3 %	723	92 %	58	Coca, aceite de palma, cacao
Surinam	2,1 %	134	96 %	5	Minería de oro
Venezuela	6,7 %	429	96 %	17	Minería de oro

Fuente: Ferreira (2023).

La tala de árboles en el Amazonas está altamente regulada en la mayoría de los países, por lo que deforestación que ocurre en la actualidad es principalmente ilegal. Por ejemplo, se estima que en Brasil apenas alrededor del 3 % al 4% de la deforestación anual es legal (Valdiones et al., 2021). La deforestación es llevada a cabo sobre todo por pequeños y medianos productores agropecuarios y mineros que trabajan a pequeña escala, quienes suelen vincularse con redes legales e ilegales de gran tamaño para la comercialización de los bienes obtenidos. El primero es el caso, por ejemplo, de ganaderos en Brasil que venden su producto a empresas formales, que después comercializan el ganado como propio (Abreu, 2022), y el segundo, el de los productores de coca con organizaciones del narcotráfico en Colombia y Perú.

Además de la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos, la deforestación en el Amazonas genera externalidades negativas por la contaminación del aire (debido al uso de incendios para eliminar la vegetación) y del agua (debido al uso de mercurio en la actividad minera). El problema de fondo es que, a pesar de ser una actividad ilegal y con altos costos sociales, la deforestación sigue siendo una actividad rentable para quienes participan en la explotación económica del Amazonas.

a. Este recuadro está basado en el documento "Amazon deforestation: drivers, damages, and policies", elaborado por Alipio Ferreira (2023) como parte de los insumos comisionados para este reporte.

La expansión de los usos antrópicos del suelo en los bosques continúa a ritmo acelerado en ALC, lo que se manifiesta en las tasas observadas de deforestación. A principios de siglo, la región presentaba una extensión total de bosques de 979 millones de ha, aproximadamente equivalente a la superficie conjunta de Bolivia y Brasil<sup>9</sup>. Sin embargo, en el transcurso de 20 años, experimentó pérdidas netas de un 5 % (47 millones de ha), lo que equivale a 1,2 veces la superficie de Paraguay. Estas pérdidas fueron muy variadas entre países. Paraguay es, por amplio margen, el que presenta mayor tasa de pérdida, ya que alcanza al 25 % de la superficie de bosques que tenía en pie en el año 2000, seguido por Argentina, que se sitúa en el 10 %. Sin embargo, Brasil es el mayor contribuyente en términos absolutos a la deforestación de la región, con 3 de cada 5 ha de bosque perdidas en ese período (ver el gráfico 3.5). Las pérdidas brutas registradas son mayores y alcanzan un 6,5 %, es decir, 63 millones de ha, un valor superior a las pérdidas netas, que consideran la expansión de las plantaciones de árboles y el crecimiento de bosques en áreas agropecuarias en desuso. Si bien estas

áreas permiten ralentizar la pérdida neta de cobertura boscosa, registran un menor valor de biodiversidad respecto al bosque primario perdido.

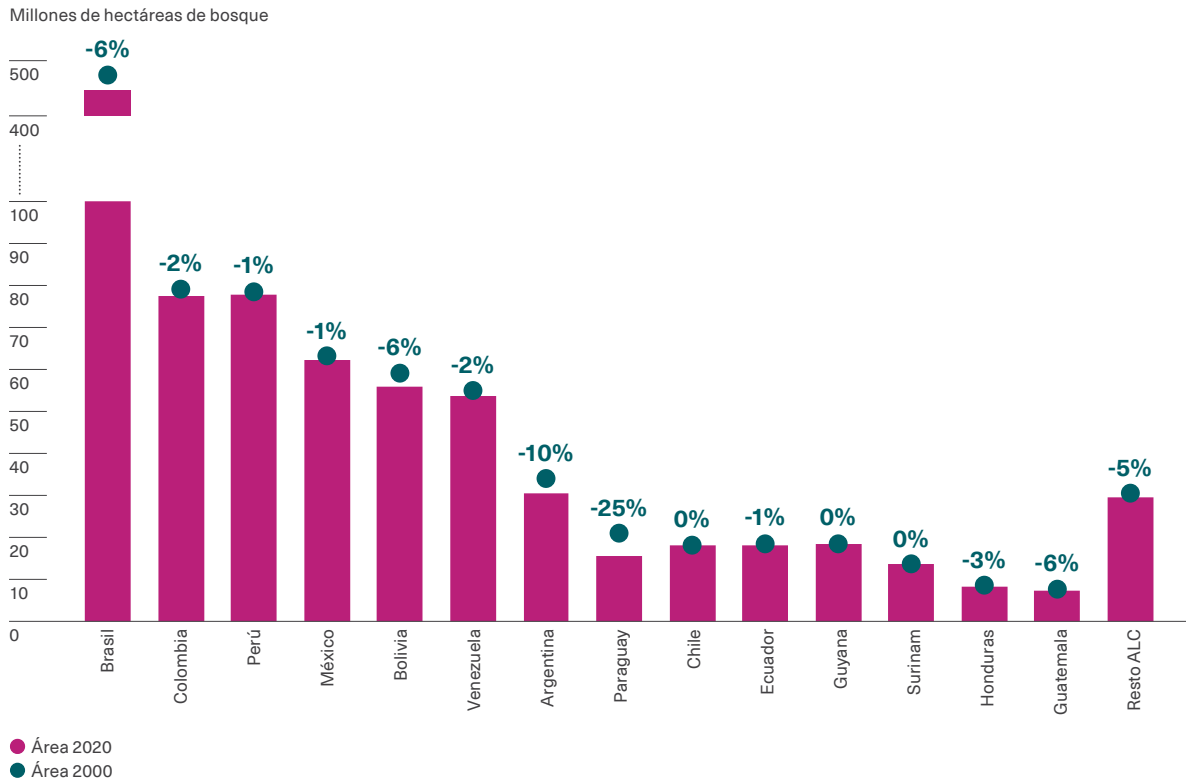
Las ecorregiones de pastizales, sabanas y matorrales de América Latina y el Caribe son las más afectadas a usos humanos: en 2017, solo un 15 % se encontraba en estado natural o seminatural (ver el gráfico 3.4). Más de la mitad de la superficie total se destina al pastoreo, mientras que las superficies cultivadas representan cerca de un tercio del total.

La pérdida de coberturas naturales en pastizales se ralentizó de manera notoria a partir del 2000, mostrando un ritmo de pérdida de 3000 km<sup>2</sup> anuales entre ese año y 2017, en comparación con los 15.000 km<sup>2</sup> anuales registrados entre 1980 y 2000. Sin embargo, en el período más reciente se observa una notable intensificación del uso del suelo, puesto que la participación de los cultivos anuales creció a expensas del uso pastoril, pasando de representar un 29 % a un 36 % del total de superficie bajo uso antrópico (ver el gráfico A.3.1 en el apéndice del capítulo disponible en línea).

<sup>9</sup> Las estimaciones de Potapov et al. (2022) son realizadas a partir del análisis de imágenes satelitales con una resolución de 30 m por 30 m. Estos resultados fueron calculados considerando como bosques aquellas grillas con una cobertura arbórea mayor al 30 % y con árboles de una altura mayor o igual a 5 m.

### Gráfico 3.5

#### Deforestación en América Latina y el Caribe entre 2000 y 2020



**Nota:** El gráfico muestra la cantidad (en millones) de ha de bosques para cada país en los años 2000 (círculo), 2020 (barra) y el cambio porcentual entre ambos períodos. La categoría "resto de ALC" incluye los 33 países que integran la CELAC, exceptuando los representados individualmente en el gráfico.

**Fuente:** Elaboración propia con base en datos de Potapov et al. (2022).

En lo que respecta a las ecorregiones de humedales, el porcentaje afectado a usos antrópicos es relativamente bajo, con menos del 30 % del total. Sin embargo, hay una gran heterogeneidad entre regiones, que comprende desde las coberturas con menor impacto en la cuenca amazónica hasta las regiones afectadas casi de manera total en el delta del Paraná. De hecho, una vez que se excluyen los humedales del bioma amazónico, el porcentaje de suelo bajo uso antrópico en ecorregiones dominadas por humedales alcanza el 65 %. En Mesoamérica, mientras tanto, menos del 5 % del total se encuentra fuera de usos antrópicos.

El uso pastoril domina en esta cobertura, representando el 80 % del uso antrópico total. Entre 2000

y 2017 registró un incremento del uso antrópico cercano al 8 %. Además, se evidencia una continuada intensificación del uso de suelo, puesto que la superficie afectada a cultivos muestra un crecimiento cercano al 40 % en ese periodo (ver el gráfico A.3.2 en el apéndice del capítulo disponible en línea).

Más allá de los impactos directos en los humedales a través del cambio en el uso del suelo, estos ecosistemas pueden verse afectados por actividades humanas distantes cuando las mismas influyen en los cauces de agua que contribuyen al sistema. Por ejemplo, el emplazamiento de infraestructura urbana cuenca arriba de un delta puede afectar a los humedales por alterar los ciclos hídricos naturales y el aporte de sedimentos

que estos reciben. Por esto, resulta difícil cuantificar el grado de afectación de estos ecosistemas de manera completa, y la evaluación de factores puramente locales es insuficiente (Pittock et al., 2015; Reis et al., 2017).

El uso urbano y el emplazamiento de la infraestructura de transporte representa una fracción muy pequeña de la superficie usada en el conjunto de la región (4,4 %), aunque ocupa el 38 % de la superficie de los países del Caribe. Se destaca por tratarse de la transformación más profunda de los ecosistemas en los que se ubica. Además, su expansión puede tener impactos profundos en ecosistemas muy valiosos debido a que la belleza natural es una característica muy valorada por el mercado, pero sujeta a grandes externalidades. Radeloff et al. (2010) ofrecen un ejemplo de lo anterior al documentar que la tasa de crecimiento de viviendas en el entorno de áreas protegidas de Estados Unidos excede el promedio nacional en un 50 %, con un detrimento significativo en su capacidad de salvaguardar la biodiversidad. Otro ejemplo son los incentivos a la expansión urbana a lo largo del litoral, que tienen grandes implicancias para procesos ecológicos claves de los ecosistemas costeros, como el pasaje de fauna y la hidrología de la que depende la captura de carbono de marismas y manglares (Dafforn et al., 2015; Heery et al., 2018).

Es importante destacar el rol del modelo de gestión de cada actividad en los resultados ambientales que produce. Las prácticas específicas que se llevan a cabo pueden mitigar de manera significativa los impactos que la actividad ejerce sobre el ambiente. En el ámbito urbano, por ejemplo, se está incorporando cada vez más la protección de la biodiversidad dentro de las ciudades y la mitigación del impacto ambiental que estas tienen en el entorno natural como un objetivo clave de las políticas debido a un mayor entendimiento del alcance que tienen las contribuciones de la naturaleza sobre sus residentes (ver el recuadro 3.7 en el último apartado de este capítulo).

Asimismo, la producción agrícola diversificada, en particular los sistemas agroforestales con rotación de cultivos, tiene menos impacto en la biodiversidad porque permite el establecimiento de comunidades de aves e insectos en los parches forestales (ver el capítulo 2). Esta mayor diversidad y número de aves e insectos brindan mayores servicios de polinización que benefician a los cultivos. A su vez, la diversidad de cultivos y su rotación resultan en una menor

incidencia de las plagas a través del establecimiento de cadenas tróficas. Sin embargo, este modelo productivo puede conflictuar con la biodiversidad en la medida en que se desaprovechan economías de escala que afectan los rendimientos agropecuarios e implican que se necesita una mayor superficie para mantener la misma producción.



## **El uso urbano y el emplazamiento de la infraestructura de transporte es la modificación más profunda de los ecosistemas en los que se ubica**

Además del gran porcentaje de superficie afectado a usos humanos, las áreas de América Latina y el Caribe que todavía presentan un bajo nivel de perturbaciones se encuentran cada vez más fragmentadas y desconectadas. En ocasiones, el grado de fragmentación puede alcanzar niveles tan críticos que comprometen la subsistencia de comunidades de especies vegetales y animales. Esto ocurre, primero, porque la superficie de los reductos de hábitat conservados es insuficiente para alimentar y albergar a poblaciones de tamaño suficiente para asegurar la variabilidad genética que requiere su subsistencia a largo plazo; y, segundo, porque la falta de conectividad entre las regiones naturales impide el movimiento de especies a través de gradientes latitudinales y altitudinales, lo que se considera crucial de cara al aumento de la temperatura global. Si bien resulta difícil estimar los mencionados niveles críticos, este fenómeno es reconocido como un mecanismo central en la pérdida de biodiversidad y ha recibido el nombre de deuda de extinción (Halley et al., 2014; Ridding et al., 2021; Tilman et al., 1994; Wearn et al., 2012).

### **Sobrexplotación**

La sobrexplotación de recursos naturales se refiere a la extracción o uso de recursos naturales renovables por encima de la tasa sostenible, es decir, aquella que permite mantener el nivel de extracción de manera sostenida en el tiempo. Esta es otra causa importante de la degradación de los ecosistemas y de la pérdida de biodiversidad en la región.

La sobreexplotación es un fenómeno característico en la industria pesquera debido a que los derechos de propiedad sobre los cuerpos de agua son difusos. En el caso de aguas continentales, los lagos y ríos suelen servir a la vez de líneas de frontera entre países o divisiones administrativas dentro de estos, lo que dificulta la gobernanza sobre los recursos compartidos. En el caso de los océanos, una parte mayoritaria de la superficie corresponde a aguas internacionales en las que todos los países gozan del mismo derecho de acceso y uso. A estas dificultades contribuye la característica de que los recursos pesqueros se mueven atravesando territorios sujetos a distintas regulaciones, capacidades del Estado y niveles de explotación.

La sobrepesca tiene grandes consecuencias para los ecosistemas acuáticos que van más allá de la reducción de las existencias de peces de interés comercial, puesto que, al reducir el stock de las especies explotadas, se altera el balance de la cadena alimenticia y se habilita el establecimiento de especies invasoras. Además, las especies afectadas por la pesca incidental pueden verse incluso más amenazadas porque su subsistencia no reviste interés comercial. Un caso emblemático de Mesoamérica es la pesca del pez totaba en el golfo de California, que ha llevado virtualmente a la extinción a la vaquita de mar, un cetáceo de tamaño y distribución similar al pez (Morell, 2017). En el Caribe, la sobrepesca y la degradación de los arrecifes de coral están empujando a muchas especies de peces, algunos de gran valor comercial (como atunes y meros) hacia la extinción (Linardi et al., 2017). En América del Sur la pesquería más grande del mundo por volumen, la anchoveta, se ha visto expuesta a colapsos en 1973, 1983 y 1988 (FAO, 2016).



## **La sobreexplotación es un fenómeno característico en la industria pesquera debido a que los derechos de propiedad sobre los cuerpos de agua son difusos**

Otros sectores fuertemente asociados a la sobreexplotación son el turismo y la extracción de recursos forestales no madereros. En los países insulares del Caribe, por ejemplo, el turismo es un sector clave para la economía, motivado en gran medida por la belleza natural de sus playas, donde la biodiversidad presente

en los manglares y arrecifes de coral constituyen un atractivo central. Sin embargo, la llegada masiva de visitantes es una forma de sobreexplotación que amenaza a estos delicados ecosistemas. La erosión y el daño físico ocasionado por visitas masivas, la contaminación de las embarcaciones motorizadas y la destrucción del hábitat por el desarrollo costero son algunos de los mecanismos que afectan estos ecosistemas y comprometen los servicios que brindan (IPBES, 2019).

Finalmente, en el sector agrícola, a la sobreexplotación de los recursos hídricos se suma la gestión intensiva e inadecuada de suelos. Esta puede considerarse también un caso de sobreexplotación, puesto que resulta en la pérdida de nutrientes y la degradación de sus propiedades (compactación, baja permeabilidad, etc.), lo que se conoce como “minería de suelos”.

## **Contaminación**

La contaminación del aire, el agua y los suelos es resultado de residuos o desechos generados durante la extracción de recursos naturales, la producción y el consumo de bienes y servicios. Es una externalidad negativa que afecta al bienestar humano no solo a través de la degradación de los ecosistemas y los servicios que proveen, sino también por su impacto directo sobre la salud humana.

Los contaminantes del aire más comunes son las partículas finas en suspensión, el ozono troposférico, el monóxido carbónico, los óxidos de azufre y los óxidos de nitrógeno (OMS, 2021), los cuales son nocivos para la biodiversidad y la salud humana. A su vez, el agua está afectada por los desechos que contienen altas concentraciones de nutrientes (como el nitrógeno y el fósforo), los microorganismos patógenos, los desechos plásticos, los contaminantes orgánicos persistentes y los metales pesados. El enriquecimiento de nutrientes en los ecosistemas acuáticos favorece las poblaciones de algas y microorganismos, las cuales reducen el contenido de oxígeno en el agua, lo que se conoce como eutrofización. Esto puede ocasionar graves impactos en las comunidades de peces e invertebrados, incluyendo las llamadas “zonas muertas”, que se han documentado en ecosistemas marinos desde 1960 (Díaz y Rosenberg, 2008).





## La contaminación del aire, el agua y los suelos es resultado de residuos o desechos generados durante la extracción de recursos naturales, la producción y el consumo de bienes y servicios

La presencia de contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados en el agua y en el aire, incluso en concentraciones muy pequeñas, pueden tener grandes impactos en la biodiversidad y en la salud humana debido a que se acumulan en los tejidos a lo largo de su vida, lo que se conoce como bioacumulación. Además, se presentan en concentraciones crecientes en los eslabones superiores de las cadenas alimenticias, lo que se conoce como biomagnificación. Todo ello resulta en un incremento de la morbilidad y mortalidad en estas especies y en efectos nocivos para la salud humana cuando se utilizan para la alimentación (Secretaría del Convenio de Estocolmo, 2017). El mercurio se destaca por su elevado potencial de biomagnificación (Córdoba-Tovar et al., 2022) y por tener drásticas consecuencias sobre la salud de las personas, incluyendo impactos sobre el desarrollo neurológico (POEA y PNUMA, 2019). Las emisiones antrópicas de mercurio, un metal pesado, resultaron en un incremento de las concentraciones ambientales estimadas en un 450 %, exponiendo en particular a comunidades de la cuenca amazónica y del Caribe muy dependientes de la pesca para su alimentación (POEA y PNUMA, 2019).

Los sectores de extracción de hidrocarburos y minería, además de tener un peso importante en el calentamiento global por su elevado consumo energético (ver el capítulo 2), están muy asociados a la contaminación del aire y del agua a nivel local. La extracción de hidrocarburos, además, produce significativas emisiones de GEI por causa del gas metano, cuyo almacenamiento o transporte hacia sitios de consumo en ocasiones no es rentable, por lo que se libera a la atmósfera de manera directa o se quema en el lugar. Incluso en los casos en que se utiliza este gas, es casi inevitable que se produzcan fugas en una magnitud difícil de medir. Por su parte, la minería superficial afecta la calidad del aire principalmente por la liberación de partículas finas, mientras que afecta los cuerpos de agua por la introducción de metales pesados. En particular, el mercurio es un insumo clave en la minería artesanal del

oro, responsable de un 38 % de las emisiones globales (POEA y PNUMA, 2019), contaminando tanto el agua como el aire. La quema de carbón mineral y otros combustibles fósiles y de biomasa es responsable de un cuarto de las emisiones de mercurio globales (POEA y PNUMA, 2019) y atiende las necesidades de energía de la industria y los hogares.

El sector agropecuario es una importante fuente de contaminación difusa sobre los cuerpos de agua. Entre los contaminantes principales, se encuentran los sedimentos en exceso, los nutrientes (potasio y fósforo) y el carbono orgánico disuelto. Con una importancia creciente en los procesos productivos de la región, los herbicidas tienen impactos perjudiciales para la salud de las poblaciones aguas abajo (Dias et al., 2023).

Las ciudades afectan a los ecosistemas en los que están insertas a través de emisiones de GEI y contaminantes locales del aire y del agua. El sector del transporte es responsable de cuantiosas emisiones de carbono y contaminantes locales, en particular cuando se basa en vehículos privados (ver el capítulo 2). En las ciudades, es habitual que se realice un procesamiento inadecuado e insuficiente de las aguas cloacales, que acaba perjudicando a los cuerpos de agua donde se desechan. El aporte de nutrientes excesivos provenientes de estos efluentes conduce a la eutrofización. A su vez, los productos químicos procedentes de artículos de limpieza disminuyen la capacidad de recuperación de los cuerpos de agua, alterando las comunidades de microorganismos que los habitan. El escurrimiento y la infiltración de precipitaciones en las ciudades son vehículo de contaminantes derivados del petróleo y de químicos de limpieza desechados en suelos urbanos.

El problema de la contaminación presenta grandes desafíos para la política pública debido a su naturaleza difusa y la multiplicidad de agentes involucrados, tanto en lo que respecta a las fuentes de polución como a quienes se ven perjudicados. Al intentar revertir la eutrofización de un curso de agua por causa del escurrimiento de nutrientes del sector agrícola, por ejemplo, es necesario identificar a todos los productores relevantes en la cuenca y el tipo de producción que realizan, así como monitorear las prácticas específicas que llevan a cabo. Aunque tiene gran relevancia para el bienestar humano y la salud de los ecosistemas, este espacio de políticas excede el foco de este capítulo.

## Especies invasoras

La introducción de especies invasoras, plagas y enfermedades altera el equilibrio de un ecosistema y puede dañar gravemente la biodiversidad prevalente en este. Su impacto en el cambio climático es menor que los canales antes expuestos y, por lo tanto, no forma parte del foco de este capítulo. No obstante, es importante reconocer que se trata de un fenómeno que requiere cada vez más la atención de las políticas públicas.

El uso pastoril del suelo frecuentemente involucra la introducción de especies foráneas de pastizales que presentan mayor productividad ante las condiciones climáticas locales. En general, estas especies pueden expandirse más allá de las regiones afectadas a la producción, compitiendo con especies nativas vegetales y alterando los ciclos de incendios naturales. Las ciudades y pueblos son actores importantes en la introducción de especies foráneas por el uso de plantas ornamentales y el uso de especies salvajes como mascotas y por favorecer el establecimiento de especies que se adaptan a los entornos urbanos (McKinney, 2006). El uso de especies salvajes como mascotas con frecuencia resulta en introducciones accidentales o deliberadas de especies foráneas en la naturaleza, lo que puede ocasionar grandes desequilibrios ecológicos (Gippet y Bertelsmeier, 2021; Lockwood et al., 2019). En el caso de plantas ornamentales, es difícil impedir su dispersión hacia áreas naturales con consecuencias de largo plazo desconocidas.

El cambio climático y ambiental puede afectar de manera significativa a la propagación y establecimiento

de especies invasoras a través de la modificación del rango territorial que estas pueden habitar. Por ejemplo, el aumento de la temperatura de los cursos de agua y el enriquecimiento de nutrientes contribuyen a la disminución de los niveles de oxígeno, lo que permite que aquellas especies más resistentes predominen en el ecosistema. Un caso notable es el del pez cabeza de serpiente, originario de Asia, que ha invadido hábitats acuáticos en América del Norte en parte gracias a su capacidad de respirar aire.

El transporte marítimo de mercancías es un vector importante para la dispersión de especies con potencial invasor entre las regiones conectadas. Los buques suelen transportar como lastre grandes volúmenes de agua marina con presencia de huevos y plancton. Su rol en la introducción de especies invasivas es creciente conforme disminuyen los tiempos de viaje entre orígenes y destinos, lo que favorece una mayor tasa de supervivencia al viaje de estos organismos (Costello et al., 2010). Un ejemplo de ello es la rapana venosa, un caracol de agua salada originario de Asia que se ha establecido en las costas de Sudamérica, posiblemente por acción del comercio marítimo. Esta especie afectó significativamente a servicios ecosistémicos de importancia en el delta del Río de la Plata, reduciendo las poblaciones de bivalvos de valor comercial, que, a la vez, contribuyen al filtrado y purificación del agua (IPBES, 2019).



**El transporte marítimo de mercancías es un vector importante para la dispersión de especies con potencial invasor entre las regiones conectadas**

## Factores habilitantes

El rápido crecimiento económico y poblacional es la tendencia más destacada del período que se inicia con la revolución industrial y tiene una implicancia directa en las demandas de la sociedad sobre la naturaleza. Una mayor población conlleva un mayor consumo agregado. Además, el incremento en el ingreso per cápita profundiza el aumento en la demanda. Por ejemplo, los productos de origen animal muestran una participación creciente en el gasto total

en alimentos a medida que aumentan los ingresos (Haushofer y Shapiro, 2016; Jayachandran, 2022; Worku et al., 2017). Esto genera presiones sobre el cambio de uso del suelo debido a que los productos animales son más intensivos en uso del suelo por unidad de producto. Además, el crecimiento de ingresos genera un aumento en la demanda de bienes y servicios de alta huella ambiental (p. ej., vivienda, transporte aéreo, prendas de vestir con ciclo de vida corto, etc.).



El desarrollo tecnológico también constituye una fuerza con implicancias globales para los ecosistemas, que pueden ser tanto positivas como negativas. Por una parte, permite aumentar la productividad y reducir los insumos requeridos para generar una unidad de producción (como se discute en el recuadro 3.5) al tiempo que ofrece técnicas con un menor impacto sobre el medio ambiente; por otra, genera nuevas maneras de extraer valor comercial a partir de los recursos naturales, en ocasiones facilitando prácticas perjudiciales para los ecosistemas. Por ejemplo, los cultivos genéticamente modificados incrementan los rendimientos agrícolas y favorecen la adopción de la siembra directa, que permite mejorar la gestión sostenible del suelo (ver el capítulo 2). Sin embargo, también hacen posible expandir la frontera agrícola hacia zonas donde otrora no era viable o rentable producir, afectando al cambio climático y la biodiversidad a través del cambio en el uso del suelo. Además, están asociados a la aplicación generalizada de herbicidas no selectivos, que pueden contaminar cursos de agua y ocasionar daños en la salud humana (Dias et al., 2023). Otro ejemplo de la intrincada relación entre los desarrollos tecnológicos y la degradación de los ecosistemas es el caso de los biocombustibles. Los avances que tienden a reducir los costos de producir biocombustibles tradicionales (por ejemplo, etanol y biodiésel) facilitan el reemplazo de fuentes fósiles con mayor intensidad de emisiones de carbono y otros contaminantes locales del aire. Sin embargo, su producción ya muestra una participación significativa y creciente del uso del suelo global y presiona sobre los ecosistemas a través del cambio en el uso del suelo<sup>10</sup>.

El conjunto de políticas de desarrollo económico que escogen los países también es un determinante de los impactos sobre los ecosistemas. A la luz de las tendencias globales y con base en las oportunidades que presentan las dotaciones de cada país, las sociedades y los Estados buscan satisfacer múltiples y diversos objetivos para atender a sus necesidades en un momento determinado. En la mayoría de los países de América Latina y el Caribe, las estrategias de desarrollo del siglo pasado se enfocaron en aprovechar sus recursos naturales, lo que convirtió a la región en una

potencia exportadora de alimentos, hidrocarburos y servicios turísticos (ver el capítulo 2). Sin embargo, las políticas que se siguieron priorizaron muchas veces las necesidades de corto plazo de la sociedad, como el combate a la pobreza y el crecimiento económico, a costa de la sostenibilidad del propio crecimiento y la preservación de los ecosistemas.

## ●● Las políticas de desarrollo de América Latina y el Caribe se enfocaron en aprovechar sus recursos naturales, priorizando las necesidades económicas de corto plazo, a costa de la sostenibilidad de la actividad económica y la preservación de los ecosistemas

Tres aspectos con efectos negativos sobre los ecosistemas destacan en estas políticas. Primero, el uso generalizado de subsidios directos e indirectos a los sectores agropecuario, pesquero y energético, que, por su diseño, afectan a los ecosistemas al distorsionar los incentivos económicos de consumidores y empresas. Si bien estos subsidios podrían perseguir objetivos valiosos —como la soberanía alimentaria, la reducción de precios al consumidor y el fomento a las exportaciones—, en la práctica, pueden afectar a los ecosistemas cuando aumentan los retornos que obtienen los productores por el cambio de uso del suelo, la sobreexplotación de los recursos naturales y el empleo de prácticas no sostenibles. En el apartado que sigue, se discute la reforma de los subsidios como un ámbito dentro de las políticas basadas en mercados para la protección de los ecosistemas. Segundo, las inversiones para la expansión de la infraestructura de transporte en áreas con poca presencia humana previa han favorecido la degradación de los ecosistemas al facilitar el acceso a nuevos territorios. La expansión de carreteras y ferrocarriles induce a la relocalización de individuos y actividades productivas, lo que típicamente resulta en incrementos en la producción y degradación de los ecosistemas alcanzados (Asher

10 Una hipótesis ampliamente debatida al respecto es que la relación entre desarrollo e impacto ambiental sigue un patrón de U invertida, donde el desarrollo económico a partir de cierto nivel está acompañado por un menor impacto ambiental, lo que se conoce como curva de Kutznets ambiental (Grossman y Krueger, 1991). Esto se basaba en la premisa de que la demanda por calidad ambiental es creciente con el nivel de ingresos y que los mayores ingresos habilitan inversiones en tecnologías de menor impacto. Sin embargo, el consenso actual sobre esta hipótesis señala que la evidencia de las últimas décadas sugiere una relación monótona entre desarrollo e impacto ambiental (Stern, 2017).

et al., 2020; Jayachandran, 2022). Finalmente, en algunos países se han brindado facilidades para el cambio de uso de suelo con fines productivos en terrenos públicos, mediante leyes o amnistías que permiten la titularización privada de terrenos en los cuales ha habido inversiones privadas.

El conjunto de políticas de desarrollo económico que se establecen en respuesta a las tendencias globales y a las dotaciones (o ventajas comparativas) de los países determinan su composición sectorial. Como muestra el capítulo 2, América Latina y el Caribe presenta una estructura sectorial y una integración comercial dominada por la producción agropecuaria, con algunas economías, como las de Venezuela, Brasil y Trinidad y Tobago, tradicionalmente intensivas en exportaciones de combustibles fósiles y las de una mayoría de los estados insulares del Caribe basadas en el turismo. La estructura sectorial de cada economía implica una vinculación con los canales directos de la degradación de los ecosistemas, cuyo impacto, a su vez, se encuentra determinado por la prevalencia de fallas de mercado y las capacidades que tienen los Estados para atenderlas.

Para analizar las fallas de mercado, resulta útil considerar por separado las áreas de propiedad privada y las de propiedad pública. Primero, el acervo de naturaleza que se encuentra en un área de propiedad privada genera un flujo de servicios ecosistémicos de variado alcance geográfico. Una parte de este flujo es recibido por quienes detentan la propiedad y usufructo del predio, mientras que otra parte constituye una externalidad positiva, puesto que los beneficiarios típicamente no contribuyen a los costos de conservación. Por lo tanto, al tomar decisiones de gestión, los explotadores solo consideran los costos y beneficios privados que resultan de la gestión de su propiedad y suelen escoger un nivel de conservación subóptima para la sociedad.

La degradación excesiva de los ecosistemas en sitios de propiedad privada puede ocurrir también por problemas de información, cuando no se conocen con certeza la totalidad de impactos que tienen sobre ellos las actividades humanas. Si bien los esfuerzos de investigación y desarrollo contribuyen a aumentar el acervo de conocimiento global, cerrar la brecha de conocimiento que afecta a individuos y empresas requiere de esfuerzos significativos y continuos. Además, ambos actores están con frecuencia sujetos

a choques y restricciones financieras que llevan a favorecer los retornos de corto plazo en lugar de privilegiar la sostenibilidad de sus actividades en el largo plazo. Esto es especialmente importante en contextos de bajos ingresos y acceso limitado al crédito.

## ● ● **Cuando los derechos de propiedad son difusos, los incentivos a la conservación están limitados debido a que los beneficios de esta ocurren en el futuro y sus beneficiarios son inciertos**

Los ecosistemas en sitios de propiedad pública, como es el caso de tierras del Estado, los acuíferos y los cuerpos de agua, enfrentan además una problemática específica asociada a los recursos de propiedad común. Estos se caracterizan por la “no exclusión”, que se refiere a la dificultad de limitar el acceso a los mismos, y la “rivalidad”, es decir, la explotación del recurso por parte de un agente reduciendo las posibilidades del resto para explotarlo. Por ejemplo, la explotación de carne de cacería en un bosque público puede ser difícil de impedir o controlar y el consumo de un animal de presa por parte de un poblador priva al resto de gozar de ese producto. En el caso de recursos de propiedad común, los incentivos son aún más adversos a la conservación puesto que, en ausencia de mecanismos de coordinación, no solo conducen a un nivel subóptimo de servicios ecosistémicos considerados en su conjunto, sino que, además, no tienden a maximizar los servicios de aprovisionamiento. Dicho de otro modo, la decisión unilateral de un poblador de usar con sostenibilidad el recurso puede tener un impacto nulo en la conservación.

Cuando los derechos de propiedad son difusos, los incentivos a la conservación están limitados debido a que los beneficios de esta ocurren en el futuro y sus beneficiarios son inciertos. En el caso de las tierras públicas, por ejemplo, los derechos de propiedad difusos se manifiestan porque en muchos casos están de facto habitadas y utilizadas por largos períodos de tiempo. Las comunidades originarias con derechos legítimos sobre las tierras que llevan modos de vida tradicionales conviven y se ven amenazadas por apropiaciones de tierras y el establecimiento de actividades económicas intensivas. Dado que los usuarios

no gozan de derechos de propiedad formales sobre el uso ni la venta de las tierras que en la práctica administran, tienen pocos incentivos para invertir en su conservación. Las políticas de transferencia de derechos de propiedad sobre tierras públicas pueden aliviar estos incentivos debido a que los retornos futuros de los esfuerzos de conservación pueden ser, en parte, capitalizados por los beneficiarios. Sin embargo, los Estados deben sopesar los incentivos que eso genera a futuro: en ausencia de información precisa y capacidad de mantener el control sobre otros territorios, estas políticas pueden motivar nuevas apropiaciones de tierras públicas.

Las capacidades del Estado son un determinante clave de los impactos de la actividad económica sobre los ecosistemas. Estas capacidades se manifiestan tanto en la calidad del diseño institucional y regulatorio, es decir, la medida en que estos reflejan los costos y beneficios sociales de las actividades económicas, como en la efectividad del Estado en asegurar el apego a dichas regulaciones. En comparación con las economías desarrolladas, los países de América Latina y el Caribe suelen tener regulaciones ambientales menos estrictas y, sobre todo, una menor capacidad para hacer cumplir las normas existentes.

## ●● **Los países de América Latina y el Caribe tienen menos capacidades estatales que las economías desarrolladas para hacer cumplir las normas ambientales existentes y evitar los impactos de la actividad económica sobre los ecosistemas.**

Cuando las capacidades estatales para monitorear y exigir el apego a las regulaciones son limitadas, la promulgación de regulaciones de protección a los ecosistemas es ineficaz. Además, pueden producirse dinámicas adversas a la conservación: a medida que se establecen explotaciones intensivas, que llevan a un nivel de degradación significativo, se reduce el valor de conservar el ecosistema, lo que conduce a una menor voluntad política para invertir en su protección. Por ejemplo, si la extracción ilegal de madera de valor comercial en un bosque protegido lo ha degradado en exceso, los responsables de las políticas pueden ser

más propensos a disminuir aún más los esfuerzos de monitoreo sobre la región e, incluso, quitar el estatus de protección al mismo. El recuadro 3.8, en el apartado siguiente, muestra el alcance de la efectividad regulatoria para detener la degradación del Amazonas, incluso en ausencia de cambios regulatorios estructurales.

En el Amazonas brasileño, la apropiación ilegal de tierras públicas y posterior titulación por parte del Estado es reconocida como una causa importante de la deforestación ilegal y el avance de la frontera agropecuaria sobre el bosque. Esto encuentra su origen en un marco regulatorio complejo e inconsistente, que ha permitido en ocasiones evadir las normas de conservación. Por ejemplo, el Catastro Ambiental Rural es un registro voluntario en el que individuos y empresas pueden declarar la posesión de facto de una parcela de tierras. Si bien no constituye un derecho de propiedad, ha sido utilizado en la práctica para demostrar antigüedad en la tenencia de la tierra y el uso productivo de esta, elementos centrales para los mecanismos de regularización de la propiedad. La deforestación de las parcelas es también utilizada como prueba de que quien detenta la tenencia ha invertido recursos y trabajo que incrementan su valor y mantiene un uso productivo (Carrero et al., 2022).

Debido a que las buenas prácticas ambientales típicamente resultan onerosas para la producción, la heterogeneidad en la protección ambiental afecta tanto la distribución de actividades económicas como la tecnología de producción escogida por las empresas en distintas regiones dentro de una misma industria. Así ha surgido el fenómeno conocido como “carrera hacia el fondo” en prácticas ambientales, que se refiere a la reasignación de prácticas contaminantes desde las economías desarrolladas hacia las menos desarrolladas, habilitado por la integración comercial. Si bien evaluar el efecto causal de la integración comercial en la relocalización de los impactos ambientales resulta desafiante, algunas evidencias del Tratado de Libre Comercio de América del Norte asociadas al comercio de autos usados con alta huella ambiental y la relocalización de industrias contaminantes resultado del endurecimiento de la regulación ambiental soportan esta hipótesis (Davis y Kahn, 2010; Jayachandran, 2022; Tanaka et al., 2022). Ese fenómeno puede llevar a una mayor degradación de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad en América Latina y el Caribe.

# Políticas para la preservación y regeneración de los ecosistemas y la biodiversidad

A grandes rasgos, las políticas ambientales pueden organizarse en políticas de comando y control (o regulatorias), y políticas basadas en mecanismos de mercado. Las primeras funcionan a través de permisos, prohibiciones y fijación de estándares. Las segundas buscan cambios en los incentivos (costos o beneficios) para que individuos, comunidades y empresas tomen en cuenta en sus decisiones (internalicen) las externalidades que sus acciones producen sobre el medio ambiente. Entre las políticas de comando y control, se encuentran las prohibiciones o límites a la deforestación, incluidas en las leyes de bosques de la mayoría de los países de la región (ver, por ejemplo, el caso de Brasil en el recuadro 4.6) y, de manera más reciente, en las leyes de protección de los humedales.

A continuación, se analizan, el establecimiento de áreas protegidas (AP) que imponen restricciones a la actividad económica y los asentamientos humanos, así como la coadministración de recursos naturales de propiedad pública con la participación de comunidades locales y otros actores. Ambas son políticas de comando y control, pero mediante la asignación

de derechos de propiedad pueden generar incentivos para el uso sostenible de los recursos naturales. En cuanto a los mecanismos de mercado, estos incluyen los programas de pagos por servicios ecosistémicos (PSE); las certificaciones ambientales y acuerdos de la industria; y la reforma de subsidios a la actividad económica que tiene un impacto negativo en los ecosistemas.

Las soluciones basadas en la naturaleza (SBN) son acciones de protección, gestión y restauración de los ecosistemas, que tienen el objetivo de responder a desafíos sociales de forma eficaz y adaptativa, beneficiando simultáneamente a las personas y a la naturaleza (UICN, 2023). Las SBN pueden estar basadas en políticas de comando y control, como la prohibición de desarrollos urbanos en zonas de valor ecosistémico, o en incentivos de mercado, por ejemplo, a través del uso de incentivos fiscales para el establecimiento de áreas verdes. El recuadro 3.7 describe las principales SBN para el ámbito urbano, en donde tienen un potencial alto (en el capítulo 2 se discuten SBN relativas al sector agropecuario).

## Políticas de comando y control

### Áreas protegidas

Las AP son la herramienta de mayor uso y visibilidad para la preservación de los ecosistemas y la biodiversidad. Se trata de áreas geográficas con una delimitación clara, cuyo objetivo principal es la conservación de la naturaleza y de los servicios ecosistémicos y valores culturales asociados (Dudley, 2013).

Las AP sirven para mantener el funcionamiento natural de los ecosistemas, dar refugio a especies y preservar procesos ecológicos que no pueden sobrevivir en áreas terrestres o marinas sometidas a una intervención humana intensa (Dudley, 2013). Al proteger los ecosistemas, las AP preservan también los servicios ecosistémicos que estos

proporcionan. Por ejemplo, el 31 % del agua potable que se consume en Colombia procede del Sistema de Parques Nacionales Naturales de ese país, que es también un proveedor importante de agua para la irrigación del sector agrícola; lo mismo es el caso en Perú y Venezuela (Bovarnick et al., 2010). Las AP protegen monumentos y espacios naturales con importancia cultural y parques nacionales y áreas silvestres que ofrecen posibilidades de recreación y descanso. Esta protección puede tener un impacto relevante en el turismo sostenible. Las AP cubren destinos turísticos naturales de importancia en Argentina, Costa Rica, Ecuador, México y Perú. Por ejemplo, alrededor del 70 % de los turistas internacionales que viajan a Argentina y Perú visitan una AP (Bovarnick et al., 2010).

### **Recuadro 3.7**

#### **Soluciones basadas en la naturaleza para las ciudades**

Las SBN son una alternativa costoefectiva para responder a muchos de los retos de la adaptación al cambio climático en las ciudades de América Latina y el Caribe. Además, tienen el potencial de aportar cobeneficios ambientales, reduciendo el impacto de las ciudades en los ecosistemas en los que están insertas, aportando valor recreativo y cultural a los habitantes urbanos y contribuyendo a la mitigación al cambio climático.

Un servicio ecosistémico importante que la naturaleza puede aportar en los entornos urbanos es el de regulación de la temperatura. La presencia de bosques urbanos, arbolado en las calles y terrazas verdes permiten atenuar la temperatura local, principalmente a través de la sombra y la evapotranspiración. De este modo, la temperatura en áreas verdes urbanas puede ser en promedio 1°C inferior a la de los alrededores durante el día (Bowler et al., 2010). Las temperaturas de los techos cubiertos con terrazas verdes pueden ser 17-22°C más bajas que los convencionales y su adopción generalizada puede reducir la temperatura ambiente en toda la ciudad hasta 3°C (General Services Administration, 2011; Santamouris, 2014). Esta capacidad de regulación térmica puede reducir la demanda de energía para refrigeración lo que, junto a la captura de carbono del arbolado urbano, contribuye a la mitigación del cambio climático (Chen et al., 2023).

Las áreas y terrazas verdes también permiten disminuir los riesgos de inundación por tormentas, puesto que incrementan la infiltración a los acuíferos y ralentizan el escurrimiento de las lluvias. Las SBN para la regulación del agua buscan restaurar la hidrología de los entornos urbanos al estado previo a la urbanización, reduciendo así la capacidad requerida de infraestructura tradicional para desagüe fluvial. El análisis de las áreas verdes urbanas que considera los costos de inversión inicial y mantenimiento revela consistentemente la costoefectividad de estas iniciativas (McPherson et al., 2005).

Los manglares, los arrecifes de coral y marismas salinas brindan servicios de protección costera a los centros urbanos del litoral ante las inundaciones y la erosión ocasionados por las marejadas. Los arrecifes de coral y las marismas reducen la velocidad y la altura de las olas que llegan a la costa, minimizando la erosión que producen (Narayan et al., 2016). Las raíces densas de los manglares absorben la energía de las olas, a la vez que favorecen la sedimentación, regulando el aporte de nutrientes que reciben los océanos. La restauración de estos ecosistemas costeros son además una solución costoefectiva cuando se compara con la infraestructura tradicional alternativa. Los arrecifes, por ejemplo, pueden ser igual de efectivos, en tanto que el costo de su restauración es una fracción del que supone la construcción de defensas artificiales (Ferrario et al., 2014).

Para potenciar el uso de SBN, es necesario visibilizar los beneficios que la naturaleza puede brindar en los entornos urbanos, así como proveer a los tomadores de decisiones herramientas de medición que permitan una valoración acertada de sus beneficios e instrumentos para superar las restricciones financieras que limitan su adopción. En particular, el valor recreativo y cultural de la naturaleza urbana habitualmente se manifiesta en un incremento en el valor de las propiedades cercanas (Ardeshiri et al., 2016; Roberts et al., 2022; Wu et al., 2017), por lo que los instrumentos de captura de la valorización del suelo, como el impuesto predial, pueden ser una herramienta potente para posibilitar estas inversiones (Blanco Blanco et al., 2016; Central Park Conservancy, 2015; Escorza et al., 2023).



## Las áreas protegidas contribuyen a preservar los servicios que proveen los ecosistemas: el 31 % del agua potable que se consume en Colombia procede de su Sistema de Parques Nacionales Naturales

En la práctica, las AP pueden variar significativamente entre sí (incluso el nombre con el que se les designa cambia de un país a otro). Para facilitar su seguimiento, la UICN acordó la categorización que se presenta en el cuadro 3.2.

Las categorías de la UICN se suelen resumir en áreas de conservación estricta (I-IV) y de usos múltiples (V-VI). Las AP de conservación estricta restringen considerablemente la actividad económica y los asentamientos humanos, aunque algunas permiten la entrada a visitantes con motivos de recreación (II-IV). Por su parte, las AP de usos múltiples aceptan las actividades productivas sostenibles y pueden llegar a tener asentamientos humanos significativos.

La importancia de las AP en las estrategias de conservación de los países se refleja en los compromisos internacionales adquiridos en la Convención Sobre Diversidad Biológica de las Naciones Unidas, tales como las metas de Aichi, definidas en 2010 con miras al 2020, y las Metas del Marco Mundial de Biodiversidad Kunming-Montreal, acordadas en 2022 para ser alcanzadas en el 2030 (ver el capítulo 4). En la meta 11 de Aichi, los países se comprometieron a cubrir como AP al menos el 17 % de sus áreas terrestres y aguas continentales y el 10 % de sus áreas marinas y costeras para el 2020. La meta 11 establece que estas áreas deben seguir una gestión eficaz y equitativa; ser representativas de las ecorregiones existentes, y estar bien conectadas e integradas a paisajes más amplios. La meta 3 del Marco Mundial de Biodiversidad se propone elevar al menos un 30 % la protección de los ecosistemas terrestres, marinos y de agua dulce del planeta para el año 2030<sup>11</sup>. Esta meta podría ser incluso conservadora, teniendo en cuenta que hay mucha incertidumbre en las estimaciones al respecto. De acuerdo con un estudio de la UICN, se requiere conservar entre el 30 % y el 70 % de la superficie total del planeta para detener y revertir la pérdida de biodiversidad y contribuir a la respuesta al cambio climático (Woodley et al., 2019).

### Cuadro 3.2

Categorías de áreas protegidas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

Categoría	Objetivos principales de gestión
Categoría Ia - Reserva natural estricta	Protección de la biodiversidad y de rasgos geológicos o geomorfológicos. Permiten la investigación científica y el monitoreo.
Categoría Ib - Área silvestre	Conservación de áreas no modificadas por el hombre o ligeramente modificadas.
Categoría II - Parque nacional	Protección de procesos ecológicos a gran escala y recreación.
Categoría III - Monumento o característica natural	Protección de un monumento natural concreto.
Categoría IV - Área de gestión de hábitats o especies	Protección de hábitats o especies concretas que suele requerir de intervenciones activas.
Categoría V - Paisaje terrestre o marino protegido	Conservación de paisajes terrestres y marinos y recreación.
Categoría VI - Área protegida con uso sostenible de los recursos naturales	Conservación de ecosistemas y hábitats, mediante gestión sostenible de recursos naturales.

Fuente: Elaboración propia con base en Dudley (2013).

11 La meta 3 permite que estos niveles de protección se alcancen ya sea mediante AP o a través de otro mecanismo llamado áreas sujetas a "medidas efectivas de conservación basadas en zonas geográficas específicas" (OMECS, por sus siglas en inglés). Hasta el momento, no se han definido los criterios para establecer qué zonas se pueden catalogar como OMECS.

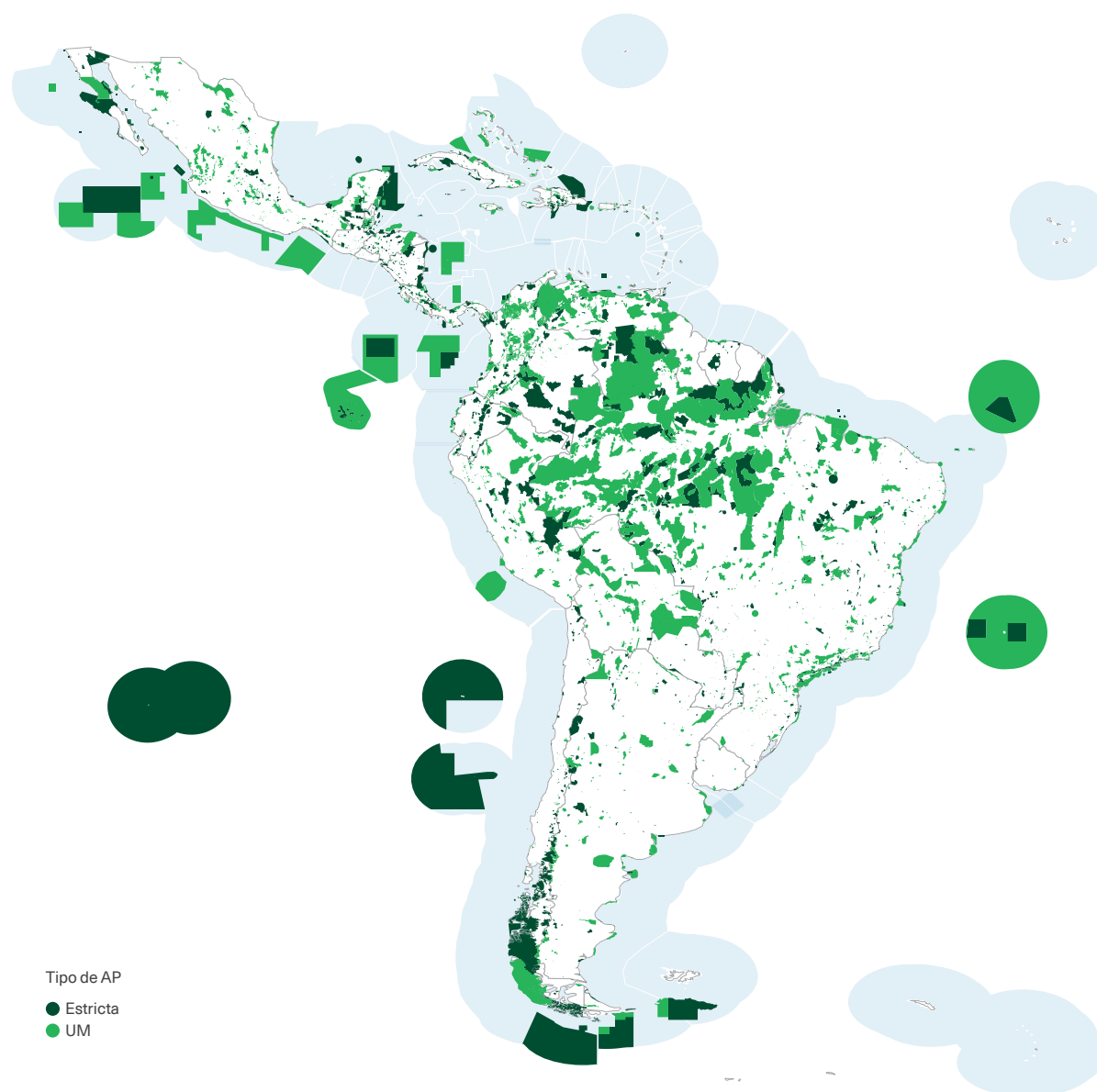


Acceda al video sobre el impacto de CAF  
en la conservación y fortalecimiento  
de las áreas protegidas en América Latina  
y el Caribe, con este QR.



### Gráfico 3.6

Distribución de áreas protegidas en América Latina y el Caribe por nivel de protección



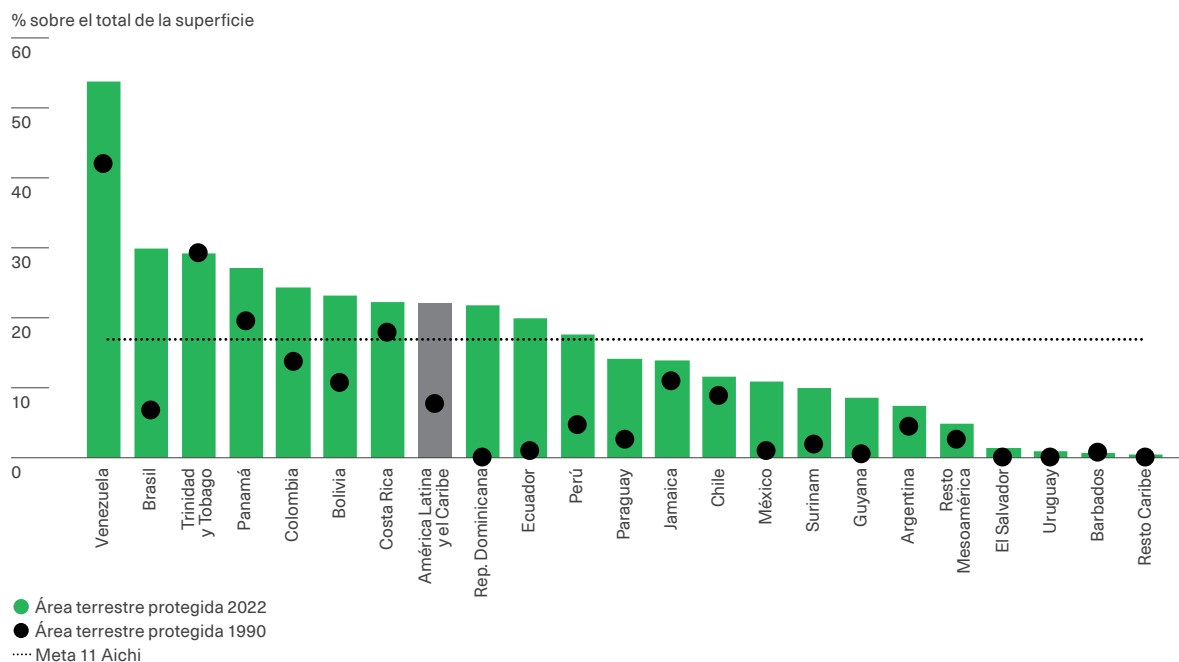
**Nota:** El gráfico incluye todas las áreas con designación de tipo nacional y se dividen entre AP estrictas y AP de uso múltiple (UM). Se consideran como AP estricta las áreas clasificadas entre las categorías I y IV de la UICN, ambas inclusive. El resto son consideradas AP de uso múltiple (UM). En celeste se presentan las zonas económicas exclusivas. En el apéndice del capítulo disponible en línea se brinda mayor detalle sobre el tratamiento de los datos de áreas protegidas.

**Fuente:** Elaboración propia con base en datos georreferenciados de Protected Planet (PNUMA-CMVC y UICN, 2022) y de zonas económicas exclusivas de Flanders Maritime Institute (2019).



**Gráfico 3.7**

**Áreas terrestres protegidas por país**



**Nota:** El gráfico muestra la proporción de áreas terrestres protegidas en 1990 (círculos) y en 2022 (barras) con respecto al total de la superficie terrestre de cada país. La última barra presenta el total para ALC. Se incluyen todas las áreas protegidas con designación de tipo nacional de la base de Protected Planet. En el apéndice del capítulo disponible en línea se puede consultar la lista de países considerados en el gráfico y obtener más detalles sobre el tratamiento de los datos sobre AP.

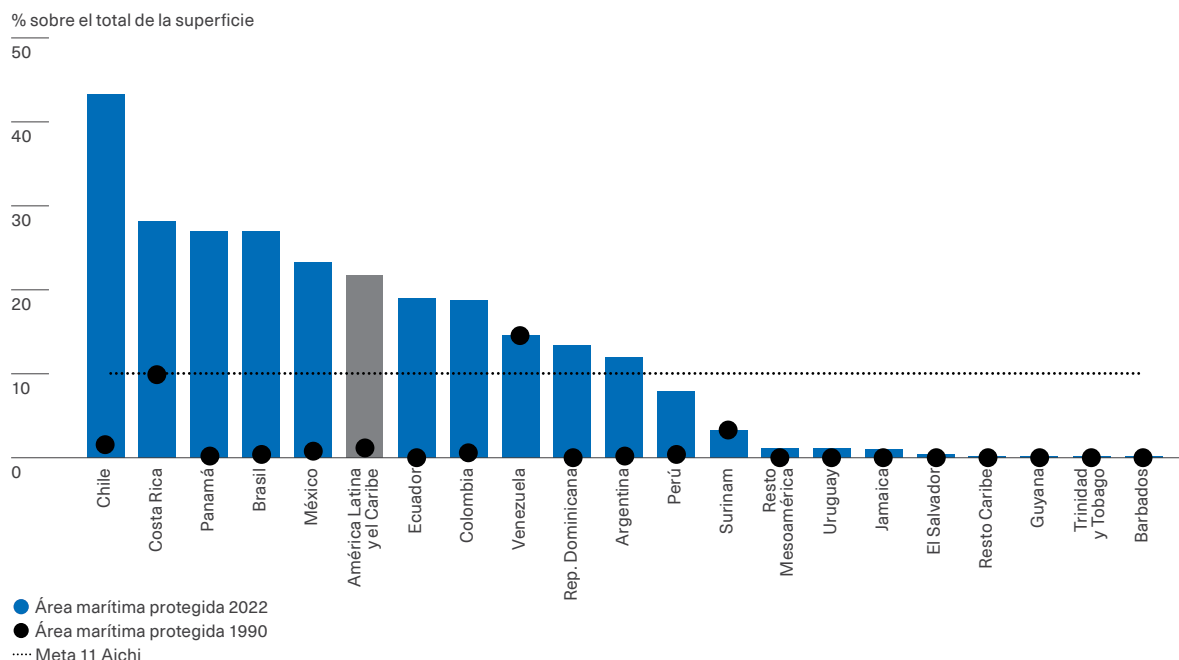
**Fuente:** Elaboración propia con base en datos de Protected Planet (PNUMA-CMVC y UICN, 2022).

**En la actualidad, hay más de 9000 áreas protegidas en América Latina y el Caribe, las cuales cubren el 22 % de su superficie terrestre y un porcentaje similar de sus aguas marinas territoriales**

En la actualidad, hay 9154 AP en América Latina y el Caribe (ver el gráfico 3.6), las cuales cubren el 22 % de la superficie terrestre de la región y un porcentaje similar de sus aguas marinas territoriales. Estas cifras hacen que sea una de las regiones con mayor presencia de AP. A nivel mundial, alrededor del 15 % de la superficie terrestre y el 7,5 % de los océanos se encuentran bajo esta figura (IPBES/IPCC, 2021).

La prevalencia de AP difiere entre los países de la región (ver los gráficos 3.7 y 3.8). En general, las AP tienen una presencia mayor en los países de Mesoamérica y Sudamérica que en los del Caribe (con excepciones como República Dominicana y Trinidad y Tobago). En total, 10 de los 20 países con datos de la región alcanzaron la meta 11 de Aichi de protección de la superficie terrestre y otros 10 la de superficie marina. En la mayoría de los casos, estos niveles de protección son resultado de la expansión de las AP durante los últimos 30 años, particularmente de las marítimas.

**Gráfico 3.8**  
Áreas marítimas protegidas por país



**Nota:** El gráfico muestra la proporción de áreas marítimas protegidas en 1990 (círculos) y en 2022 (barras) con respecto al total de la superficie marítima de cada país. Se toma como superficie marítima las zonas económicas exclusivas y se incluyen todas las AP con designación de tipo nacional de la base de Protected Planet. En el apéndice del capítulo disponible en línea se puede consultar la lista de países considerados en el gráfico y obtener más detalles sobre el tratamiento de los datos sobre AP.

**Fuente:** Elaboración propia con base en datos georreferenciados de Protected Planet (PNUMA-CMVC y UICN, 2022) y datos de Zonas Económicas Exclusivas de Flanders Maritime Institute (2019).

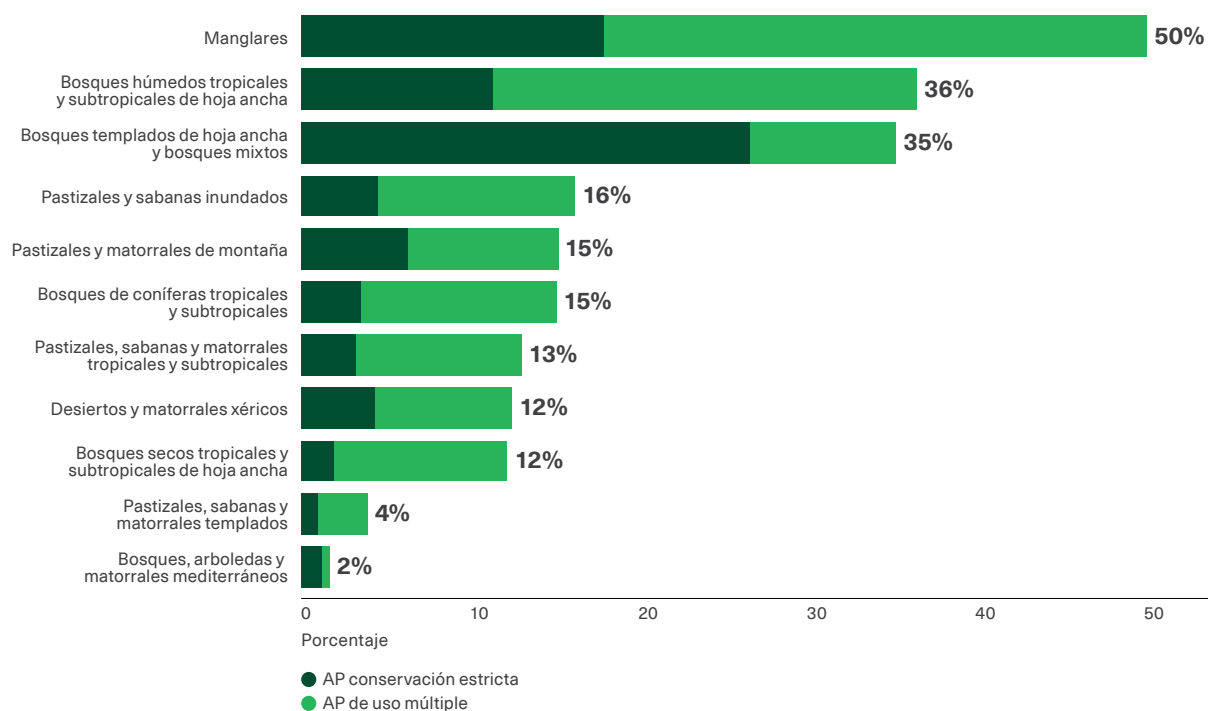
Para la conservación de la biodiversidad es necesario que todos los biomas estén representados en las AP. En América Latina y el Caribe, los biomas con mayor cobertura son los manglares (con 50 % de su superficie protegida), los bosques húmedos tropicales (36 %) y bosques templados (35 %), mientras que en el resto de los biomas la cobertura de AP es inferior al 17 % (ver el gráfico 3.9). La cobertura de manglares y bosques húmedos tropicales es particularmente relevante para la respuesta ante el cambio climático, ya que tienen altas tasas de captura de carbono y, en el caso de los manglares, ofrecen importantes servicios de adaptación a las poblaciones costeras (IPBES/IPCC, 2021). Es importante también que las AP cubran las llamadas áreas clave para la biodiversidad (KBA, por sus siglas en inglés), que son sitios que contribuyen significativamente a la persistencia

global de la biodiversidad (UICN, 2016). En la región se han identificado 2300 KBA, que suman 3,2 millones de km<sup>2</sup> de superficie terrestre, de los cuales el 56 % están dentro de una AP (Álvarez Malvido et al., 2021).

● ●  
**Los biomas con mayor cobertura de áreas protegidas son los manglares (con 50 % de su superficie protegida), los bosques húmedos tropicales (36 %) y los bosques templados (35 %)**

### Gráfico 3.9

#### Porcentaje de áreas naturales protegidas por bioma



**Nota:** El gráfico muestra el porcentaje de suelo protegido en ALC para cada uno de los biomas identificados en Ecoregions2017. En el mismo se incluyen todas las áreas con designación de tipo nacional y se dividen entre AP estrictas y de uso múltiple. Se consideran como AP estricta aquellas áreas clasificadas por la UICN entre las categorías I a IV, ambas inclusive. El resto de las áreas son consideradas como AP de uso múltiple. En el apéndice del capítulo disponible en línea se puede obtener más detalles sobre el tratamiento de los datos sobre AP. Los países considerados en el gráfico son los 33 países pertenecientes a la Comunidad de Estados Latinoamericanos y Caribeños (CELAC).

**Fuente:** Elaboración propia con base en datos de Protected Planet (PNUMA-CMVC y UICN, 2022) y Ecoregions2017 (Dinerstein et al., 2017).

América Latina y el Caribe es la región con la mayor prevalencia de AP de usos múltiples en el mundo (Alpizar, Carlsson et al., 2020). Como se muestra en el cuadro 3.3, el 30 % de la superficie terrestre protegida en ALC es de conservación estricta y el restante 70 % de usos múltiples, mientras que para las AP marinas estas cifras son del 52 % y 48 %, respectivamente. No obstante, la distribución de AP por tipo de uso varía considerablemente entre países.

La literatura especializada indica que las AP han tenido, en general, un efecto moderado sobre la reducción de la deforestación, que es el principal resultado estudiado (Alpizar, Carlsson et al., 2020; Blackman et al., 2014). Sin embargo, este impacto varía según el contexto. Dos factores ayudan a explicar estos resultados.

Primero, un grupo de AP tienden a estar ubicadas en regiones aisladas o con bajo valor de explotación (Baldi et al., 2017; Joppa y Pfaff, 2009; Pfaff et al., 2009). El impacto de las AP aisladas es modesto porque los ecosistemas en donde se ubican no son sujetos de deforestación, ya sea porque están alejados de asentamientos humanos significativos o porque su terreno es muy escarpado. La selección de estas localizaciones puede deberse a los menores costos políticos y económicos de situar una AP en donde no hay grupos que se opongan a su establecimiento por las restricciones a la actividad económica que esta implica. Una dinámica similar se observa en las AP marinas, que tienden a estar en zonas de poco interés para la pesca, lo que disminuye su capacidad para proteger a especies vulnerables (IPBES/IPCC, 2021).

### Cuadro 3.3

#### Áreas protegidas terrestres y marítimas por país

	Áreas terrestres			Áreas marítimas		
	Sup. protegida (miles de ha)	Sup. protegida (%)	Estricta (% de AP)	Sup. protegida (miles de ha)	Sup. protegida (%)	Estricta (% de AP)
Argentina	20.329	7,3	34	12.881	12,0	82
Barbados	0,2	0,5	75	1,3	0,0	100
Bolivia	25.240	23,2	2			
Brasil	252.417	29,8	21	98.956	26,9	13
Chile	8.534	11,6	98	158.217	43,1	97
Colombia	27.515	24,3	55	13.721	18,8	24
Costa Rica	1.144	22,3	66	16.589	28,1	35
Ecuador	5.075	19,9	84	20.669	19,0	2
El Salvador	25	1,2	30	41	0,4	0
Guyana	1.779	8,4	0	3	0,0	0
Jamaica	150	13,8	56	284	1,0	11
México	21.216	10,8	20	74.299	23,3	38
Panamá	1.998	27,0	54	8.948	27,0	7
Paraguay	5.677	14,2	46			
Perú	22.819	17,7	47	6.871	8,0	0
República Dominicana	1.058	21,8	81	4.804	13,4	100
Surinam	1.422	9,8	100	441	3,3	18
Trinidad y Tobago	148	29,1	96	1	0,0	100
Uruguay	135	0,8	15	197	1,2	38
Venezuela	48.991	53,8	46	6.905	14,6	13
Resto Caribe	47	0,3	49	396	0,2	24
Resto Mesoamérica	1.801	4,8	68	706	1,2	76
<b>América Latina y el Caribe</b>	<b>447.519</b>	<b>22,0</b>	<b>30</b>	<b>424.931</b>	<b>21,6</b>	<b>52</b>

**Nota:** El cuadro muestra la superficie que ocupan las áreas protegidas terrestres y marítimas en cada país, en miles de ha y como porcentaje de la superficie total nacional, así como la participación de las áreas protegidas estrictas como porcentaje del total de las áreas protegidas terrestres y marítimas. En el caso de las áreas marítimas, se consideran como superficie total nacional las zonas económicas exclusivas. En este análisis se incluyen todas las áreas con designación de tipo nacional y se consideran como AP estrictas aquellas áreas clasificadas por la UICN entre las categorías I a IV, ambas inclusive. En el apéndice de este capítulo disponible en línea se pueden ver más detalles sobre el tratamiento de los datos de AP y la lista de países incluidos en los grupos "resto del Caribe" y "resto de Mesoamérica".

**Fuente:** Elaboración propia con base en datos georreferenciados de Protected Planet (PNUMA-CMVC y UICN, 2022) y de zonas económicas exclusivas de Flanders Maritime Institute (2019).

Segundo, en el caso de las ubicadas en donde hay presión humana sobre los ecosistemas, problemas de capacidad institucional pueden limitar la protección efectiva que la declaración como AP brinda frente a la

proliferación de actividades ilegales. Parte de la debilidad institucional es causada por la baja asignación presupuestal que padecen la mayoría de las agencias responsables de las AP en los países de la región

(Bovarnick et al., 2010). El problema de la falta de efectividad de las AP se vuelve más acuciante cuando el marco institucional genera incentivos que favorecen la deforestación y ocupación de terrenos dentro de esas áreas; por ejemplo, debido a las amnistías que permiten la expedición de títulos de propiedad privada a quienes muestran posesión de terrenos específicos.

La presión sobre las AP puede llevar a la disminución formal de su tamaño, por ejemplo, cuando la deforestación es seguida de presión por actores locales para retirar el estatus de conservación. Keles et al. (2020) documentan que, durante el periodo 2001-2005, los procesos de deforestación en AP ubicadas en el Amazonas brasileño aumentaron la probabilidad de una reducción de la superficie de estas áreas. Cuando el Estado no logra proteger efectivamente una AP, con el tiempo, la degradación del ecosistema acaba por reducir su valor de conservación, lo cual reduce los incentivos para mantener el estatus de área protegida.

El cambio climático está afectando la gestión de las AP (IPBES/IPCC, 2021) por el aumento en el número e intensidad de eventos climáticos extremos (por ejemplo, sequías e incendios). Además, el aumento de la temperatura provoca la migración de especies (en busca de mayores altitudes, por ejemplo), lo que puede cambiar la composición de especies dentro de las AP, bien porque algunas cuya protección pudo haber motivado el establecimiento de las AP emigran, bien por la aparición de otras. Esta migración resalta la importancia de que las AP formen parte de un sistema conectado por corredores de hábitat, que eviten la fragmentación de los ecosistemas y que permitan la migración de especies a lugares con mejores condiciones climáticas.

Las restricciones estrictas buscan maximizar el impacto en la conservación de las AP. Sin embargo, la prohibición de la actividad económica impone costos a la población local, particularmente cuando esta depende de los recursos naturales existentes en ellas. Estos costos suelen traducirse en oposición de las comunidades locales al establecimiento de AP y en la proliferación de actividades productivas ilegales, lo cual mina la efectividad de la protección. Asimismo, favorecen la existencia del llamado efecto fuga, que se refiere a la reubicación de las actividades que generan deforestación y la pérdida de biodiversidad

desde el interior de las AP hacia sus alrededores (Ford et al., 2020; Fuller et al., 2019).

Las AP de usos múltiples responden al interés de obtener un balance entre objetivos de conservación y desarrollo local. Como otros mecanismos de coadministración (ver el próximo subapartado), las AP de usos múltiples pueden fortalecer las capacidades e incentivos de comunidades locales y otros actores para participar en la conservación de los recursos naturales mediante la asignación de derechos de propiedad y la promoción de actividades económicas sostenibles. La evidencia al respecto es alentadora. En un estudio comisionado para este reporte, Rico-Straffon et al. (2022) encuentran que las AP de usos múltiples en Perú son tan efectivas o más en evitar la deforestación que las de conservación estricta. Estos hallazgos son consistentes con los de otros estudios realizados en la región (ver Sims y Alix-García, 2017 y Sims et al., 2014, para el caso de México; Pfaff et al., 2009, para el de Costa Rica, y Robalino et al., 2015, para el de Brasil) y en el resto del mundo (Nelson y Chomitz, 2011). Asimismo, se complementan con los efectos encontrados de las AP de usos múltiples en la reducción de la pobreza en las comunidades locales (Bocci et al., 2018).

La presencia de población en las AP es una realidad en la mayor parte de los países de América Latina y el Caribe (ver el cuadro 3.4). Esto puede deberse a la declaración como AP de zonas con presencia previa de comunidades locales (lo cual resalta la importancia de la figura de AP de usos múltiples) o al establecimiento posterior de asentamientos informales, aprovechando la falta de protección efectiva de estas áreas. De cualquier modo, la densidad poblacional existente puede afectar la capacidad de las AP para cumplir de manera efectiva sus objetivos de conservación. Como se reporta también en el cuadro 3.4, el 95 % de la superficie de las AP de la región se puede considerar inhabitado, el 4 % tiene la densidad poblacional de una zona rural y el 1 % alcanza la densidad de una zona urbana. Los asentamientos con densidad rural pueden ser compatibles con una convivencia sustentable con los ecosistemas y la biodiversidad que protegen las AP donde residen, particularmente de aquellos que no requieren una protección estricta. Este no es el caso de los asentamientos con densidad urbana dentro de las AP, cuya presencia sugiere problemas de protección efectiva en zonas específicas, pero con alta población.

### Cuadro 3.4

Población de países de América Latina y el Caribe residente en áreas protegidas terrestres y en su periferia

País	Población residente en AP	Superficie de AP por densidad poblacional (%)		
	N.º de habitantes	Inhabitada	Rural	Urbana
Argentina	481.385	97,3	2,5	0,2
Barbados	636	3,4	48,2	48,4
Bolivia	3.334.371	97,6	1,9	0,5
Brasil	21.093.919	96,8	2,8	0,4
Chile	54.504	99,3	0,6	0,1
Colombia	5.989.043	82,5	15,0	2,4
Costa Rica	73.579	89,9	9,4	0,7
Ecuador	176.297	98,0	1,9	0,1
El Salvador	12.263	67,5	24,0	8,5
Guyana	1.188	99,9	0,1	0,0
Jamaica	726.970	75,8	9,0	15,2
México	4.868.679	91,2	6,7	2,1
Panamá	79.933	94,9	4,5	0,6
Paraguay	133.784	98,2	1,6	0,2
Perú	166.522	99,1	0,8	0,1
República Dominicana	249.850	85,9	11,5	2,6
Surinam	733	99,9	0,1	0,0
Trinidad y Tobago	32.592	81,3	15,5	3,2
Uruguay	786	98,5	1,4	0,1
Venezuela	13.430.159	94,9	3,7	1,4
América Latina y el Caribe	53.074.527	95,4	3,8	0,7

**Nota:** La primera columna del cuadro muestra la cantidad de personas que viven dentro de las AP. Las siguientes tres columnas muestran la proporción de superficie de las AP que se encuentra inhabitada, la que tiene una densidad de población rural y la que tiene una densidad de población urbana. Se califica como: (i) inhabitado al territorio con una densidad de población < 5 personas/km<sup>2</sup>; ii) rural cuando la densidad poblacional es >=5 personas/km<sup>2</sup> y < 150 personas/km<sup>2</sup>, y iii) urbano cuando la densidad de población es >=150 personas/km<sup>2</sup>. Dichas estimaciones son elaboradas a partir de los datos georreferenciados de población de GHS (Schiavina et al., 2022), agregados a una resolución de 1 km. Estos datos fueron combinados con la Base de Datos Mundial [georreferenciada] de Áreas Protegidas (BDMAP). Para mayor detalle sobre la metodología de estimación consultar el apéndice del capítulo disponible en línea.

**Fuente:** Elaboración propia con base en datos de Protected Planet-BDMAP (PNUMA-CMVC y UICN, 2022) y GHS-POP (Schiavina et al., 2022).

Las AP forman un continuo que incluye desde aquellas áreas de gestión exclusiva por el Estado bajo un objetivo único de conservación hasta las que siguen modelos de usos múltiples y gestión compartida. En la actualidad, se estima que por lo menos el 6 % de las áreas protegidas de América Latina y el Caribe son administradas por pueblos indígenas y comunidades

locales, el 15 % lo son por el sector privado, el 57 % por gobiernos nacionales o subnacionales y 2 % tienen una gobernanza compartida, mientras que no hay datos del 20 % restante (Álvarez Malvido et al., 2021).

De manera relacionada, se han puesto en marcha diversas iniciativas inspiradas en el modelo de gestión de

las AP de uso múltiple para proteger áreas naturales de propiedad pública o comunitaria (que pueden no tener el estatus jurídico de AP). Por ejemplo, en Argentina, Brasil, Chile, Colombia y Paraguay se ha dado impulso al desarrollo de redes privadas de AP (Alpizar, Carlsson et al., 2020). En este esquema, los propietarios de terrenos privados se comprometen a metas de conservación a cambio de incentivos fiscales y otro tipo de apoyos (como asistencia técnica y promoción turística). En México, el programa de Áreas Voluntarias de Conservación permite que propiedades privadas y comunales (llamados ejidos) puedan acceder a financiamiento para proyectos de ecoturismo y de secuestro de carbono y obtener un mayor respaldo para prevenir la tala y caza ilegales (Alpizar, Carlsson et al., 2020).

En resumen, las AP son una herramienta de conservación cuyo uso creció significativamente en los últimos 30 años. En vista de los compromisos internacionales, es de esperar que la cobertura de AP siga creciendo en el futuro. Entre las medidas para mejorar la efectividad de las AP a futuro están revisar los criterios que definen su ubicación; fortalecer la capacidad institucional y el financiamiento de las agencias responsables de su gestión y del cumplimiento de las regulaciones relacionadas; y, en los casos en que los objetivos de conservación lo permitan, ampliar el modelo de AP de usos múltiples con la participación de comunidades locales, el sector privado y otros actores en su administración.

### **Coadministración: participación de comunidades locales y otros actores**

La coadministración se refiere a la entrega, por parte del gobierno, de cierto grado de control sobre recursos naturales de uso común (por ejemplo, recursos forestales, pesqueros o hídricos de propiedad pública) a comunidades locales u otros actores. La cesión puede ir desde el derecho a explotar un recurso, frecuentemente de manera exclusiva, hasta la potestad de administrar un área geográfica, sin que, por lo general, se otorgue la posibilidad de enajenar los derechos (Blackman et al., 2014). La asignación de derechos suele hacerse a comunidades o colectivos y estar condicionada a la adopción de prácticas sostenibles en el uso de los recursos. Ejemplos de coadministración son las AP de usos múltiples,

concesiones comunitarias como las zonas exclusivas de pesca artesanal y los territorios de pueblos originarios o de origen afroamericano en países como Bolivia, Brasil y Colombia (los cuales son reconocidos por las constituciones de esos países como propiedad común de estos pueblos). La figura 3.3 muestra los tipos de derechos sobre recursos de uso común que se pueden otorgar.

### **La coadministración es la cesión de los derechos para explotar un recurso natural o administrar un área de propiedad pública a comunidades locales u otros actores**

La coadministración es compatible con objetivos de conservación y desarrollo local. La asignación de derechos de propiedad busca evitar la sobrexplotación asociada a la competencia de actores múltiples sobre recursos de uso común. Los derechos de propiedad incentivan el uso sostenible de los recursos al brindar certidumbre sobre los retornos a los esfuerzos de conservación. Asimismo, también incentivan la participación de las comunidades locales en la detección y denuncia de actividades ilegales de extracción y de cambio en el uso de suelo que afectan los recursos coadministrados.

La asignación de derechos a nivel comunitario o colectivo, en lugar de hacerlo a nivel individual, busca aprovechar la estructura organizativa y los vínculos dentro de las comunidades para resolver el reto de coordinación subyacente a la explotación de recursos de uso común.

La coadministración es también una herramienta que ha permitido reconocer jurídicamente los derechos de comunidades rurales y pueblos originarios sobre los territorios y recursos que habitan y sostienen su forma de vida y que son fuente de su identidad cultural.

El potencial de la coadministración para ayudar a la conservación de los bosques de la región es relevante porque la mayoría de estos son de propiedad pública. Este es el caso del 63 % de la superficie boscosa de Sudamérica, el 81 % del Caribe y el 37 % de Centroamérica (FAO, 2020).

**Figura 3.3**

Derechos de propiedad sobre recursos de uso común



**Fuente:** Elaboración propia con base a Ostrom y Schlager (1996), tomado de Maldonado y Moreno-Sánchez (2023).

En un estudio comisionado para la elaboración de este reporte, Tanner y Ratzke (2022) analizan el impacto del programa Acuerdos de Uso Sustentable y Custodia de Manglar (AUSCM) sobre la conservación de estas áreas en Ecuador y encuentran evidencia de que su adopción reduce la pérdida de este ecosistema. Este programa surgió en 1999 como respuesta a un intenso proceso de deforestación de bosques de manglar, motivado principalmente por el establecimiento de granjas acuícolas para la producción de camarón (desde 1970, Ecuador ha perdido entre el 30 % y el 40 % de su superficie de manglares). Al deforestar, las granjas acuícolas minan la población de cangrejos rojos y berberechos, de cuya pesca dependen las comunidades locales.

Los AUSCM otorgan a las asociaciones locales derechos exclusivos para la explotación de los recursos del manglar por un periodo de diez años renovables. A cambio, estas asociaciones deben presentar un plan de manejo sostenible y llevar a cabo tareas de monitoreo y seguimiento de la conservación del manglar. Las organizaciones no gubernamentales (ONG) y universidades tienen un rol activo, brindando capacitación técnica a las comunidades en los procesos legales para la formación de una asociación y en la presentación de denuncias por casos de deforestación ilegal.



### **Recuadro 3.8**

#### **Políticas para reducir la deforestación en el Amazonas<sup>a</sup>**

Las políticas para reducir la deforestación del Amazonas en Brasil son de particular interés para el resto de la región, tanto por su carácter innovador como por la evidencia disponible sobre su eficacia.

La deforestación del Amazonas comenzó a gran escala en Brasil durante la década de 1970, principalmente por la expansión del sector agropecuario. Este proceso fue impulsado tanto por el aumento en la demanda mundial de alimentos y energía, descrito en el apartado "Causas de la degradación de los ecosistemas y sectores económicos asociados", como por políticas de promoción de la actividad económica en el bioma amazónico, que incluyeron incentivos fiscales y proyectos de infraestructura.

Ante el avance de la deforestación, el gobierno de Brasil empezó a adoptar una serie de políticas de comando y control a partir de la década de 1990. Entre ellas, destacan la promulgación de leyes contra la deforestación; la expansión de la red de AP y la asignación de derechos sobre el uso de la tierra a pueblos originarios; y la creación y fortalecimiento de las agencias gubernamentales a cargo de hacer cumplir las nuevas regulaciones. A estas políticas se sumaron después iniciativas basadas en mecanismos de mercado (que se discuten en el subapartado del mismo nombre).

En materia institucional, en 1989 se creó la Agencia Federal de Supervisión Ambiental (IBAMA por sus siglas en portugués) y, un año después, el Ministerio del Medio Ambiente, los dos organismos principales a cargo de la implementación de la política ambiental. En el campo legislativo, en 1996 se elevó al 80 % la superficie que los propietarios de terrenos ubicados en el bioma Amazónico deben conservar en su estado natural (esta obligación, conocida como "Reserva Legal" fue introducida por primera vez en el Código Forestal en 1965). En 1998, se aprobó la figura de "delitos ambientales", los cuales castigan la deforestación con penas que van desde multas hasta la cárcel. No obstante, la deforestación del Amazonas continuó al mismo ritmo.

Los esfuerzos se redoblaron en el año 2004 con la creación de un grupo de trabajo interministerial encargado del Plan de Acción para la Prevención y Control de la Deforestación de la Amazonia (PPCDAm). Este grupo lanzó una estrategia basada en la expansión del AP; la creación de DETER, un sistema de monitoreo de la deforestación en tiempo real a partir de datos satelitales, y el fortalecimiento del presupuesto y la capacidad de acción del IBAMA. Asimismo, en los años siguientes se aumentaron las multas por deforestar.

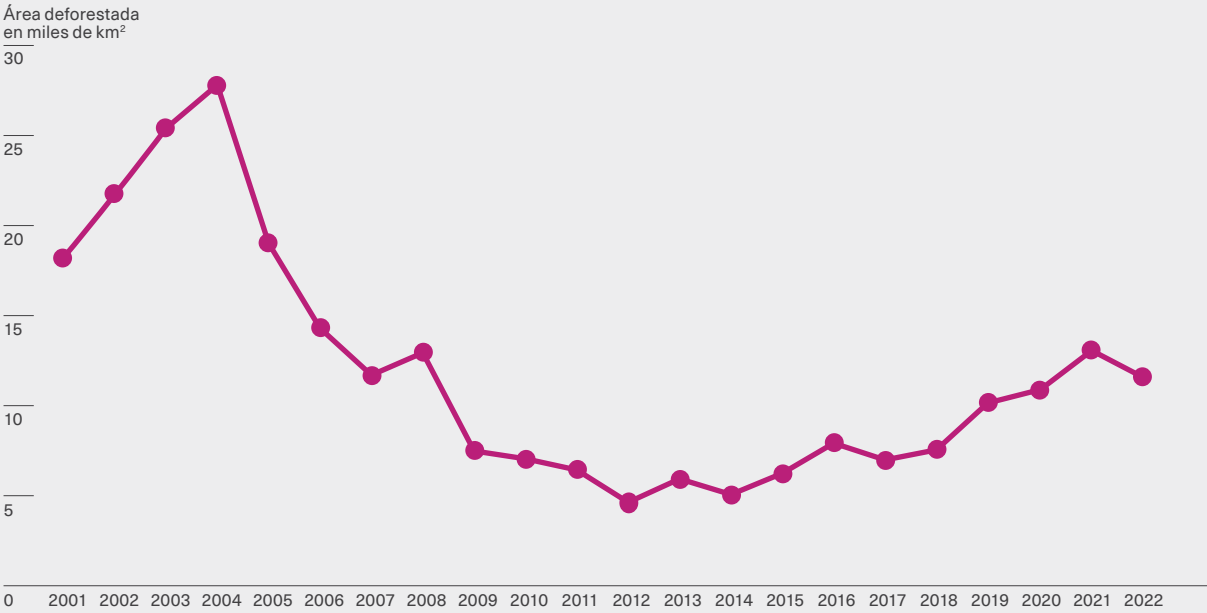
Hoy en día, la tenencia de la tierra en el Amazonas brasileño se distribuye entre territorios de pueblos originarios y sitios de conservación (50 %), bosques públicos propiedad del gobierno nacional y los gobiernos subnacionales (30 %) y granjas privadas (20 %). La deforestación está prohibida tanto en las áreas protegidas como en los bosques públicos, mientras que los propietarios de granjas privadas deben conservar la vegetación en su estado nativo en al menos el 80 % de su superficie. Como consecuencia de estas regulaciones estrictas, casi la totalidad de la deforestación es ilegal (entre el 96 % y el 97 %) (Valdiones et al., 2021). La mayor parte de esta tiene lugar en bosques públicos y se compone de eventos que tienen una escala relativamente reducida. Se estima que la deforestación de áreas de menos de 50 ha explica alrededor de la mitad de la deforestación total.

A pesar de los desafíos de implementación, una serie de estudios muestran que las inspecciones del IBAMA han sido una herramienta efectiva para reducir la deforestación (Assunção, McMillan, et al., 2019; Assunção et al., 2022; Assunção y Rocha, 2019; Ferreira, 2023); e incluso ha tenido efectos positivos sobre la regeneración del bosque (Assunção, Gandour, et al., 2019; Oliveira Filho, 2020). El sistema de monitoreo DETER permitió al IBAMA identificar oportunamente las áreas en donde se presentan incendios forestales y actuar en consecuencia (movilizando agentes para identificar a los responsables mientras se encuentran todavía en el lugar).

Además del aumento de recursos, entre las acciones que permitieron aumentar la eficacia del IBAMA destacan la focalización de esfuerzos en municipios con alto riesgo de deforestación y la mejora del sistema catastral (que permite identificar a los propietarios de terrenos deforestados sin necesidad de recurrir a inspecciones in situ).

La experiencia del IBAMA y DETER muestra que es posible reducir la deforestación del Amazonas. En esta tarea, la tecnología puede tener un rol muy relevante para el monitoreo en tiempo real de la deforestación y la mejora de los registros catastrales (si bien, la clarificación de la tenencia de la tierra es también un proceso político). Asimismo, es indispensable que las agencias responsables de las tareas de inspección y castigo de la deforestación cuenten con las capacidades institucionales suficientes para cumplir con su labor. Este no es un reto menor dada la variación en las condiciones macroeconómicas y políticas en muchos países de la región. Como lo muestra el gráfico 1, la deforestación se redujo a partir del 2004, tras la creación del PPCDAm, y repuntó tras la crisis económica que Brasil experimentó a partir de 2014, que trajo consigo recortes presupuestarios significativos para el IBAMA y otras agencias con responsabilidades ambientales (el gasto operativo de esta entidad en el Amazonas se redujo en un 40 % en términos reales entre 2014 y 2020).

**Gráfico 1**  
Deforestación anual en el Amazonas brasileño



**Nota:** El gráfico muestra la cantidad de km² de bosque deforestados cada año en la Amazonia brasileña.

**Fuente:** Ferreira (2023) con datos de PRODES/INPE (PRODES/INPE, 2023).

a. Este recuadro está basado en el documento "Amazon deforestation: drivers, damages, and policies", elaborado por Alipio Ferreira como parte de los insumos comisionados para este reporte.

La coadministración puede ayudar también a desarrollar un sector pesquero sostenible y a revertir los patrones de sobrexplotación que lo caracterizan. El manejo basado en comunidades es relevante para la pesca, ya que el 90 % de la flota pesquera motorizada de la región consiste en embarcaciones de pequeña escala, las cuales realizan alrededor de una tercera parte de la cantidad total de capturas, que representan aproximadamente la mitad del valor comercial de la pesca (De Oliveira Leis et al., 2019). No obstante, es necesario contar también con regulaciones específicas para la pesca industrial. En América Latina y el Caribe hay una diversidad de experiencias de derechos comunales de uso en pesca, que se pueden organizar en: i) privilegios o concesiones territoriales de uso entregados a organizaciones de pescadores (por ejemplo, cooperativas de pescadores en México o comunidades pesqueras en Chile); ii) derechos comunales territoriales entregados a poblaciones indígenas o tradicionales (por ejemplo, reservas de extracción marinas en Brasil, territorios colectivos para comunidades afrodescendientes y zonas exclusivas de pesca artesanal en Colombia); y iii) cuotas de pesca y límites de acceso (por ejemplo, en las Islas Galápagos, en Ecuador) (Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023). Según el contexto local, las cuotas de pesca pueden asignarse también a individuos y ser transables, de manera que sean los pescadores más eficientes quienes puedan realizar la mayor cantidad de pesca (Blackman et al., 2014).

La asignación a comunidades o colectivos de derechos sobre recursos de uso común no está exenta de retos de implementación. Estos incluyen capacidad de organización y cohesión social de las comunidades locales, la prevalencia de niveles de pobreza y la dependencia de los recursos naturales (los cuales dificultan la transición hacia un patrón de uso sostenible), las condiciones ambientales y la existencia de un Estado de derecho que vele de manera efectiva por el cumplimiento de los derechos otorgados (Blackman et al., 2014; Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023).

El sector privado puede tener también un rol activo en los esquemas de coadministración, siendo las concesiones forestales el principal ejemplo al respecto. En Perú, la Constitución dicta que todos los bosques son propiedad del Estado. En el año 2000, el Congreso peruano aprobó una ley bajo la cual se realizaron una serie de subastas en las que se asignaron más de 500 concesiones a empresas privadas, con una cobertura de más de 7 millones de ha (alrededor del 10 % del total de bosques). Un estudio reciente encontró que estas concesiones ayudaron a reducir la deforestación en alrededor de un 4 % en comparación con áreas similares sin la presencia de concesiones (Rico-Straffon et al., 2023). Los autores del estudio señalan que la ausencia de un efecto mayor se debe probablemente a fallas en el cumplimiento de las regulaciones ambientales contempladas en las concesiones, lo que subraya la importancia de la capacidad del Estado como determinante de la efectividad de estas políticas.

## Mecanismos de mercado

### Pagos por servicios ecosistémicos

Los pagos por servicios ecosistémicos son una herramienta para compensar a las personas y comunidades que, a través de sus acciones de conservación y regeneración, contribuyen a la provisión de dichos servicios. De manera esquemática, un programa de PSE implica la formación de un cuasimercado con la participación voluntaria de proveedores que reciben un pago de los beneficiarios a través de un organismo administrador. Este pago está condicionado, ya sea al

flujo de un servicio ecosistémico específico o a la realización de una actividad que se relaciona claramente con su provisión (Engel, 2016; Wunder et al., 2008).

Los países de América Latina y el Caribe han liderado la adopción de PSE en el mundo, con la implementación de más de 250 programas de este tipo desde la década de 1990 (Alpizar, Madrigal et al., 2020). Costa Rica y México fueron pioneros en el desarrollo de programas nacionales de PSE —con el Programa por Pago de Servicios Ambientales (PPSA) y el Pago por Servicios Ambientales Hídricos (PSAH),

respectivamente—, seguidos por Colombia, Ecuador y Perú. A nivel subnacional hay iniciativas en Bolivia, Brasil, Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Honduras, México y Nicaragua, entre otros países (Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023). En un principio, los programas de PSE se centraron en el pago por la protección de las fuentes hídricas. En virtud de ellos, los productores participantes, ubicados en cuencas hídricas, reciben pagos típicamente por acciones de protección y manejo forestal, y por reforestación. Paulatinamente, se iniciaron programas que promueven la captura y el almacenamiento de carbono, la conservación de la biodiversidad y de la belleza escénica (Wunder et al., 2008). La mayoría de los programas de PSE en la región buscan cumplir sus objetivos a través de la conservación y regeneración de bosques, aunque, de manera reciente, se han iniciado también programas enfocados en paisajes agropecuarios. Por ejemplo, Costa Rica, Colombia y Nicaragua cuentan con iniciativas que promueven el uso de sistemas silvopastoriles integrados, como un mecanismo para recuperar áreas de pasturas degradadas en paisajes dominados por la ganadería (Gobbi, 2011). Los programas nacionales suelen financiarse a través de impuestos, mientras que los locales se nutren de una mayor diversidad de fuentes de financiamiento (por ejemplo, organizaciones civiles, el sector privado y usuarios de servicios de agua).



### **Los programas de pagos por servicios ecosistémicos buscan compensar a quienes por sus acciones de preservación o regeneración de los ecosistemas contribuyen a la provisión de servicios de este tipo**

Las evaluaciones disponibles sobre el impacto de los PSE indican que estos pueden ser una herramienta efectiva para reducir la deforestación, el principal resultado estudiado (Alix-García et al., 2012, 2015; Honey-Rosés et al., 2011). Sin embargo, esa efectividad depende significativamente del diseño, la implementación y el contexto (Alpizar, Madrigal et al., 2020). Algunos estudios han encontrado que los resultados de los programas de PSE pueden tener efectos menores o nulos en la reducción de la deforestación (Robalino y Pfaff, 2013; Ruggiero et al., 2019; Sánchez-Azofeifa et al., 2007).

Para ser efectivos, los PSE deben cumplir con el principio de adicionalidad, es decir, resultar en un mayor flujo de servicios ecosistémicos o acciones de conservación respecto del que prevalecería en ausencia del esquema. Para ello, los programas de PSE enfrentan retos de selección de participantes, verificación y cumplimiento, y de efectos adversos no deseados.

Para lograr adicionalidad, los programas de PSE necesitan de la participación de proveedores con control sobre los recursos que, en ausencia del programa, se habrían deteriorado. Por lo tanto, desde el punto de vista estrictamente ambiental, los programas de PSE deberían focalizarse en zonas con mayor presión humana (frecuentemente, esto significa en riesgo de deforestación). Sin embargo, en la práctica, los PSE suelen utilizar criterios de priorización adicionales a los ambientales, ya sea porque tienen también objetivos no ambientales (típicamente de combate a la pobreza) o por razones de economía política. Por ejemplo, los programas nacionales PPSA y PSAH de Costa Rica y México combinan criterios ambientales y de combate a la pobreza para definir a la población que puede participar. En el segundo caso, el interés de las autoridades del programa por distribuir los recursos de manera balanceada entre las regiones del país ha favorecido la cobertura de áreas con bajo riesgo de deterioro ambiental (Alix-García et al., 2005).

Los precios que pagan los programas de PSE a los proveedores participantes pueden definirse según el valor de los servicios que suministran o los costos en los que incurren por participar en el programa. El segundo criterio es el que más se usa en la práctica (Salzman et al., 2018; Wunder et al., 2008) debido, en parte, a los retos que plantea la medición del valor.

Para incentivar la participación, el pago a los proveedores debe ser por lo menos igual a los costos de participación. Estos incluyen tanto el costo de oportunidad de los recursos a conservar (es decir, el ingreso que el proveedor habría tenido en caso de dedicar los recursos a otra actividad) como los costos directos en los casos de iniciativas de regeneración o aforestación. El diseño eficiente de un PSE debería contemplar una estructura de precios acorde con los costos de oportunidad de los proveedores potenciales. Estos costos crecen con la demanda de cambio de uso del suelo,

de conservación a actividades agropecuarias. Es decir que, dado un precio fijo por superficie conservada, los proveedores de áreas con mayor riesgo ambiental tienen menos incentivos para participar. Wunder et al. (2008) reportan que los programas nacionales de PSE en los países en desarrollo tienden a utilizar precios únicos, en contraste con los programas locales, que tendrían mayor flexibilidad para la definición de estructuras tarifarias. Una excepción es el PSAH de México, que introdujo pagos diferenciados por nivel de riesgo y tipo de ecosistema (Alix-García et al., 2018).

Para ser efectivos, los PSE requieren del cumplimiento de las acciones pactadas por los proveedores. En la práctica, los programas pagan generalmente por acciones de conservación y regeneración (principalmente relacionadas con el uso del suelo) y no por el flujo de servicios ecosistémicos (Salzman et al., 2018; Wunder et al., 2008). Para el monitoreo de estas acciones, los programas de PSE suelen realizar inspecciones in situ. Estas visitas pueden implicar costos administrativos considerables, particularmente para programas con una cobertura geográfica amplia. Al respecto, los datos obtenidos por sensores remotos son una alternativa cada vez más viable para el monitoreo de ciertas acciones (por ejemplo, incendios). La existencia de condicionalidad en los pagos a proveedores es un incentivo directo para el cumplimiento de las acciones de conservación.

Los programas de PSE pueden llegar a producir efectos adversos que comprometan su efectividad o afecten a las comunidades locales. Entre los primeros, destaca el efecto fuga, que se refiere al desplazamiento de la deforestación (u otras acciones de degradación) de áreas participantes en esos esquemas a áreas no participantes. Este efecto puede ser particularmente relevante cuando los proveedores participan parcialmente en el programa de PSE, es decir, cuando solo reciben pagos por una proporción de las tierras que controlan. Por ejemplo, Sohngen y Brown (2004) muestran evidencia de Bolivia, Izquierdo-Tort et al. (2019) y Alix-García et al. (2012), de México y Giudice et al. (2019), de Perú. Exigir que los proveedores se comprometan a proteger la totalidad de sus terrenos puede evitar este problema, aunque también puede aumentar los costos y requiere de registros de propiedad de la tierra completos (Wunder et al., 2020). Asimismo, el retiro de tierras de la actividad agropecuaria inducido por los PSE aumenta los retornos por practicar esta actividad en áreas

no cubiertas por el programa (Jack et al., 2008). Por lo tanto, el diseño de PSE requiere de un análisis cuidadoso de todos los incentivos que puede generar y de su interacción con el contexto local. Por ejemplo, es de esperar que las zonas con poca integración a mercados (e infraestructura de transporte) sean más susceptibles a experimentar aumentos en los precios locales de los alimentos tras el retiro de tierras de la actividad agropecuaria.

La evidencia indica que asignar a los programas de PSE el doble objetivo de aumentar la provisión de servicios ecosistémicos y reducir la pobreza puede ser ineficaz cuando los recursos con mayor riesgo de deterioro no son propiedad de los hogares más pobres (Jack et al., 2008). En su estudio sobre el PSAH de México, Alix-García et al. (2015) encuentran que este programa tuvo un impacto considerable sobre la reducción de la deforestación (entre un 40 % y un 50 % de la que hubiera ocurrido sin el programa). Esta efectividad pudo haber sido aún mayor si el programa se hubiera focalizado en áreas de riesgo, pero hacerlo hubiera resultado en una menor participación de la población que vive por debajo de la línea de pobreza.

En resumen, los PSE pueden ser una herramienta eficaz para la preservación de los ecosistemas y la biodiversidad y la respuesta ante el cambio climático. Para ello, un diseño e implementación adecuadas, de acuerdo con el contexto local, son indispensables. Características deseables de un programa de PSE son la focalización en áreas de alto riesgo, la diferenciación de pagos por nivel de riesgo de degradación y tipo de ecosistema y la condicionalidad que se pueda hacer cumplir (Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023). Asimismo, la asignación de objetivos múltiples puede disminuir su eficacia. La gestión de un programa de PSE requiere de un organismo con capacidad institucional y credibilidad ante los proveedores y beneficiarios. Los PSE son esquemas de largo plazo, por lo que, si dependen de recursos públicos, son vulnerables a cambios en las prioridades políticas y las condiciones macroeconómicas (Alpizar, Madrigal et al., 2020). La formación de fideicomisos que garanticen a los proveedores participantes un flujo de pagos por un periodo determinado es una alternativa al respecto. Asimismo, los PSE requieren para funcionar que haya derechos de propiedad sobre la tierra bien definidos (Blackman et al., 2014), una condición que, como ya se ha discutido, no siempre se cumple en América Latina y el Caribe.



Los PSE son un vehículo con potencial para canalizar la cooperación internacional para la conservación y regeneración de los ecosistemas. Esto lo ejemplifica el mecanismo de reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques (conocido por el acrónimo inglés REDD+), de la CMNUCC. El REDD+ opera un esquema de pago por resultados, que destina fondos a los países en desarrollo para impulsar la conservación y gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono.

Los bancos de desarrollo pueden desempeñar un rol importante en la expansión y consolidación de los programas de PSE, trabajando con gobiernos y organizaciones locales, vinculando a donantes internacionales, ofreciendo apoyo financiero y para el desarrollo de capacidades, y participando en el diseño e implementación de estos programas (Alpizar, Madrigal et al., 2020).

### **Certificaciones ambientales y acuerdos de la industria**

Las ecocertificaciones son una herramienta para brindar información confiable y accesible a los consumidores sobre el impacto ambiental de determinados productos o servicios. Esta política se basa en el supuesto de que hay una demanda creciente de bienes y servicios que han sido producidos siguiendo prácticas sostenibles, pero obtener información confiable sobre el impacto ambiental de diversos bienes y servicios es costoso para los consumidores. La dificultad que estos enfrentan para distinguir entre los productos amigables con el medio ambiente y los que no lo son limita los incentivos de los productores para adoptar prácticas sostenibles. La ecocertificación funciona a través de un organismo que define una serie de estándares, de obligado cumplimiento para que un bien o servicio pueda exhibir la etiqueta que da información a los consumidores sobre su impacto ambiental (Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023).

Las ecocertificaciones son una práctica cada vez más extendida. En la actualidad, hay más de 456 ecoetiquetas en 199 países y 25 sectores de la industria (Big Room, 2023), administradas por organizaciones

gubernamentales, no gubernamentales, asociaciones de la industria y empresas privadas, las cuales cubren una diversidad de productos agropecuarios. América Latina y el Caribe es una región líder en la adopción de ecocertificaciones, principalmente para la producción de plátanos, café y cacao (Blackman et al., 2014). En términos de organizaciones, el Forest Stewardship Council, un referente en la certificación del manejo sostenible de bosques, opera en la región desde 1993 y certifica 12,8 millones de ha de bosque, de las que alrededor de la mitad están en Brasil. Otro esquema en este ámbito es el del Programa para el Reconocimiento de Sistemas de Certificación Forestal (PEFC, por sus siglas en inglés), dirigido a pequeños propietarios en Argentina, Brasil, Chile y Uruguay (Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023).

Para ser eficaces, los programas de ecocertificación requieren: 1) establecer estándares ambientales rigurosos que en efecto se cumplan y 2) que el precio adicional que los consumidores estén dispuestos a pagar por un producto o servicio ecocertificado sea suficiente para cubrir al menos los costos adicionales que los productores deben incurrir para cumplir con las prácticas ambientales requeridas y los costos de operación del programa (Blackman et al., 2014). La evidencia sobre el impacto de la ecocertificación en la preservación de los ecosistemas y la biodiversidad es aún incipiente y requiere de un mayor desarrollo para conocer mejor las condiciones en que estos programas pueden ser más efectivos (Blackman y Rivera, 2011; Rico-Straffon et al., 2023).

● ●  
**América Latina y el Caribe es una región líder en la adopción de ecocertificaciones, aunque se requiere conocer mejor como incrementar su impacto en la preservación de ecosistemas y biodiversidad.**

Los acuerdos de la industria o las intervenciones en la cadena de suministro son otra alternativa para impulsar a los productores a seguir prácticas sostenibles. En este caso, las empresas de un sector acuerdan no comprar productos o servicios de proveedores que incumplen con salvaguardas ambientales. El ejemplo más relevante al respecto es el acuerdo de la llamada “Moratoria de la Soja” en Brasil, impulsado por los

principales compradores de este producto en el país (organizados en la Asociación Brasileña de Industrias de Aceite Vegetal y la Asociación Nacional de Exportadores de Cereales), los productores agrícolas y la organización no gubernamental Greenpeace (Ferreira, 2023). El acuerdo obliga a los comerciantes participantes a comprar únicamente soja producida en terrenos que no hayan sido sujetos a deforestación después de julio de 2016, una condición que se monitoreó primero a través de inspecciones aeronáuticas y después con sensores remotos. La evidencia existente sugiere que la moratoria fue exitosa en contribuir a la reducción de la deforestación en el Amazonas, al disminuir los retornos que los productores obtenían al expandir la frontera agropecuaria (Nepstad et al., 2014; Rudorff et al., 2011). En contrapartida, una iniciativa similar para evitar la compra de ganado vacuno criado en zonas deforestadas en Brasil, habría tenido un éxito limitado debido a la dificultad de establecer mecanismos efectivos de trazabilidad para el origen de los animales (Ferreira, 2023).

La importancia de las certificaciones ambientales puede aumentar a la luz de iniciativas internacionales, principalmente promovidas por la Unión Europea, que se proponen imponer barreras comerciales a productos provenientes de áreas deforestadas (ver el capítulo 4).

## Reforma de los subsidios

Como se detalla en el subapartado “Factores habilitantes”, la existencia de subsidios directos e indirectos a los sectores agropecuario y pesquero puede contribuir al deterioro de los ecosistemas y la biodiversidad. Los subsidios afectan los ecosistemas cuando aumentan los retornos de los productores al cambio de uso del suelo, la sobreexplotación de los recursos naturales y el uso de prácticas no sostenibles. Ejemplos de ello son los subsidios a los biocombustibles, a la operación de las flotas pesqueras, a la irrigación y a los fertilizantes. Los primeros aumentan la demanda de uso de suelo agrícola, los segundos favorecen la sobreexplotación de las especies marinas y de agua dulce, los terceros contribuyen a la sobreexplotación de los recursos acuíferos y los cuartos propician el sobreuso de un insumo que afecta a los ecosistemas (Blackman et al., 2014; Maldonado y Moreno-Sánchez, 2023).

Además de tener efectos negativos sobre los ecosistemas, estos subsidios pueden llegar a consumir cuantiosos recursos fiscales. En América Latina y el Caribe, los subsidios al sector agropecuario han venido creciendo desde la década de 1980, alcanzando los USD 5400 millones en 2008 (Blackman et al., 2014). Entre ellos, destacan las transferencias directas y los subsidios a la irrigación, los fertilizantes y otros insumos para la producción. Asimismo, los países de la región otorgaron cerca de USD 2250 millones en subsidios al sector pesquero en 2018, principalmente para los combustibles y mediante exenciones fiscales (Cisneros-Montemayor et al., 2016; Sumaila et al., 2019).

## ●● La existencia de subsidios indiscriminados a los sectores agropecuario y pesquero puede contribuir a la sobreexplotación y al deterioro de los ecosistemas y la biodiversidad

En la meta 3 de Aichi, los países de la región se comprometieron a eliminar o reformar incentivos y subsidios que dañasen la biodiversidad para 2020. Ese compromiso fue ratificado en la meta 18 del Marco Mundial de Biodiversidad para 2030, pero los avances al respecto han sido limitados (Secretaría del CDB, 2022a).

La agenda de reforma de subsidios con efectos negativos en la biodiversidad se enfrenta a la oposición política de los grupos que los reciben. En términos de diseño, el reto es evitar que los subsidios generen incentivos perversos que lleven a sobreutilizar los recursos naturales o insumos que afectan a los ecosistemas y la biodiversidad. Una alternativa a la eliminación es el desacoplamiento entre subsidios e incentivos, es decir, la sustitución de subsidios condicionados a la producción y de subsidios a los insumos por transferencias directas de un monto fijo, que no dependa de decisiones de producción ni consumo. Esta es una opción particularmente atractiva cuando los subsidios tienen como objetivo el combate a la pobreza. En el caso de subsidios que buscan resolver fallas de mercado que limitan el desarrollo de la industria (p. ej., por mercados incompletos de crédito), una alternativa es condicionar el acceso de los subsidios al cumplimiento de salvaguardas ambientales.





Al respecto, en 2008, el Banco Central de Brasil condicionó el otorgamiento de créditos subsidiados a productores agropecuarios ubicados en el bioma del Amazonas al cumplimiento de los requisitos de no deforestación contemplados en el Código de Bosques de ese país. Esta condicionalidad llevó a una reducción en la deforestación de alrededor del 60 %, respecto a la que se habría producido en ausencia de la política, la cual se concentró en los municipios en donde la ganadería es la actividad económica principal (Assunção, McMillan, et al., 2019).

Un argumento usado con frecuencia por los países para evitar la eliminación de subsidios es que adoptar esta medida pondría en desventaja a su industria con respecto a la de otros países donde sí existen, lo cual subraya la importancia de la coordinación internacional al respecto (ver más información sobre este tema en el capítulo 4).