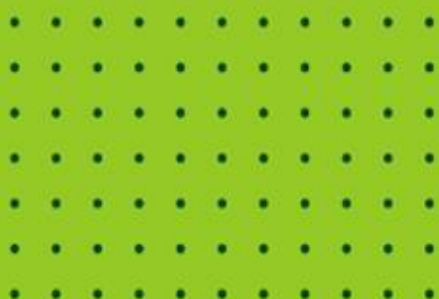




Policy paper N° 21

Servicios ecosistémicos y biodiversidad en América Latina y el Caribe



Servicios ecosistémicos y biodiversidad en América Latina y el Caribe

Jorge Higinio Maldonado ¹

Rocío del Pilar Moreno-Sánchez ²

Resumen

La región de América Latina y el Caribe (ALC) es especialmente rica en biodiversidad. Con cerca del 16% de la superficie terrestre alberga el 50% de la diversidad biológica del planeta. Además, es una región privilegiada en oferta hídrica, con cerca de la tercera parte del potencial mundial. Esta biodiversidad es relevante económicamente ya que sustenta a los ecosistemas naturales que proveen servicios ecosistémicos de aprovisionamiento, regulación y culturales fundamentales para el bienestar de la sociedad. Sin embargo, estos ecosistemas se encuentran bajo amenaza debido, principalmente, a la transformación de hábitats, la contaminación, el cambio climático, las invasiones biológicas y la sobreexplotación. A la vez, los sistemas de gobernanza, el desarrollo económico y tecnológico, las tendencias demográficas, y fallas en las políticas tienden a agravar estas presiones. Desde el punto de vista económico, estos impactos se asocian a problemas de derechos de propiedad, externalidades y problemas de información. A la luz de esas condiciones, en este documento se analiza el valor económico de la biodiversidad en la región, no solo a través de las cuentas nacionales sino también a partir de diversos estudios que buscan estimar el valor económico de bienes y servicios, aunque no sean mercadeables. En el análisis, se da énfasis a tres sectores claves por su relación con la biodiversidad y la actividad económica en la región: turismo, pesca y agua, los cuales dependen en buena medida de la salud de los ecosistemas. Finalmente, se presenta un amplio conjunto de políticas que han sido diseñadas y aplicadas para resolver los problemas asociados con la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos, con énfasis en esos tres sectores.

Palabras claves: Biodiversidad, cambio climático, valoración económica, turismo, pesca, agua, América Latina y el Caribe.

¹ Profesor titular, Facultad de Economía, Universidad de los Andes, Bogotá – Colombia. jmaldona@uniandes.edu.co

² Consultora independiente, Bogotá – Colombia. rociomoreno@yahoo.com

Pequeñas secciones del texto, menores a dos párrafos, pueden ser citadas sin autorización explícita siempre que se cite el presente documento. Los resultados, interpretaciones y conclusiones expresados en esta publicación son de exclusiva responsabilidad de su(s) autor(es), y de ninguna manera pueden ser atribuidos a CAF, a los miembros de su Directorio Ejecutivo o a los países que ellos representan. CAF no garantiza la exactitud de los datos incluidos en esta publicación y no se hace responsable en ningún aspecto de las consecuencias que resulten de su utilización.

1 Biodiversidad en América Latina y el Caribe: Importancia, estado actual y amenazas

En esta primera sección presentamos, inicialmente, un diagnóstico del estado y las tendencias de la biodiversidad en América Latina y el Caribe (ALC), así como una discusión de los determinantes de su pérdida y deterioro. A manera de contexto, al final del capítulo, se revisan algunos indicadores económicos en la región.

1.1 Biodiversidad en ALC

América Latina y el Caribe es una región excepcionalmente rica en términos de biodiversidad. Con 20,04 millones de km² de superficie terrestre (Banco Mundial³), equivalente al 16% de la superficie del planeta, ALC alberga el 50% de la biodiversidad global, abarca 9,32 millones de km² de área selvática, equivalente al 46,5% de su superficie y al 23% de la cobertura forestal total del planeta, y contiene el 31% del agua dulce (Food and Agriculture Organization [FAO]⁴, 2022; United Nations Environment Programme [UNEP], 2010). Así mismo, aloja el 33% del total de mamíferos del mundo, 35% de sus especies de reptiles, 41% de sus aves y 50% de sus anfibios (UNEP, 2010). Esta región posee una gran diversidad de ecosistemas: desde ambientes de desierto, donde prácticamente nunca llueve, hasta bosques húmedos con la mayor precipitación del planeta, pasando por importantes extensiones de praderas, sabanas y humedales. Asimismo, alberga ecosistemas desde el nivel del mar hasta nieves perpetuas a más de 6.000 metros de altitud. En ALC se encuentran algunos de los biomas más ricos en especies de la Tierra (UNEP, 2016) y seis de los países de la región -Brasil, Colombia, Ecuador, México, Perú y Venezuela- son considerados megadiversos de acuerdo a la definición del WCMC (World Conservation Monitoring Centre⁵). De acuerdo con Conservación Internacional⁶, en ALC se encuentran siete de los 36 Hotspots de Biodiversidad identificados en el mundo: Andes tropicales, Mesoamérica, Antillas o Islas del Caribe, Bosque Atlántico, Tumbes Chocó-Magdalena, El Cerrado y Bosque Valdiviano. Así mismo, los ecosistemas marinos de ALC también se caracterizan por su alta diversidad biológica; Spalding et al. (2007) muestran que en la región se encuentran 47 de las 258 ecorregiones marinas del mundo, más que en cualquier otra región. Se estima que ALC posee una superficie marina de 16 millones de km² y más de 70.000 km de línea costera (Tambutti y Gómez, 2022).

Dada la heterogeneidad de ALC, se han propuesto variadas clasificaciones de su territorio. Una de ellas, que se adopta en este documento, consiste en dividir la región en tres grandes subregiones: Suramérica, Mesoamérica y El Caribe. **Mesoamérica** incluye los siete países de América Central y México. El **Caribe** incluye todas las islas de la cuenca, incluidos los países y los territorios insulares de las Bahamas, las Antillas

³ <https://datos.bancomundial.org/indicador/AG.LND.TOTL.K2?locations=ZJ>

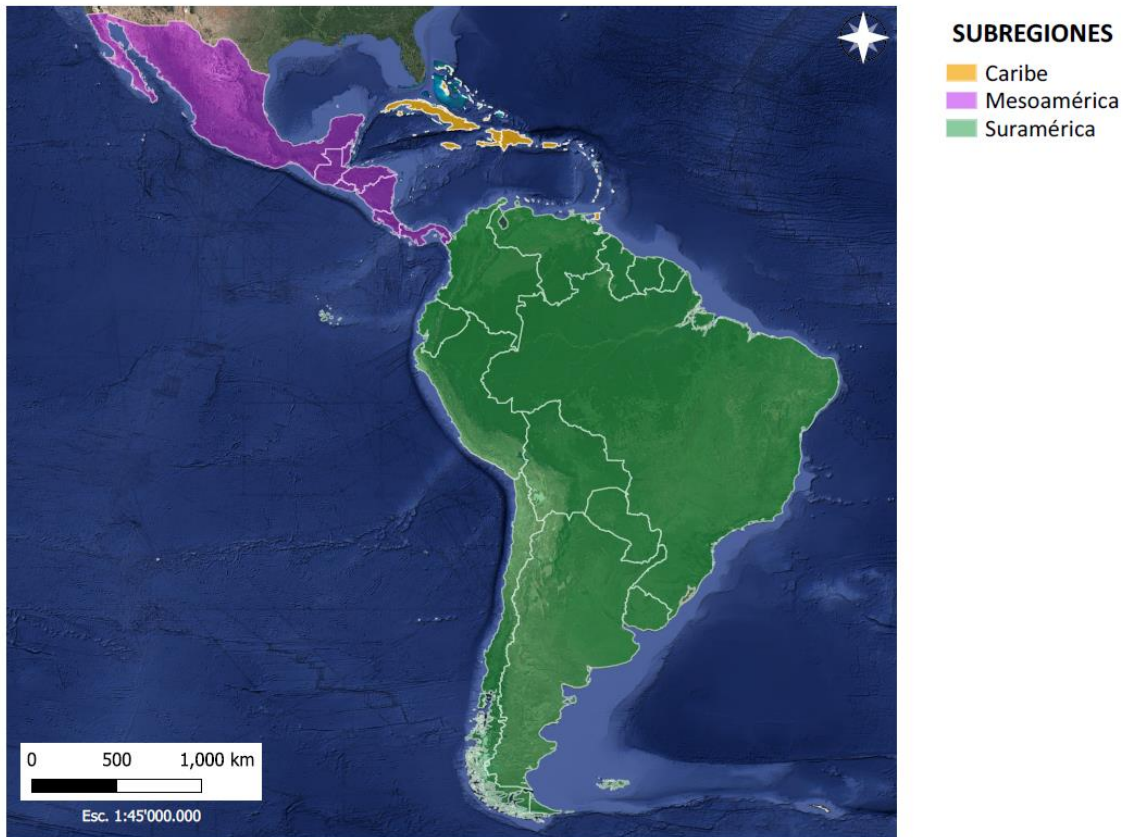
⁴ <https://www.fao.org/americas/prioridades/recursos-naturales/en/>

⁵ <https://www.unep-wcmc.org/en>

⁶ <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>. Los hotspots de biodiversidad son regiones biogeográficas con altos porcentajes de flora y fauna que no se encuentra en otros lugares del planeta (al menos 1.500 especies de plantas vasculares endémicas) pero en riesgo de extinción (al menos 70% de su vegetación primaria se haya perdido).

Mayores y las Antillas menores. **Suramérica** incluye los 12 países del subcontinente, desde Colombia hasta Chile y Argentina, además de la Guyana Francesa (territorio ultramar francés) (Figura 1).

Figura 1. Subregiones de América Latina y el Caribe



Fuente: Construido a partir de mapas disponibles en <https://www.naturalearthdata.com/downloads/>

La biodiversidad en América Latina y el Caribe se asocia a su diversidad en ecosistemas. No obstante, identificar y analizar la totalidad de los ecosistemas de la región es una tarea compleja, ya que el mismo concepto de ecosistema varía dependiendo del enfoque y las necesidades de investigación. Josse et al. (2003) identifican cerca de 700 tipos de sistemas ecológicos terrestres para ALC (69% en áreas elevadas, 29% en zonas inundables o de humedales y 2% en complejos mixtos); sin embargo, los autores afirman que pueden existir unos 150 tipos adicionales de ecosistemas aún sin clasificar. Hacer un análisis por ecosistemas va más allá de los alcances de este documento. En su lugar, y para entender la importancia de la diversidad biológica y la relación con los diferentes ecosistemas y servicios ecosistémicos, se propone utilizar el enfoque propuesto por la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES por sus siglas en inglés) y *World Wildlife Fund Program* (WWF), en el cual se agrupan los ecosistemas de la región en 14 biomas o ecorregiones, cuya cobertura general se presenta en la Tabla 1. Su ubicación geográfica se presenta en la Figura 2; tundras y bosques boreales son los únicos biomas no presentes en la región.

Tabla 1. Principales biomas o ecorregiones de America Latina y el Caribe y países donde se encuentran

Ecorregión o bioma	Mesoamérica	Caribe	Suramérica
Bosque húmedo tropical y subtropical	Desde Panamá hasta México	República Dominicana, Cuba, Puerto Rico, Haití, Trinidad y Tobago	Perú, Brasil, Bolivia, Colombia, Argentina, Paraguay, Ecuador, Venezuela, Guyana, Surinam y Guyana Francesa
Bosque seco tropical y subtropical	Desde Panamá hasta México	República Dominicana, Cuba, Haití, Jamaica e Islas Caimán, Puerto Rico, Antillas menores	Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Brasil, Paraguay
Bosque de coníferas tropical y subtropical	Desde Panamá hasta México	Cuba, República Dominicana, Haití, Bahamas	Colombia, Ecuador, Perú
Bosque de coníferas templado			Argentina, Chile, Brasil,
Bosque templado de hoja ancha			Argentina, Chile, Brasil
Pastizales, sabanas y matorrales tropicales			Brasil, Paraguay, Argentina, Guyanas, Venezuela, Uruguay, Colombia y Bolivia
Pastizales, sabanas y matorrales templados			Argentina, Uruguay y sur de Brasil
Pastizales y sabanas inundables		Cuba, Puerto Rico,	Brasil, Ecuador, Colombia, Venezuela, Paraguay
Pastizales y matorrales de montaña			Colombia, Ecuador, Venezuela, Perú, Bolivia,
Bosques, arboledas y matorrales mediterráneos	México		Chile
Tierras secas, desiertos y matorrales xéricos	México	Antillas menores, Cuba	Perú, Chile, Brasil, Colombia, Ecuador, Paraguay
Manglares y humedales	Desde Panamá hasta México	Todo el Caribe	Ecuador, Colombia, Venezuela, Guyana, Surinam, Guyana Francesa, Brasil

Fuente: construcción propia a partir de IPBES (2018).

Figura 2. Ecorregiones o biomas de América Latina y El Caribe



Fuente: Construido a partir de mapas disponibles en <https://www.worldwildlife.org/publications/terrestrial-ecoregions-of-the-world>

En términos de cobertura, el 47% del área total de América Latina y el Caribe está cubierta por bosques. La región es hogar del 57% del bosque primario del mundo: el más importante desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad (FAO, 2022)⁷. De allí, se destaca la región del Amazonas, donde se encuentra el bosque húmedo tropical más grande del planeta. El Amazonas está definido como cuenca del río con el mismo nombre, considerado el más largo y caudaloso del planeta. El Amazonas es hogar de una de cada cinco especies de mamíferos, peces, aves y árboles en el mundo. También se destacan los bosques del chocó biogeográfico y los bosques andino-amazónicos que, aunque relativamente pequeños en área, son relevantes en términos de biodiversidad. Sin embargo, el área en bosque ha disminuido en las últimas décadas y sigue reduciéndose en la mayoría de los países de la región, excepto en El Caribe, donde se ha observado crecimiento en la cobertura forestal. El bosque seco tropical es quizá el bioma más amenazado en la región ya que tradicionalmente ha sido visto como poco productivo.

Los ecosistemas del bosque costero Atlántico son altamente biodiversos; ellos albergan cerca de 20 mil especies de plantas, de las cuales 40% son endémicas (*Critical Ecosystem Partnership Fund* [CEPF], 2004). Sin embargo, estas áreas han sido unas de las más deforestadas en la región (UNEP-WCMC, 2016) y se estima que solamente permanece 12-16% de la cobertura original. Algo similar ocurre con los bosques de

⁷ <https://www.fao.org/americas/prioridades/bosques/es/>

Centroamérica y México que, a pesar de su diversidad, han perdido hasta el 70% de su cobertura original (UNEP-WCMC, 2016).

Además del río Amazonas, la región posee ríos como el Orinoco y el Paraná, también asociados a ecosistemas de relevancia en términos de biodiversidad. Las sabanas son el bioma más extenso en los trópicos y subtropicos, con una amplia historia de interacción con la actividad humana (IPBES, 2018). Las zonas de pastizales y praderas ocupan un lugar importante en la región: las pasturas de Río de la Plata cubren cerca de 750 mil kilómetros cuadrados, incluyendo las pampas de Argentina, Brasil y Uruguay (UNEP-WCMC, 2016). Las praderas de la Patagonia cubren más de 800 mil kilómetros cuadrados de Argentina y Chile (Michelson, 2008). La región de El Cerrado en Brasil es la sabana más extensa de Suramérica y la sabana más biodiversa del mundo (UNEP-WCMC, 2016).

Suramérica es atravesada por la cordillera de los Andes, la cadena montañosa más larga del planeta, cubriendo más de 2,5 millones de km². Los cambios altitudinales y latitudinales de la cordillera de los Andes juegan un papel central al conformar una variedad de hábitats que sustentan la gran diversidad biológica, agrícola y cultural de la región (FAO, 2012). Los sistemas altos de páramo y puna, presentes desde Venezuela hasta Perú, exhiben altas tasas de endemismo y constituyen ecosistemas únicos en el planeta.

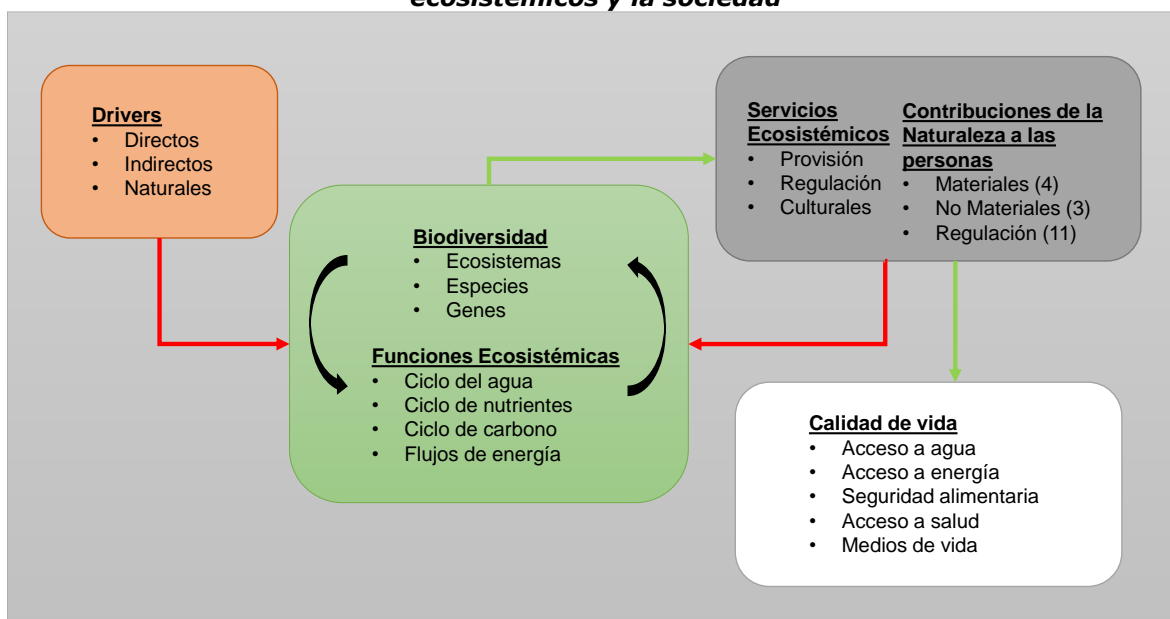
La región de América Latina y el Caribe es la más húmeda del planeta y las áreas de humedales pueden cubrir hasta 20% de su superficie (Wittmann et al., 2015).

Las zonas marinas también se caracterizan por sus altas tasas de biodiversidad; solamente en el Caribe se encuentra el 10% de los arrecifes de coral y el 12% de los manglares (Spalding et al., 2010), mientras que en Suramérica se localiza el 11% del área global en manglares (FAO, 2015c).

1.2 La biodiversidad y su relación con el bienestar de la sociedad

La biodiversidad se expresa a través de la riqueza de especies, la diversidad funcional, filogenética y genética, la composición y la estructura. El acervo de biodiversidad genera las llamadas funciones ecosistémicas, entre las que se destacan los ciclos de carbono, agua y nutrientes (Figura 3) (IPBES, 2018). Estas funciones ecosistémicas proveen una multitud de bienes y servicios que disfrutamos los seres humanos y que son vitales para el mantenimiento de la sociedad. La evaluación de ecosistemas del milenio (MEA por sus siglas en inglés) acuñó a principios de este siglo el concepto de servicios ecosistémicos (SE), que incluye todos aquellos servicios provistos por la naturaleza que generan bienestar de forma directa e indirecta a la sociedad. Estos incluyen servicios de aprovisionamiento tales como comida, agua, madera, leña, carbón y fibras; servicios de regulación que intervienen, por ejemplo, en la regulación del clima y en los flujos y calidad del agua; servicios culturales que brindan beneficios recreacionales, estéticos y espirituales; y servicios de soporte como formación de suelo, fotosíntesis y ciclo de nutrientes (MEA, 2005).

Figura 3. Principales relaciones entre biodiversidad, ecosistemas, servicios ecosistémicos y la sociedad



Fuente: elaboración propia a partir de IPBES (2018)

Una versión alternativa para entender la relación entre biodiversidad y funciones ecosistémicas es a través del planteamiento de las Contribuciones de la Naturaleza a las Personas (NCP por sus siglas en inglés) (Figura 3). IPBES identifica 18 NCP, de las cuales 4 son materiales, 3 no materiales y 11 de regulación. El listado de ellos y su relación con los servicios ecosistémicos del MEA se presentan en la Tabla 2. Los servicios de soporte, al ser de carácter transversal, se relacionan de forma indirecta con todos los NCP. En esta tabla se presenta la relación entre dos visiones para categorizar los servicios o contribuciones que las personas obtienen de la naturaleza, las cuales se complementan entre sí. Por tanto, en este documento hacemos referencia a los servicios ecosistémicos o a los NCP indistintamente. Sin embargo, es importante aclarar que en el concepto de NCP se incluyen de manera explícita ecosistemas transformados o intervenidos por los humanos, siendo quizá los sistemas agropecuarios el mejor ejemplo; sistemas que no se incluían en la visión de los servicios ecosistémicos de la MEA.

Tabla 2. Contribuciones de la naturaleza a las personas (NCP) según IPBES y su relación con los servicios ecosistémicos (el número de cruces muestra la intensidad de la correlación entre unos y otros)

Contribución de la naturaleza a las personas (NCP)		Servicios ecosistémicos		
		Provisión	Regulación	Culturales
Material	Alimentos y alimentación	+++	+	+
	Materiales y asistencia	+++		+
	Energía	+++		+
	Recursos medicinales, bioquímicos y genéticos	+++		++
No materiales	Aprendizaje e inspiración	+	+	+++
	Apoyo de identidades	+		+++
	Experiencias físicas y psicológicas	+	+	+++

Regulación				
	Mantenimiento de opciones	+	+++	+
	Regulación de clima	+	+++	+
	Regulación de cantidad, caudal y frecuencia de agua dulce	+	+++	+
	Regulación de agua dulce y calidad del agua costera	+	+++	+
	Regulación de riesgos y eventos extremos	+	+++	+
	Creación de hábitat y mantenimiento	+	+++	+
	Regulación de calidad del aire	+	+++	+
	Regulación de organismos perjudiciales para los humanos	+	+++	+
	Polinización y dispersión de semillas y otros propágulos	+	+++	+
	Regulación de la acidificación de océanos	+	+++	+
	Formación, protección y descontaminación de suelos y sedimentos	+	+++	+

Fuente: construcción propia a partir de IPBES (2018).

La importancia de cada uno de los biomas o ecorregiones en la provisión de los NCP fue aproximada por IPBES (2018), como se observa en la Tabla 3. De esta tabla, es evidente la relevancia de los bosques húmedos en la provisión de los servicios de regulación. Este tipo de bosques también es el que en promedio recibe las calificaciones más altas en la provisión de otros servicios. De acuerdo con la calificación llevada a cabo en ese análisis, los bosques templados y los cuerpos de agua dulce son también notables en la provisión de servicios, mientras que los sistemas marinos alejados de la costa son los que exhiben menor importancia en términos de provisión de NCP. Aprendizaje e inspiración, así como creación y mantenimiento de hábitat, son los NCP que reciben contribución de la mayoría de los biomas o ecorregiones, mientras que la provisión de energía es el NCP que se asocia a menos biomas.

Las contribuciones de la naturaleza a las personas dependen del buen funcionamiento de los ecosistemas. Sin embargo, existen diferentes presiones que afectan el estado de los mismos y su capacidad para ofrecer servicios ecosistémicos o NCP. Por tanto, es importante entender las condiciones actuales de la biodiversidad en la región y las tendencias a futuro, especialmente en un contexto donde el cambio climático incrementa la presión sobre los sistemas naturales que la soportan.

Tabla 3. Importancia relativa de los NCP provistos por los biomas o ecorregiones de ALC

NCP	Bosque húmedo tropical y subtropical	Bosque seco tropical y subtropical	Bosques templados boreales	Bosques mediterráneos y matorrales	Hábitats de tundra y alta montaña	Sabanas y pastizales tropicales y subtropicales	Pastizales templados	Tierras secas y desiertos	Humedales : turberas, lodazales y ciénagas	Aguas superficiales y cuerpos de agua dulce	Hábitats costeros	Sistemas marinos (lejanos a la costa)	Zonas agrícolas
Alimentos y alimentación	23	20	15	20	15	25	30	17	17	25	35	35	40
Materiales y asistencia	37	30	35	25	10	20	10	17	23	15	25	3	40
Energía	30	23	25	15	10	15	15	23	17	30	13	8	25
Recursos medicinales, bioquímicos y genéticos	33	27	20	20	15	20	10	27	20	20	25	23	18
Aprendizaje e inspiración	37	30	40	40	40	30	35	33	30	38	38	23	30
Apoyo de identidades	33	30	40	30	35	35	35	37	33	38	38	18	33
Experiencias físicas y psicológicas	33	30	30	40	40	30	30	30	30	40	38	20	28
Mantenimiento de opciones	40	33	35	35	30	30	30	27	30	35	38	23	30
Regulación de clima	40	33	40	30	35	25	30	37	30	28	20	35	15
Regulación de cantidad, caudal y frecuencia de agua dulce	40	23	35	30	30	30	25	17	40	40	10	3	23
Regulación de agua dulce y calidad del agua costera	40	27	30	25	25	25	20	17	37	40	23	3	25
Regulación de riesgos y eventos extremos	40	33	30	25	30	25	20	20	37	33	38	15	15
Creación de hábitat y mantenimiento	37	33	40	40	30	35	35	33	33	38	35	35	20
Regulación de calidad del aire	37	30	40	25	35	30	25	37	27	13	23	33	13
Regulación de organismos perjudiciales para los humanos	27	23	25	20	15	25	15	13	23	28	20	15	23
Polinización y dispersión de semillas y otros propágulos	40	33	20	20	15	20	25	20	13	15	13	3	25
Regulación de la acidificación de océanos	30	27	40	25	30	20	20	13	17	23	28	33	13
Formación, protección y descontaminación de suelos y sedimentos	33	33	35	35	25	30	40	17	30	23	20	8	25

Fuente: IPBES (2018). Los colores representan la importancia de cada bioma en proveer cada NCP. El verde representa alta importancia, y el rojo baja importancia. Se obtiene de una calificación realizada por varios expertos teniendo en cuenta la información relevante en cada caso.

1.3 Estado general de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en ALC

El IPBES (2018) propone el uso de tres indicadores para analizar el estado de la biodiversidad: i) la cobertura, ii) los grupos taxonómicos y iii) la presencia de especies invasoras. A continuación, se presenta una descripción del estado de los principales biomas que se encuentran en cada una de las subregiones, con énfasis en la cobertura. También se analizan los otros indicadores de forma resumida.

1.3.1 Mesoamérica

Para propósitos de este documento, la subregión de Mesoamérica incluye a México y los siete países de América Central. Tiene una extensión continental y marítima de

7.373.868 km² (18.5% de ALC). Mesoamérica, con el 6% del área de todo el continente americano tiene un poco más del doble de especies en todos los grupos taxonómicos que Norteamérica, siendo especialmente rica en diversidad de plantas (IPBES, 2018).

Esta subregión se caracteriza por conectar los movimientos de especies entre el norte y el sur del continente (DeClerck et al., 2010). Además, su forma alargada, dividida con una cadena de montañas, genera un amplio rango de condiciones ambientales (Olson et al., 2001) que favorece, por ejemplo, altas concentraciones de pequeños vertebrados (Jenkins et al., 2013) y de especies endémicas (Myers et al., 2000). La diversidad de especies en los bosques tropicales y subtropicales es alta, con niveles de endemismo bajos a moderados (Ray et al., 2006). En Mesoamérica el 44.4% de las especies son endémicas, de las cuales más del 40% se encuentran bajo amenaza. Además, en ambas costas, Caribe y Pacífica, se localizan importantes parches de arrecifes de coral y manglares.

Los bosques secos son un ecosistema importante en esta región; sin embargo, se estima que el 72% de este bioma puede ya haber sido convertido (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010).

Las tierras secas y desiertos son otro bioma importante en Mesoamérica debido a su diversidad y endemismo (Goudie & 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 & Soberon, 2008).

Las zonas de humedales y pantanos son especialmente importantes en Mesoamérica, y se asocian a diversidad de aves, peces y mamíferos.

Las zonas costeras exhiben una importante presencia de manglares, pastos marinos, playas y arrecifes de coral. La barrera de coral mesoamericana es la más grande y compleja después de la barrera de coral de Australia.

1.3.2 Caribe

La subregión Caribe incluye 28 naciones que comprenden más de siete mil islas y cayos, que se dividen en las Antillas Mayores, las Antillas Menores y las Bahamas. Tiene una extensión continental y marítima de 2.754.000 km² (9.92% de ALC). Las condiciones naturales de aislamiento, así como la presencia de islas montañosas, entre otras, favorecen el alto endemismo de especies y otorgan características particulares a su biodiversidad. La mayoría de las islas están rodeadas de complejos de arrecifes de coral, que son fundamentales en términos de las actividades de turismo y pesca.

La gran mayoría de las islas del Caribe forman un solo hotspot de biodiversidad, considerado uno de los cinco más importantes del planeta, debido a su diversidad única (Myers et al., 2000). Allí se encuentran 11.000 especies de plantas, de las cuales 8,000 son endémicas y en las zonas marinas se han reportado más de 12.000 especies (*Caribbean Natural Resources Institute*, 2019; Miloslavich et al., 2010). En las zonas profundas del Caribe se han documentado 1.530 especies de 12 filos (Costello et al., 2010).

Los bosques tropicales húmedos en las islas del Caribe sufrieron una fuerte deforestación desde épocas coloniales, principalmente para agricultura (Fitzpatrick & Keegan, 2007).

Sin embargo, las áreas remanentes en bosques muestran un alto endemismo, así como riqueza de especies. Después de la segunda guerra mundial, la cobertura en bosques ha aumentado, especialmente en zonas montañosas (FAO, 2011).

Los bosques secos del Caribe se encuentran en toda la región, aunque su mayor cobertura se reporta en Cuba y República Dominicana. Sin embargo, se estima que 66% de los bosques secos han sido convertidos (Portillo-Quintero & Sánchez- Azofeifa, 2010). Estos bosques se caracterizan por baja diversidad, pero alto endemismo.

Las zonas costeras del Caribe incluyen un complejo de ecosistemas que incluye manglares, playas, pastos marinos, arrecifes de coral, lagunas costeras y fondos blandos y duros, incluyendo arrecifes de profundidad, únicos en el planeta.

Los manglares del Caribe mantienen la fauna de invertebrados más rica relacionada con estos ecosistemas (Ellison & Farnsworth, 1996). Los manglares ofrecen productos para construcción y alimentación, regulación de microclimas, protección costera, ciclaje de nutrientes y almacenamiento de carbono (Vo et al., 2012). Los pastos marinos también juegan un papel importante en las islas del Caribe; sin embargo, la sedimentación y la eutrofización afectan de manera importante estos ecosistemas.

Los arrecifes de coral son uno de los ecosistemas más productivos y diversos del planeta. Además de los corales, se encuentran esponjas, equinodermos, moluscos, crustáceos y una gran variedad de peces. Los arrecifes protegen a las costas de tormentas, reducen la intensidad de las olas, proveen sustento a pesquerías de las cuales depende una gran cantidad de personas, y son una de las principales fuentes de ingresos vía turismo para el Caribe. Sin embargo, es uno de los ecosistemas más amenazados en el mundo por el cambio climático, que acentúa las ya existentes afectaciones por sobrepesca, sedimentación y contaminación, entre otros problemas, como la reciente invasión del pez león.

1.3.3 Suramérica

Esta subregión incluye 13 estados en más de 17,7 millones de kilómetros cuadrados. Tiene una extensión terrestre y marítima de 29.652.687 km² (74,5% de ALC). Dado su tamaño y su topografía, Suramérica exhibe un amplísimo patrón climático que permite el desarrollo de una biodiversidad prominente. La cordillera de los Andes cubre más de 2,5 millones de kilómetros cuadrados y es hogar de cerca de 85 millones de personas. Esta cadena montañosa es el punto de nacimiento de la mayoría de ríos de la sub región, incluido el Amazonas, el más largo y el más caudaloso del mundo. La cuenca del Amazonas -la Amazonía- se reconoce por la cobertura de bosque húmedo tropical, el más extenso del planeta, el nivel de endemismo (22% de las especies no se reportan en ningún otro continente) y las tasas de diversidad biológica (más del 20% de mamíferos, peces, aves y árboles del mundo) (Miloslavich et al., 2011).

Respecto a toda América, Suramérica posee el 54% de especies de reptiles, 72% de anfibios, 64% de mamíferos, 73% de aves y 55% de plantas (IPBES, 2018). La riqueza de fauna de peces de agua dulce también es destacable: se reportan cuatro mil de los 13,6 miles de especies reportadas en todo el mundo (Burkhead, 2012). En términos de especies marinas, en el sistema de la corriente del Humboldt se han reportado 10,2 miles de especies, 6,7 en el Pacífico Tropical Este, 9,1 en las plataformas de Brasil, 2,7

en el Atlántico Tropical Oeste y 3,8 en la plataforma Patagónica (Miloslavich et al., 2010). Las regiones de los Andes, la costa noroeste de Suramérica y la costa Atlántica de Brasil poseen la mayor diversidad de mamíferos y anfibios, así como de plantas. La riqueza de aves es la mayor en Colombia, principalmente en sus zonas bajas (IPBES, 2018).

La cobertura boscosa está representada principalmente en el bosque Amazónico, el bosque costero Atlántico y el bosque tropical montañoso de los Andes, aunque también hay bosques bajos en Venezuela y las Guayanas. Se estima que el bosque amazónico posee el 10% de la biodiversidad del planeta y que el bosque costero atlántico puede tener entre 16 y 60% de especies endémicas de aves, mamíferos, reptiles y anfibios. Los bosques andinos exhiben una amplia diversidad de especies de rango restringido, gran diversidad de aves y un alto endemismo asociado a los gradientes altitudinales (Fjeldsa & Rahbek, 2006). Por ejemplo, el bosque neotropical atlántico mantiene altas tasas de riqueza de especies y endemismo, pero ha sido severamente transformado: se estima que en Brasil solo permanece 12-16% de la cobertura original de este bosque (Ribeiro et al., 2009).

De forma similar a las otras subregiones, los bosques secos en Suramérica se caracterizan por baja diversidad, pero alto endemismo. Y también se observa una alta tasa de transformación; Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa (2010) estiman que entre 45 y 95% de los bosques secos de los países del norte de Suramérica se han convertido (Venezuela, 74%; Colombia, 67%; Ecuador, 75%; Perú, 95%; Bolivia, 45%).

En Chile y Argentina se encuentran bosques templados y boreales, típicamente aislados de otros bosques, que juegan un papel importante para secuestro de carbono y regulación hídrica (Armesto et al., 1998). Estos bosques se encuentran en la zona más sur de estos países, y se estima que su conservación es del orden del 78% de la cobertura original, en parte debido a la existencia de grandes áreas protegidas. Aunque son bosques con baja diversidad, presentan importantes tasas de endemismo asociadas a su aislamiento geográfico.

Los bosques mediterráneos se encuentran en Chile central, y se caracterizan por su alto endemismo, riqueza y diversidad filogenética (Arroyo et al., 2002; Rundel et al., 2016; Scherson et al., 2017). Sin embargo, cerca de la mitad de su cobertura original ha sido transformada (Luebert & Pliscoff, 2006), lo que pone en peligro varias especies.

Los hábitats de alta elevación, como páramos y punas, se encuentran a lo largo de la cadena de los Andes en la zona norte de Suramérica, desde Venezuela hasta Bolivia. Son hábitats ricos en especies de plantas (como el frailejón), así como en mamíferos (como el oso de anteojos), lagartos, aves, e insectos polinizadores (Sklenář et al., 2014). Los lagos de la puna soportan hasta 58 especies de peces nativos (Vila et al., 2007), así como importantes ensamblajes de insectos y microorganismos (Costello et al., 2009; Schmidt et al., 2009). Estos hábitats se destacan por su habilidad para capturar agua y liberarla lentamente, lo que garantiza la provisión en las zonas bajas. Se estima que 60% del agua consumida depende de los páramos (Cadena-Vargas & Sarmiento, 2016).

Además de las zonas montañosas y los bosques, en Suramérica se encuentran grandes extensiones de sabanas tropicales y subtropicales. Los principales representantes son el Cerrado, que originalmente cubría dos millones de km² y el Chaco Seco, que cubría cerca

de un millón de km² (Salazar et al., 2015). El Cerrado se caracteriza por diversidad y endemismo de plantas superiores y aves, aunque se estima que el 52% de todo el Cerrado y el 34% del hábitat del Chaco han sido convertidos (Salazar et al., 2015). Actualmente, el Cerrado es un paisaje dominado por cultivos y pastizales, altamente fragmentado. El Chaco ha sido utilizado desde hace mucho tiempo, y se reporta que en los últimos 200 años ha sido transformado para agricultura, ganadería y silvicultura, lo que ha afectado directamente la biodiversidad original.

Las sabanas y pastizales templados se encuentran principalmente representados en los pastizales del Río de la Plata, la estepa Patagónica y la vegetación semidesértica del Monte. Solo en los pastizales del Río de la Plata se estima que un 70% (de cerca de un millón de km²) han sido remplazados por cultivos, pasturas y aforestación (Salazar et al., 2015).

Las tierras secas y desérticas permanecen relativamente estables en la región, especialmente en las zonas de los desiertos de Atacama y Sechura. Estas zonas exhiben riqueza y endemismo de especies (Dillon et al., 2011).

Las zonas húmedas, pantanos y ciénagas se encuentran en todo el continente desde el nivel del mar hasta zonas montañosas por encima de 5.000 metros de altitud. Las tres principales zonas de humedales son la cuenca del Amazonas, Pantanal y las turberas de Magallanes que cubren 11% de Suramérica. Otros humedales importantes incluyen el delta del Orinoco tanto en Venezuela como en Colombia, así como el delta del Magdalena-Cauca en Colombia y el Pantanal en Brasil, Bolivia y Paraguay. Los humedales típicamente se destacan por su diversidad en aves (Derlindati et al., 2014; Telleria et al., 2006). Los humedales de Amazonas y Pantanal se destacan por su riqueza en plantas, aves, peces, reptiles y anfibios. Todas estas zonas juegan un rol importante en la regulación del agua y pueden llegar a ser importantes sumideros de carbón. Los humedales de las punas son relevantes para animales domésticos que apoyan los medios de vida de las comunidades locales.

En lo relativo a ecosistemas costeros y marinos, la región también presenta una gran diversidad, desde sistemas similares a los del Caribe, en las costas colombiana y venezolana, hasta sistemas templados en la zona sur de Argentina y Chile. En particular, los manglares son un ecosistema de gran relevancia en la interfase tierra mar; sin embargo, la transformación de hábitats, principalmente para el desarrollo de la camaronicultura y el turismo han reducido severamente su extensión. Al igual que en el Caribe, los arrecifes de coral han visto grandes presiones en los últimos años, exacerbadas por el cambio climático.

1.4 Tendencias de la biodiversidad en la región

Latinoamérica y el Caribe se caracterizan por diversidad de paisajes, biomas, ecorregiones y ecosistemas, que proveen una amplia variedad de servicios ecosistémicos, vitales para el bienestar de las poblaciones en la región. No obstante, los sistemas naturales han sido fuertemente transformados, generando pérdidas importantes de hábitat, con la consecuente afectación para las especies que allí habitan, o se han visto expuestos a los impactos generados por especies invasoras. La Tabla 4

muestra un resumen preparado por IPBES (2018) de las tendencias históricas y recientes de los diferentes biomas identificados en cada una de las subregiones.

Tabla 4. Tendencias en el estado de la biodiversidad de diferentes biomas por subregiones

	Tendencia histórica			Tendencia reciente (últimos 40 años)			
	Cantidad de hábitat	Cantidad de hábitat	Degradación de hábitat	Diversidad especies nativas	Especies amenazadas	Especies foráneas e invasivas	
Mesoamérica	Bosque húmedo tropical y subtropical	RD****	R****	A***	N**	A**	N**
	Bosque seco tropical y subtropical	RD****	R****	A***	R**	A**	A**
	Tierras secas y desiertos	R**	R**	A*	R*	A**	A**
	Humedales: turberas, lodazales y ciénagas	R**	R***	A*	R*	A**	A**
	Aguas interiores superficiales y masas de agua	R**	R***	A*	R**	A**	A*
	Hábitats costeros y marinos cerca de la costa	R**	R***	A**	R**	A*	N*
	Sistemas marinos profundos / fuera de la costa	R**	N*	A*	N*	A*	N*
Caribe	Bosque húmedo tropical y subtropical	R****	A***	N***	N***	N**	A**
	Bosque seco tropical y subtropical	RD****	A**	A***	N**	A**	A**
	Aguas interiores superficiales y masas de agua	N*	R**	A**	R**	A*	A*
	Hábitats costeros y marinos cerca de la costa	N**	RD****	AD****	N***	A**	A***
	Sistemas marinos profundos / fuera de la costa	N**	N***	A***	N***	A**	N*
Suramérica	Bosque húmedo tropical y subtropical	R****	R***	A***	R***	A***	A***
	Bosque seco tropical y subtropical	RD****	R***	A***	R**	A***	A***
	Bosques templados boreales	R***	R***	A***	R**	A**	A***
	Bosques mediterráneos y matorrales	RD****	R****	A***	R**	A****	A****
	Hábitats de tundra y alta montaña	R***1 N***2	R**	A***	N**	N**	N***
	Sabanas y pastizales tropicales	R***	R****	A**	R**	A***	A***
	Pastizales templados	RD***3 N****4	N****	A***	N****	N****	A****
	Tierras secas y desiertos	N***5 R***6	N**	A***	N**	A***	A***
	Humedales: turberas, lodazales y ciénagas	N**	R***	A***	R*	R*	A**
	Aguas interiores superficiales y masas de agua	R**	R**	A**	N**	A**	A**

Fuente; IPBES (2018). La columna de tendencia histórica se refiere a la proporción de hábitat intacto que permanece comparado con los asentamientos preeuropeos (de 1600 a 1970): RD (Reducción Drástico) = 50-100% de disminución en su cobertura. R(Reducción) = disminución de 10 a 50%. N(Nulo) = sin cambio o cambios de menos del 10%. Las tendencias recientes se refieren a cambios de 1970 a la fecha: A (Aumento)

= aumento. AD(Aumento Drástico)= Aumento Drástico. R(Reducción) = disminución. N(Nulo)= poco o nulo cambio. Los asteriscos se refieren al grado de confianza de la información: 4 asteriscos = bien definido; 3 asteriscos = definido pero incompleto; 2 asteriscos = no resuelto; 1 asteriscos = especulativo. ¹ páramo y puna; ² otras áreas del bioma; ³ Pastizales del Río de La Plata; ⁴ Otras áreas del bioma; ⁵ Desiertos del Oeste; ⁶ Caatinga.

De allí se observa que los sistemas más afectados históricamente son los bosques secos (en las tres subregiones), el bosque húmedo en Mesoamérica (y en menor proporción en las otras dos subregiones), así como los bosques mediterráneos y los pastizales -en especial del Río de la Plata. Durante los últimos 40 años, prácticamente todos los ecosistemas se han visto afectados y sus hábitats se han degradado, especialmente, los ecosistemas costeros del Caribe. Mientras en Mesoamérica casi todos los ecosistemas han perdido diversidad de especies nativas y ha aumentado el número de especies amenazadas, en el Caribe se observa una mayor conservación de especies, aunque las amenazas han venido en aumento. También es una regla común la presencia de especies foráneas.

A continuación, se presentan algunos ejemplos de estas tendencias en diferentes biomas de las tres subregiones.

1.4.1 Mesoamérica

La deforestación y la fragmentación de los bosques húmedos en la región han generado impactos sobre la diversidad de especies (Ray et al., 2006). El uso de pesticidas y fertilizantes, la pérdida de cercas vivas y la fragmentación con agroecosistemas han aumentado la pérdida de biodiversidad y la reducción de los hábitats (The Nature Conservancy, 2005).

Los bosques tropicales tienden a exhibir mayor resistencia a los impactos de plantas invasoras (Denslow & DeWalt, 2008), y comparado con el efecto de la pérdida y fragmentación de hábitat, las especies invasoras serían una amenaza moderada (Challenger & Dirzo, 2009; Dirzo & Raven, 2003).

Las zonas secas y desiertos son hábitats parcialmente transformados por la ganadería y la presencia de plantas exóticas.

Las zonas de humedales y pantanos se ven afectadas por la contaminación, principalmente de metales pesados y pesticidas. Otras áreas han sido amenazadas por la transformación de hábitats, principalmente desecamiento.

1.4.2 Caribe

Tanto los bosques húmedos como los bosques secos de la región han mostrado alguna recuperación en las últimas décadas, debido principalmente a la reducción en la actividad agrícola y el aumento en la actividad turística.

Los ecosistemas marinos y costeros en el caribe se encuentran bajo una alta presión debido a la contaminación, la eutroficación, la sedimentación y al desarrollo turístico. El cambio climático hace más sensibles a estos ecosistemas, donde el aumento en temperatura del agua, la acidificación del océano, el aumento en la frecuencia de tormentas y huracanes, y la elevación del nivel del mar conducen a fenómenos como el blanqueamiento de los corales y la pérdida de estructura calcárea, lo que afecta toda la estructura ecológica de las zonas costeras.

Las principales presiones sobre la biodiversidad del Caribe se relacionan con la sobrepesca, la contaminación marina y la transformación de hábitats. Adicionalmente, debido a su localización, esta subregión se encuentra expuesta a huracanes, terremotos, erupciones y tsunamis (Hughes, 1994; Perry et al., 2013).

1.4.3 Suramérica

Cerca del 17% del bosque húmedo amazónico ha sido transformado (Charity et al., 2016). El bosque costero Atlántico ha sido fuertemente intervenido y se estima que solo permanece un 12% de su cobertura original. Aunque las tasas de deforestación en el Amazonas se redujeron a principios del siglo, la última década ha mostrado incrementos importantes. Cambios similares se observan en el bosque atlántico costero y en los bosques andinos, incluyendo las zonas de páramo y punas (Roman-Cuesta et al., 2011).

Aunque los bosques templados y boreales están relativamente mejor conservados, también se reporta deforestación y la introducción de especies como ciervos y topos que han alterado estos hábitats (Vazquez, 2002). El cultivo de especies maderables exóticas también ha afectado este bioma. Sin embargo, en los últimos años, este bioma ha ganado reconocimiento en el ecoturismo, lo que ha favorecido su conservación.

Los bosques mediterráneos en Chile han sido alterados por cambio en el hábitat en cerca del 50% de la cobertura original, y una gran cantidad de plantas, insectos y mamíferos han sido introducidos (Arroyo et al., 2000). Cambios en las temperaturas y humedad, y la expansión urbana generan pérdida de hábitats y de especies en este bioma (Venegas-Gonzalez et al., 2018).

Aunque el páramo y la puna han sido parte de los hábitats ocupados por los humanos desde hace mucho tiempo, esta influencia ha sido relativamente de bajo nivel. También se observa poca afectación por especies foráneas (Alexander et al., 2016). Sin embargo, recientemente la aforestación con árboles de rápido crecimiento y la agricultura intensiva han generado importantes transformaciones del hábitat, lo que afecta la capacidad de provisión de agua (Ochoa Tocachi et al., 2016). La pesca de especies nativas ha sido un proveedor importante de proteína en las zonas altas de los Andes, aunque la introducción de especies como la trucha ha afectado negativamente la pesca de especies nativas (Vila et al., 2007). Estos ecosistemas son especialmente vulnerables al cambio climático, ya que el calentamiento reduce las áreas disponibles y no existen zonas más altas a donde se pueda dar la migración del ecosistema.

Zonas como el Cerrado han sido fuertemente afectadas por la agricultura y la ganadería. Se estima que entre 2003 y 2013, la frontera agrícola noreste de Brasil más que se duplicó, al pasar de 1,2 a 2,5 millones de hectáreas y 74% de este cambio se dio en el Cerrado (Spera et al., 2016). De forma similar, se estima que 7,8 millones de hectáreas de un total de 110 millones del Chaco Seco fueron convertidas entre 2000 y 2012, principalmente para el cultivo de soya y la ganadería extensiva (Fehlenberg et al., 2017).

Las sabanas y pastizales templados, como el del Río de la Plata, han sido alterados por la siembra de cultivos, pasturas y la siembra de bosques con especies foráneas. Este proceso ha estado jalonado principalmente por el cultivo de soya durante este siglo. La presencia de especies exóticas también ha afectado de forma significativa este bioma:

pinos exóticos, jabalíes salvajes, ardillas y peces como la carpa son un ejemplo de las especies introducidas que han afectado estos ecosistemas.

Las zonas húmedas, pantanales y ciénagas se ven afectadas por cambios en el hábitat para usos pastoriles. En el Pantanal, se estima que entre 1976 y 2008 se transformó cerca del 12% de su superficie.

1.5 Principales causas y mecanismos que generan la pérdida o degradación de ecosistemas y los servicios asociados

Las tendencias en el estado de la biodiversidad muestran una situación preocupante respecto a la provisión de servicios ecosistémicos en la región. Para poder entender el porqué de esta pérdida en las condiciones ecológicas, es necesario analizar los mecanismos que explican esa degradación y las causas que la motivan.

La pérdida de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos que proveen sus ecosistemas obedece a diferentes razones. Estas razones se clasifican en determinantes directos naturales, directos antropogénicos e indirectos (IPBES, 2018). Como se verá más adelante, estos determinantes se pueden explicar por lo que se conoce como fallas de mercado y fallas de política.

1.5.1 Determinantes directos naturales de pérdida de biodiversidad

Los determinantes o impulsores naturales son fenómenos, como los desastres naturales, que alteran los ecosistemas a causa de fluctuaciones climáticas, geológicas o biológicas. Se asocian a peligros naturales geofísicos (terremotos o volcanes), meteorológicos (tormentas o huracanes), hidrológicos (inundaciones), climatológicos (sequías, incendios, olas de calor) o biológicos (epidemias, infestaciones de insectos, estampidas) (Guha et al., 2014). De acuerdo con Charveriat et al. (2000), en Mesoamérica, las inundaciones representaron el principal desastre natural, con 31% de los eventos, seguido por huracanes (26%). La actividad sísmica también es relevante en esta subregión. En el Caribe, los huracanes e inundaciones son los eventos más comunes. En Suramérica, las inundaciones y terremotos representaron más del 55% de los desastres naturales entre 1904 y 2011, aunque las sequías y las inundaciones fueron las que afectaron a mayor cantidad de personas (Nunes, 2011). No obstante, a su vez, los ecosistemas naturales pueden prestar servicios importantes de protección contra algunos de esos fenómenos, como es el caso de los manglares y los arrecifes de coral como protectores de inundaciones y de la erosión costera.

1.5.2 Determinantes directos antropogénicos de pérdida de biodiversidad

Los determinantes directos antropogénicos incluyen: i) degradación (o restauración) de hábitats; ii) contaminación y otros cambios relacionados en los ciclos biogeoquímicos; iii) cambio climático; iv) invasiones biológicas; y v) extracción y sobreexplotación (IPBES, 2018).

1.5.2.1 Degradación de hábitats

La degradación de hábitats hace referencia a la transformación o alteración de los sistemas naturales debido a la actividad humana; entre estas transformaciones se encuentran la conversión de los usos del suelo, la intensificación de tierras de cultivo y de pasturas, el drenaje y el secado de humedales, el crecimiento de las ciudades y la construcción de infraestructura vial y energética (represas), así como de ductos y líneas

de transmisión, entre otros. En ambientes marinos, algunos ejemplos de alteraciones son la construcción de puertos y marinas, el desarrollo residencial, industrial y turístico en las costas y la acuicultura realizada a partir de hábitats transformados (IPBES, 2018).

En ALC, la conversión de los sistemas naturales terrestres a áreas de cultivo y pasturas es quizá la amenaza más importante a la biodiversidad de la región (Wilcove et al., 1998, Sala et al., 2000, Hanski et al., 2013, Murphy & Romanuk, 2014; Haddad et al., 2015; Newbold et al., 2015). De acuerdo con Aide et al. (2013), desde 1961, el área agrícola ha aumentado 40% en Suramérica, 29% en el Caribe y 11% en Centroamérica; y entre 2001 y 2013 el 17% de nuevas zonas de cultivo y 57% de zonas de pastura en América Latina remplazaron zonas de bosque. En Mesoamérica, los bosques secos son los más amenazados por la transformación de hábitats, debido, fundamentalmente, a la ganadería (Balvanera et al., 2009, Sala et al., 2000, Calvo-Alvarado et al., 2009 Sánchez-Azofeifa et al., 2009). En Suramérica, la deforestación del bosque húmedo tropical para el establecimiento de cultivos y pasturas, principalmente en la Amazonía, es de lejos el principal problema asociado a la conversión de los sistemas naturales. De acuerdo con Keenan et al. (2015), en el período 2010 a 2015, la peor deforestación ocurrió en Brasil (984.000 ha por año), Paraguay (325.000 ha por año), Argentina (297.000 ha por año), Bolivia (289.000 ha por año) y Perú (187.000 ha por año). La deforestación en Colombia también ha venido aumentando de manera alarmante hasta niveles, en 2017, de 220 mil hectáreas (IDEAM, 2017). Según IDEAM para 2020 se perdieron 171 mil hectáreas de bosque. Algunos estudios sugieren que, durante la pandemia, la falta de gobernanza pudo haber aumentado las tasas de deforestación en toda la región (López-Feldman et al., 2018).

Las sabanas y bosques bajos de Suramérica también exhiben fuerte presión, debido a la expansión de cultivos de soya y pasturas (Barona et al., 2010). El Cerrado brasileño es el segundo bioma más grande en Suramérica, considerado un reservorio megadiverso. Sin embargo, para 2010, la mitad de su extensión ya había sido convertida (Bustamante et al., 2012). En la ecorregión del Gran Chaco, la expansión de los cultivos de soya y de pastos es, probablemente, la causa de pérdidas de hasta el 80% de la cobertura original (Clark et al., 2010). Los humedales también han sido afectados en toda la región, especialmente por su drenado para el establecimiento de cultivos o pasturas (Junk et al., 2014).

Los manglares en Suramérica corresponden al 11% de la cobertura global en manglares (Giri et al., 2011). A pesar de la cantidad de servicios que proveen, es otro de los ecosistemas que enfrenta grandes amenazas: estimaciones reportan que el manglar se destruye de 3 a 5 veces más rápido que otros bosques en el mundo, debido a su remplazo por plantaciones de tipo industrial, cultivos de camarón y el desarrollo turístico (Giri et al., 2011).

Llama la atención que en El Caribe las áreas dedicadas a la agricultura se han reducido en las últimas décadas, con el respectivo aumento de bosques húmedos y secos. Sin embargo, las áreas en manglar se han reducido y parecen seguir reduciéndose (Angelelli & Saffache, 2013, Schleupner, 2008). Los ecosistemas marinos en El Caribe son de los más amenazados en el mundo (Halpernet al., 2007), con una pérdida consistente de manglares, arrecifes de coral, pastos marinos y playas.

1.5.2.2 Contaminación y otros cambios relacionados con los ciclos bioquímicos

El segundo factor asociado a la pérdida de biodiversidad es la contaminación y su efecto sobre los ciclos biogeoquímicos. Los sistemas acuáticos son los más afectados por las diferentes formas de contaminación. Ellas incluyen acidificación del océano, desoxigenación, contaminación con plásticos, fertilización con nutrientes y tóxicos. Tanto la acidificación del océano, causada por el aumento del CO₂ en la atmósfera y por consiguiente en el mar, como la reducción del oxígeno disuelto en el agua, causada por el aumento de la temperatura del planeta, afectan directamente la vida acuática. Por ejemplo, Lauvset et al. (2015) y Bates et al. (2014) documentan la disminución del pH en ambas costas de Mesoamérica.

Otra causa de desoxigenación es el aumento en la carga de nitrógeno y fósforo proveniente, esencialmente, de la actividad agrícola. Aguas más cálidas, acidificadas y desoxigenadas afectan de manera directa la fauna y flora de los océanos (Bednarsk et al., 2016). No obstante, las descargas de nitrógeno y fósforo no solo generan desoxigenación, sino que también generan eutroficación que afecta otros ecosistemas acuáticos, alterando la composición de especies y reduciendo la diversidad florística (Valliere et al., 2017; Bobbink et al., 2010).

Otro problema asociado a los ríos es la sedimentación, la cual puede llegar a afectar especies de invertebrados, anfibios y peces, al alterar sus ciclos biológicos. Existe también una gama de tóxicos que, aunque se presentan en bajas proporciones, impactan a los ecosistemas. Estos incluyen ozono atmosférico, metales pesados, metilmercurio, farmacéuticos, plomo, hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas, microplásticos y toxinas bioacumulativas. Aunque muchos de ellos no han sido estudiados a profundidad, se estima que pueden afectar importantes funciones ecosistémicas. La región Caribe es especialmente sensible a todas estas fuentes de contaminación; desde la acidificación y desoxigenación de sus aguas, hasta la contaminación por descargas provenientes de los ríos y la sedimentación. Sus principales ecosistemas marinos, como los arrecifes de coral, se encuentran en alto riesgo de pérdida.

Los sistemas de aguas frías al sur de Suramérica también enfrentan serios riesgos por la acidificación (Kawaguchi et al., 2013; McNeil & Matear, 2008; McClintoc et al., 2009). Aunque los principales ríos de Suramérica tienen la ventaja de mover grandes caudales de agua y reducida carga de nitrógeno o fósforo, sus principales riesgos se asocian a los desechos municipales e industriales (Bustamente et al., 2015). En las zonas rurales, las cargas de mercurio han venido aumentando debido, primordialmente, al marcado crecimiento de la minería del oro (Telmer & Veiga, 2009).

Los plásticos provenientes de los ríos, los alcantarillados, la pesca y otras fuentes afectan ampliamente la biodiversidad marina, desde plancton a peces, tortugas, aves y mamíferos marinos. Los microplásticos también son una fuente importante de contaminación marina, llegando a afectar la biota marina e, incluso, transfiriendo tóxicos teratogénicos a lo largo de toda la cadena alimentaria, incluidos los humanos (Clark et al., 2016; Worm et al., 2017).

1.5.2.3 Cambio climático

El cambio climático es otro de los factores determinantes de la pérdida de biodiversidad. Scheffers et al. (2016) identifican un paquete de 94 procesos ecológicos terrestres y acuáticos y determinan que 82% de ellos se ven afectados por el cambio climático. Los principales impactos del cambio climático sobre la biodiversidad se relacionan con cambios en los rangos geográficos de las especies, cambios en la actividad estacional, patrones de migración, y cambios en la abundancia e interacciones de las especies (IPCC, 2014a). Los riesgos de extinción de especies como resultado del cambio climático son evidentes en casi todos los escenarios simulados por el IPCC. Las islas del Caribe y sus territorios costeros, así como el Golfo de México son especialmente vulnerables a los aumentos en el nivel del mar y la frecuencia de los huracanes, resultado del cambio climático. Los aumentos en la temperatura del mar también menoscaban la distribución y supervivencia de varias especies. La acidificación del océano, que también es consecuencia del cambio climático, perjudica la prevalencia de especies con caparazón.

1.5.2.4 Invasiones biológicas

Las invasiones biológicas son el cuarto factor que afecta de forma directa a la biodiversidad. Las especies invasoras o foráneas amenazan la biodiversidad local y global (Hobbs, 2000; Mack et al., 2000; Vila & Ibanez, 2011). En el contexto de cambio climático, el efecto de las invasiones puede intensificarse, ya que las especies locales están menos preparadas para enfrentar los disturbios que genera la invasión. Existen reportes de especies invasoras en toda ALC. Algunos casos emblemáticos son la introducción del pasto Buffel (*Pennisetum ciliare*) que se ha extendido a México, América central y partes de Suramérica, desplazando especies nativas y alterando los ecosistemas de praderas. Otras especies de pastos africanos también se han introducido en los trópicos de Suramérica, incluyendo los Llanos Orientales en Colombia y El Cerrado en Brasil. La mosca de la fruta mediterránea (*Ceratitis capitata*) afecta prácticamente a toda la región. La tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) se ha extendido por varios países de Mesoamérica y Suramérica, socavando la diversidad de peces nativos. En el Caribe, la reciente llegada del pez león (*Pterois volitans*) se ha diseminado por toda la región, impactando con su voracidad la supervivencia de muchas especies de peces y moluscos de la zona. Especies de pino, un árbol foráneo, se encuentran en toda la región, tanto en zonas tropicales como templadas. La rana toro (*Lithobates catesbeianus*) fue introducida desde Estados Unidos en Suramérica, y se ha reportado como altamente depredadora, competidora y vector de enfermedades a otros anfibios (Laufer et al., 2018).

1.5.2.5 Extracción y sobreexplotación

Finalmente, la sobreexplotación de recursos es otra de las causantes directas de pérdida de biodiversidad. Esta práctica amenaza la diversidad biológica y puede degradar la prestación de varios servicios ecosistémicos. La sobre extracción se produce cuando las tasas de uso superan las tasas de recuperación del recurso, y aplica a la pesca, la caza, la tala, el uso de productos no forestales -incluida fauna para tráfico ilegal- y la extracción de agua subterránea. La sobrepesca es uno de los mejores ejemplos de esta fuente de pérdida de biodiversidad: se reducen las poblaciones y su viabilidad de mantener los stocks, se alteran las cadenas tróficas y los ecosistemas se hacen más susceptibles a afectaciones externas, como invasiones o el cambio climático. Algunas veces la explotación no adecuada de los recursos conlleva a la destrucción de otras

especies o de los hábitats que las soportan; tal es el caso de la deforestación o de la pesca con redes de arrastre y la pesca incidental. Ejemplos de especies sobreexplotadas en Mesoamérica incluyen cangrejos y camarones, así como la emblemática vaquita de mar, que se ha llevado al borde de la extinción por la pesca del totoaba (Morell, 2017). En el Caribe, la sobrepesca y la degradación de los arrecifes de coral están empujando a muchas especies de peces, incluidos fuentes de alimento como atunes y meros, hacia la extinción (IUCN, 2017). En Suramérica, la anchoveta, la pesquería más grande del mundo por volumen, se ha visto expuesta a colapsos en 1973, 1983 y 1988 (FAO, 2016).

1.5.3 Determinantes indirectos antropogénicos de pérdida de biodiversidad

Además de los determinantes directos de pérdida de biodiversidad, también existe un listado de determinantes indirectos o subyacentes, que juegan un papel central ya que afectan e influyen los determinantes directos. Estos determinantes indirectos se relacionan con (IPBES, 2018): i) sistemas de gobernanza, instituciones y valores, ii) el desarrollo económico, iii) el comercio y las finanzas, iv) el desarrollo tecnológico, v) las tendencias demográficas, y vi) fallas en las políticas de bienestar, pobreza e inequidad.

1.5.3.1 Sistemas de gobernanza

Existe un amplio cuerpo de literatura que muestra que los sistemas de gobernanza tienen un fuerte efecto en el desempeño ambiental (Smith et al., 2003; Armitage et al., 2012; Delmas & Young, 2009; de Castro et al., 2016), aunque no existen aún muchos estudios que evidencien la relación entre gobernanza y biodiversidad y cambios en los servicios ecosistémicos (IPBES, 2018). Sin embargo, sí se ha demostrado que la inestabilidad política afecta los recursos naturales (Baud et al., 2011; Ruyle, 2017), particularmente en Suramérica (Arsel et al., 2016)⁸. La corrupción política también tiene impactos sobre la conservación de la naturaleza al facilitar la deforestación y la conversión de tierras, la sobre explotación de las pesquerías, y al reducir la efectividad de las acciones de conservación (Smith et al., 2003; Laurence, 2004; Bulte et al., 2007).

1.5.3.2 Desarrollo económico

El crecimiento económico, que típicamente se mide a través del producto bruto, es un determinante del consumo de recursos. Aunque el crecimiento económico puede generar efectos positivos en la conservación, protección, inversión en temas ambientales y mayor conciencia, también se asocia a la sobreexplotación, la degradación de hábitats, y la generación de contaminantes, incluidos el uso intensivo de agroquímicos y la generación de gases de efecto invernadero que provocan cambio climático. Vale la pena notar que América Latina y el Caribe alberga el 8,7% de la población mundial, y genera el 7,6% del GDP mundial, pero emite solo el 5,2% de gases de efecto invernadero (IEA, 2016).

⁸ Existe evidencia de conflictos relacionados con minería en Brasil (Tofoli et al., 2017), Ecuador (Avci & Fernandez- Salvador, 2016), Honduras (Middeldorp et al., 2016) y Perú (Paredes, 2016); el uso de terrenos para la producción de energía (e.g., biocombustibles, energía solar) en Estados Unidos, México y Canadá (Kreuter et al., 2016), el uso de agua en varios países (Philpot et al., 2016), proyectos de hidroeléctricas en Chile (Silva 2016), y Colombia (Martinez & Castillo, 2016).

1.5.3.3 Comercio y finanzas

Estrechamente ligados al crecimiento económico, los patrones de comercio mundial y los flujos financieros influyen cambios en los servicios ecosistémicos y la calidad de vida de formas directas e indirectas. Varios mecanismos como las políticas comerciales, las exenciones de impuestos, los subsidios, las barreras al comercio, la dinámica de la deuda externa, los flujos de inversión extranjera y las políticas monetarias, pueden tener efectos sobre la biodiversidad y su conservación (IPBES, 2018). Por ejemplo, en Suramérica, las políticas de exportación y la evolución de las tasas de cambio crean incentivos para transformar zonas vírgenes en cultivos; particularmente en Brasil, por ejemplo, estas políticas han llevado a la expansión de los cultivos de soya en zonas antes cubiertas por sistemas naturales (Richards et al., 2012, Barbaran, 2015; Barbaran et al., 2015; Weinholt et al., 2013).

1.5.3.4 Desarrollo tecnológico

La innovación tecnológica puede proponer cambios en los sistemas productivos que pueden generar efectos positivos en la conservación (biotecnología, cambios en el uso de recursos, mejoras en la productividad, ganadería sostenible, prácticas de pesca o de acuicultura sostenibles) o efectos negativos, si promueven la transformación de hábitats, como el caso de los biocombustibles.

1.5.3.5 Crecimiento poblacional

El crecimiento de la población genera una presión adicional sobre los recursos naturales y sobre los ecosistemas. Cuando la población crece con patrones de consumo y estilos de vida estándares, se genera una mayor demanda de recursos, lo que se reflejará en pérdida de biodiversidad. La mayor parte de la población en la región se viene concentrando en ciudades, lo que crea nuevos retos para la conservación, debido a las nuevas necesidades de infraestructura, caminos, carreteras y la provisión de servicios para la población.

1.5.3.6 Fallas en las políticas de bienestar, pobreza y equidad

Los esfuerzos para reducir la pobreza y eliminar la pobreza extrema, mejorar la distribución del ingreso y el acceso a educación y salud de calidad, así como reducir la inseguridad alimentaria son fundamentales para lograr el bienestar equitativo de las poblaciones en ALC. No obstante, aún existen grandes retos en la región relacionados con el logro del desarrollo humano. La región es particularmente desigual en términos de acceso a la tierra, ingresos y oportunidades de uso sostenible de los hábitats naturales. Esta situación de inequidad afecta la forma en que se usan los recursos naturales y los hábitats de donde ellos provienen. Así mismo, la distribución de los beneficios y costos de las políticas de conservación de los sistemas naturales -o de aquellas que favorecen su deterioro- afecta a la población - particularmente a los usuarios locales y tradicionales de recursos- de manera desigual. Por otro lado, las condiciones de los pueblos indígenas y las minorías, expuestos a marginalización y a la falta de participación y voz política, conducen a mayores retos ambientales y limitan sus posibilidades de seguridad alimentaria, el desarrollo de medios de vida tradicionales y sostenibles, y afectan la protección de su conocimiento tradicional (Ford et al., 2016).

1.5.4 Fallas de mercado

Desde la perspectiva económica, el origen de varios de los determinantes de pérdida de biodiversidad se asocia a lo que en economía se conoce como fallas de mercado. La teoría económica señala que, bajo ciertas condiciones, un mercado puede asignar de forma eficiente los recursos escasos de una sociedad: (i) presencia de múltiples compradores y vendedores, para evitar poder de mercado por parte de algunos de ellos; (ii) libre entrada y salida de los agentes en el mercado; (iii) información completa sobre los bienes o servicios transados; y (iv) decisiones en el mercado que no afecten a otros agentes por fuera del mismo. Bajo estas condiciones, la existencia del mercado permitirá intercambiar competitivamente el bien o servicio en cuestión.

Los servicios ecosistémicos generalmente no se pueden asignar de forma eficiente a través de mercados, o bien porque no hay mercados para ellos (como ocurre con la mayoría de los servicios de regulación), o porque los mercados en donde se transan exhiben imperfecciones o fallas de mercado. Las principales fallas de mercado que afectan la provisión de servicios ecosistémicos se relacionan con la existencia de externalidades, la ausencia de derechos de propiedad o problemas en su asignación -lo que implica que se comportan como bienes públicos o recursos de uso común- y ausencia de información. Muchos de los servicios ecosistémicos enfrentan estas fallas de mercado, lo que hace que su provisión, o el estado de conservación de los ecosistemas asociados, sea inferior a los niveles óptimos, conduciendo a su pérdida o degradación. A continuación, se presenta una breve descripción de estas fallas de mercado y su relación con la pérdida de servicios ecosistémicos.

1.5.4.1 Externalidades

Una externalidad se define como el efecto externo no intencional que las decisiones de producción o consumo generan en terceros y por el cual no hay compensación (Glover, 2010; Baumol & Oates, 1988). Es decir, existe un efecto causado sobre alguien que está fuera del mercado y no hay una compensación por ese efecto. Cuando se presenta una externalidad, los beneficios y los costos agregados que asumen quienes participan en el mercado son diferentes a los beneficios y los costos que percibe la sociedad en su conjunto (incluidos los participantes del mercado). En esas condiciones, una asignación de mercado privada no es eficiente.

Existen externalidades positivas cuando las decisiones privadas generan beneficios adicionales a la sociedad. Un ejemplo sería cuando un propietario de tierra decide mantener el bosque natural en un área de su propiedad, favoreciendo la conservación de la biodiversidad y la generación de servicios ecosistémicos, como el flujo de agua de calidad para otros agentes cuenca abajo, quienes recibirán ese beneficio sin pagar por su provisión. Por el contrario, en la presencia de externalidades negativas, los costos sociales superan los costos privados. Un ejemplo sería el mercado de las maderas finas del Amazonas, donde la actividad de tala involucra la destrucción parcial o total del hábitat natural del bosque, generando pérdida de servicios ecosistémicos para el resto de la sociedad.

Las causas directas de pérdida de biodiversidad relacionadas con la degradación del hábitat (e.g., desarrollo vial o deforestación para el establecimiento de cultivos o pasturas), la contaminación (e.g., emisiones industriales o domésticas, filtración de

nitrógeno o fósforo a los cuerpos de agua, prácticas que generan sedimentación), el cambio climático (e.g., emisiones de gases de efecto invernadero), las invasiones biológicas (e.g., introducción de especies foráneas) y la sobre explotación de recursos (e.g., sobreuso del agua, y sus efectos sobre salinización de suelos) se pueden asociar, en muchos casos, a la presencia de externalidades.

1.5.4.2 Derechos de propiedad

Respecto a los derechos de propiedad, es importante entender que, desde la perspectiva económica, todos los bienes y servicios, incluidos los servicios ecosistémicos, exhiben diferentes niveles de dos características que permiten clasificarlos ya sea como bienes privados, bienes públicos, bienes club o recursos de uso común: (i) la exclusión y (ii) la rivalidad.

La exclusión se define como la capacidad para definir cuáles agentes tienen acceso a un servicio y cuáles no, de tal manera que sea posible excluir de manera efectiva a ciertos agentes. Cuando es difícil o prohibitivamente costoso excluir a un agente para acceder o usar un servicio determinado, se dice que este es no excluible. La exclusión está muy ligada a la posibilidad de asignar derechos de propiedad. Los derechos de propiedad se definen como una autorización que se puede hacer cumplir, y que se puede otorgar a un individuo, a un grupo de individuos o al Estado, para llevar a cabo acciones particulares en relación con un dominio específico (Ostrom & Schlager, 1996). Cuando un bien o servicio es excluible, es fácil asignar derechos de propiedad. Por ejemplo, el acceso a un teatro es excluible y los derechos de propiedad serían los que otorga el boleto de ingreso. Este boleto se puede asignar a través del precio de este (en ese caso, el mercado funcionaría como un mecanismo de exclusión), o a través de otros mecanismos. De otra parte, cuando la exclusión es difícil, también lo es asignar derechos de propiedad y el acceso se hace incontrollable: quién desee puede acceder o usar el recurso o servicio. Un bosque natural en una región apartada sería un ejemplo de un bien no excluible y, por tanto, quien quiera ingresar a hacer uso de sus servicios lo puede hacer así tenga o no derechos de propiedad sobre el mismo. Lo mismo ocurre con una zona de pesca. Para muchos servicios ecosistémicos la exclusión es compleja y eso explica su sobreutilización.

La segunda característica que define el acceso y el uso de los bienes y servicios es la rivalidad. La rivalidad se refiere a la relación entre el consumo de un bien o servicio por parte de un individuo y la posibilidad de su consumo simultáneo por parte de otros agentes (Maldonado et al., 2020). Si muchos agentes pueden consumir al mismo tiempo un bien o servicio sin afectar a los demás, se dice que el bien o servicio es no rival. Un paisaje, el aire en un espacio abierto, son ejemplos de bienes no rivales. Por el contrario, cuando el consumo de un bien por parte de un agente elimina las posibilidades de que otros agentes lo consuman, decimos que es un bien rival. Por ejemplo, la ropa, una silla en un teatro, un pescado que se ha capturado, un árbol que se ha talado, son bienes rivales.

La combinación de diferentes niveles de exclusión y rivalidad generan la clasificación de los bienes y servicios. Un bien que es rival y excluyente es un bien privado. Estos bienes se pueden asignar de forma eficiente a través de mercados. Un bien que no es rival y no es excluyente se conoce como bien público puro. Muchos servicios de regulación son

bienes públicos, incluida la regulación del clima. De forma análoga, el cambio climático es un bien (mal) público.

Dado que no hay exclusión, el problema central de los bienes públicos -como los servicios de regulación-, es que los agentes buscarán beneficiarse de ellos, sin reconocer su valor o estar dispuestos a pagar por ellos. Por lo tanto, un mercado nunca podrá asignarlos eficientemente. Esto se conoce como el problema del polizón (*free rider*) (Glover, 2010).

Bienes que son rivales, pero donde la exclusión es difícil o muy costosa, se denominan recursos de uso común. La mayoría de los servicios de aprovisionamiento (pesca, madera, leña, agua, no maderables) son recursos de uso común. En estos casos, la rivalidad conduce a que los usuarios, ante la posibilidad de que otros agentes, que no pueden ser excluidos, se apropien del bien o servicio, decidan extraer cantidades excesivas del mismo. Como todos los usuarios se comportan de la misma forma, se genera sobreexplotación o sobreuso del recurso, que ya vimos es una de las causas directas de pérdida de biodiversidad. Al final, esta sobre utilización conlleva a la degradación o al agotamiento de los recursos y al incremento de los costos de extracción para todos los involucrados, generando lo que Hardin (1968) denominó la tragedia de los comunes. Nótese que los problemas de asignación de derechos de propiedad que se generan por la dificultad de exclusión son una forma de externalidades.

La degradación de hábitats se explica en gran medida por la naturaleza de recursos de uso común de los ecosistemas; por ejemplo, el desecamiento de humedales, la acidificación del océano, la desoxigenación y el desecho de plásticos reflejan la falta de derechos de propiedad sobre los cuerpos de agua, lo que genera contaminación y pérdida de ecosistemas. El uso de la atmósfera para verter gases de efecto invernadero se debe a la imposibilidad de generar derechos de propiedad sobre la misma.

1.5.4.3 Información incompleta e información asimétrica

Una tercera falla de mercado, que constituye uno de los principales problemas asociados a la asignación sub-óptima de los servicios que provee la biodiversidad, es el desconocimiento del valor -o la subvaloración- de los mismos para la sociedad. Esto ocurre porque los agentes ignoran la relación entre la conservación de los sistemas naturales y la provisión de servicios que les generan bienestar o el valor o la relevancia que estos tienen para la sociedad. Esto se conoce como información incompleta -o falta de información- acerca de los beneficios que genera la conservación de la biodiversidad. La principal consecuencia de esta falla de mercado es que cuando se requiere comparar escenarios de conservación con escenarios de usos alternativos -como el cambio de uso del suelo, la construcción de infraestructura u otras actividades que degraden el hábitat y reduzcan la provisión de servicios ecosistémicos-, ese desconocimiento del valor de los sistemas naturales o de los servicios ecosistémicos, pone en desventaja los escenarios de conservación frente al de otros usos alternativos.

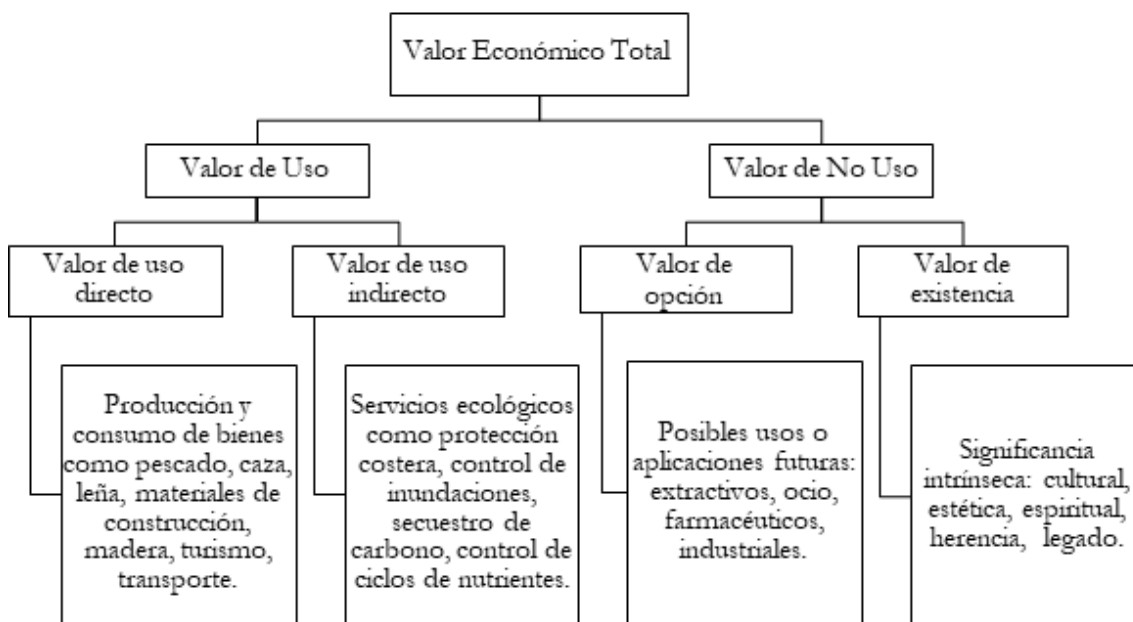
La falta de información que existe alrededor del valor de la biodiversidad, tanto para su uso presente como para su uso futuro, hace que sea subvalorada en los análisis costo beneficio de los proyectos de inversión. Esta situación juega un papel significativo en contra de las decisiones de conservación. Si el valor asignado en los análisis costo beneficio es nulo o muy bajo, el costo de oportunidad de conservar los ecosistemas en

estado natural se hace muy alto y opciones de baja rentabilidad como la ganadería extensiva en zonas de bosque húmedo generan la idea de ser más atractivas. En este sentido, los esfuerzos por valorar los servicios provistos por la naturaleza son prioritarios para la toma de decisiones y el diseño de políticas ambientales y sectoriales informadas en la región. No obstante, valorar servicios -que usualmente no tienen mercados (como los de regulación o algunos culturales) o donde los mercados están distorsionados (como los servicios de provisión y otros servicios culturales)- requiere de enfoques alternativos a los de las cuentas nacionales tradicionales. Esta es un área donde la economía ambiental ha jugado un rol central.

La valoración económica se define como la identificación y cuantificación física y monetaria de los costos y beneficios derivados por los cambios en la provisión de bienes y servicios de un ecosistema (Maldonado & Moreno-Sánchez, 2012). El objetivo de la valoración económica es asignar una medida del valor de los servicios ecosistémicos que proveen los sistemas naturales; esta medida se presenta usualmente en unidades monetarias como una forma de ofrecer una métrica común a los valores asociados a las opciones de inversión. La aplicación de estos métodos se remonta a los años 70s del siglo XX. Sin embargo, durante algún tiempo, estos ejercicios se realizaban en países desarrollados, y su utilización en países en desarrollo (donde se encuentra la mayor diversidad) solo se empezó a consolidar a finales del siglo XX.

Otra característica importante de la valoración es que incorpora el concepto de Valor Económico Total (VET). El VET reconoce que los servicios ecosistémicos otorgan beneficios más allá de lo que los mercados pueden valorar e, incluso, más allá de su utilidad presente. Así, el valor de una contribución de la naturaleza puede no deberse necesariamente a su uso. Por tanto, los servicios ecosistémicos pueden tener valor de uso y valor de no uso (Figura 4). A su vez, el valor de uso se clasifica en valor de uso directo y valor de uso indirecto, y el valor de no uso incluye los valores de opción y de existencia. Los valores de uso son aquellos que la sociedad percibe de los servicios ecosistémicos por usarlos en el presente.

Figura 4. Valor económico total de los ecosistemas y sus servicios



Fuente: Adaptado de Emerton (1999).

Los bienes que extraemos de la naturaleza -típicamente servicios de aprovisionamiento, como pescado, madera, fibras, materiales de construcción, etc.- o los servicios que derivamos de ella como el turismo, la recreación, el transporte -categorizados como servicios culturales- generan beneficios que se capturan a través del valor de uso directo. Varios de esos valores se pueden observar en los mercados. Sin embargo, existe una amplia gama de servicios de regulación, como la protección costera, que brindan permanentemente beneficios a la sociedad, aunque no sea evidente para los agentes. Estos beneficios se capturan a través de los valores de uso indirecto. Generalmente, no existen mercados para estos servicios. Por esa razón, sus valores no son fácilmente observables y se requieren enfoques y herramientas específicos para identificarlos. Algunas veces, se usa información de mercados sustitutos o complementarios a estos servicios, como estrategia para aproximar su valor.

De otra parte, la sociedad puede conferir valor a los ecosistemas por los usos que estos puedan tener en el futuro, por ejemplo, la obtención de principios activos para la producción de nuevos fármacos a partir de componentes de la biodiversidad. Estos usos futuros generan beneficios a la sociedad que se capturan a través de lo que se conoce como el valor de opción. Incluso, los agentes pueden atribuir valor a un ecosistema, recurso o especie solamente por el hecho de que existan, ya sea por razones intrínsecas, culturales, espirituales o morales, o por legado; este valor se denomina valor de existencia. Los valores de no uso no se reflejan en ningún mercado, así que las técnicas para capturarlos usualmente se basan en la creación de escenarios hipotéticos donde las personas puedan declarar su valor.

Entonces, la valoración económica requiere de diversas técnicas para aproximar el valor de los servicios ecosistémicos, dependiendo de la cercanía de los mercados a los mismos. Así, los servicios de provisión (pesca, caza, madera), algunos servicios culturales (como

el turismo) y algunos servicios de regulación (como la captura de carbono o la provisión de agua), que tienen mercados asociados, se pueden valorar a través de métodos de preferencias reveladas directos (p.ej., precios de mercado, función de producción o ingreso por factores o insumos), que capturan el valor de uso directo.

Los servicios de regulación que no tienen mercados se pueden valorar asociando algunos mercados cercanos o relacionados a través de los métodos de preferencias reveladas indirectos: costos de remplazo, costos de oportunidad, precio de sustitutos, valor de recolección, método de costo de viaje, precios hedónicos y modelos de comportamiento preventivo, como gastos defensivos o daño evitado. Estos métodos capturan valor de uso directo o indirecto.

Otros servicios de aprovisionamiento, regulación y culturales que no tienen mercados o cuyos beneficios se obtienen en el futuro o que generan valor por el solo hecho de existir, se valoran a través de los métodos de preferencias declaradas; entre estos, el método de valoración contingente y los métodos de elección contingente -como los experimentos de elección- son actualmente los más usados. Como estos métodos se basan en la creación de escenarios hipotéticos, con ellos es posible generar valores de uso y de no uso.

En los últimos años ha aumentado considerablemente el número de estudios en los que se realizan ejercicios de valoración de ecosistemas o sus servicios. Esto ha generado la posibilidad de utilizar estos estudios como fuente para otros análisis. De allí surgen los meta-análisis como una nueva forma de aproximar el valor de servicios ecosistémicos y la transferencia de beneficios como una herramienta para dicha valoración.

1.5.5 Fallas de política

Varias de las causas subyacentes de los determinantes indirectos se encuentran en las fallas de política. Estas fallas se refieren al diseño e implementación de incentivos, que inducen comportamientos de los agentes que afectan negativamente la conservación de los entornos naturales y los servicios ecosistémicos que proveen (Maldonado et al., 2020). Estos incentivos, dirigidos a apoyar determinados sectores productivos, resultan afectando negativamente a la naturaleza y, por esa razón, se conocen como incentivos perversos.

En conjunto, las fallas de mercado y de política conducen a asignaciones ineficientes de los servicios ecosistémicos, y a que los determinantes directos e indirectos de la pérdida de biodiversidad se expresen. Identificar estas fallas, permite el diseño y la aplicación de diversos instrumentos de política, que favorecen la conservación y mejoran la provisión de servicios ecosistémicos. Este aspecto será tratado en el capítulo 3 de este documento.

1.6 Importancia económica de la biodiversidad y servicios ecosistémicos en ALC

La región de ALC se caracteriza por su alta heterogeneidad, no solo en términos de biodiversidad sino también en aspectos sociales y económicos. Es así como en ALC se encuentran países con altos grados de desarrollo y otros que exhiben aguda vulnerabilidad. La Tabla 5 presenta una caracterización económica general de las tres subregiones de ALC definidas en este documento: Mesoamérica, Suramérica y El Caribe.

Tabla 5. Indicadores socioeconómicos para las subregiones de ALC. Entre corchetes los valores de país con mínimos y máximos para cada categoría en la subregión.

	Mesoamérica	Suramérica	Caribe
Población 2021 (millones de personas)	180,58 [0,40 130,2]	434,15 [0,59 213,99]	43,53 [0,039 11,54]
PIB 2019 agregado (millones de USD-2015)	1.651.159,1 [2.002,7 1.363.785,3]	3.740.479,5 [5.520,6 1.980.995,7]	411.620,3 [391,6 104.971,6]
PIB 2020 agregado (Millones de USD-2015)	1.517.888,8 [1.667,3 1.252.400, 1]	3.519.916,9 [4.808,7 1.904.159,3]	378.267,0 [403,7 100.874,3]
PIB per cápita 2019 (USD-2015)	9.349,23 [2.158,39 16.409,20]	9.385,28 [3.611,45 17.457,89]	9.627,58 [1.495,68 116.524,87]
PIB per cápita 2020 (US-2015)	8.498,20 [2.094,47 13.251,37]	8.751,60 [3.250,73 16.332,62]	8.773,97 [1.427,99 108.569,47]
Alfabetización (Porcentaje)	92,64 [80,8 97,9]	94,54 [85,6 99,0]	79,00 [61,7 99,6]
Índice de Desarrollo Humano (2022)	0,74 [0,623 0,795]	0,77 [0,670 0,847]	0,68 [0,503 0,813]

Fuente: construcción propia a partir de The World Bank y World Population Review.

Como se observa en la Tabla 5, las subregiones de ALC presentan amplias variaciones en términos sociales y económicos. Suramérica presenta una tasa de alfabetización y un índice de desarrollo humano mayores que Mesoamérica y el Caribe, siendo esta última subregión la que exhibe, comparativamente y en promedio, los indicadores más bajos; no obstante, los indicadores de la subregión Caribe están sesgados hacia abajo por la precaria situación de Haití, donde el PIB per cápita no supera 1.500 dólares. En contraste, en el Caribe, islas como Bermudas, Islas Caimán, Islas Vírgenes de USA, Bahamas, Aruba, y Puerto Rico ostentan indicadores superiores a los de cualquier otro país de la región, con ingresos per cápita superiores a 30 mil dólares.

La heterogeneidad de los países o territorios en ALC también se observa en el tamaño de sus economías: algunas muy pequeñas como Belice, Surinam o Dominica, hasta aquellas grandes como México, Brasil o República Dominicana, en sus respectivas subregiones.

En toda la región también se destacan los altos índices de desigualdad. De acuerdo con el coeficiente de Gini -en la lista de 159 países reportados por el Banco Mundial para 2018-, países como Paraguay, Guatemala, Costa Rica, Honduras, Panamá, Colombia, Venezuela, Brasil y Puerto Rico se encuentran entre los 22 más desiguales en el mundo.

Como se observa, la región presenta amplias variaciones en términos de desarrollo económico. Se destaca el crecimiento de países como Chile, Costa Rica, Colombia y México, quienes han entrado a ser parte de la OCDE. No obstante, el desempeño económico de todos los países de la región se vio alterado por la pandemia causada por la enfermedad del COVID-19, y aun no es claro el efecto definitivo de la misma. El confinamiento condujo a una reducción en la actividad económica que afectó a los más pobres de la región, esencialmente a los trabajadores informales. CEPAL estima que en 2020 la pobreza en ALC alcanzó al 33.7% de la población, 209 millones de personas, 22 millones más que en 2019. La pobreza extrema también aumentó en 8 millones de

personas entre 2019 y 2020, llegando a 78 millones de personas en toda la región (12.5%)⁹.

1.6.1 Biodiversidad y desarrollo económico

Además del crecimiento económico, existen otras medidas de bienestar que se relacionan directamente con la provisión de servicios ecosistémicos y NCP. Entre ellas, se destaca la seguridad alimentaria, el acceso a salud, a energía, a agua, la creación de medios de vida y el relacionamiento con la naturaleza. En la Tabla 6 se observa la intensidad de la relación entre estas dimensiones de bienestar y los NCP.

En la medida en que los sistemas naturales se degradan, se pierde la posibilidad de generar esos beneficios de la naturaleza y, por supuesto, se impacta negativamente el bienestar de la sociedad. Las valoraciones económicas permiten aproximarnos a medidas de bienestar monetarias que señalan los valores asociados a la conservación o al deterioro y pérdida de la biodiversidad. Algunas de las aproximaciones agregadas del valor de los servicios ecosistémicos en el mundo son las desarrolladas por Costanza et al. (2014) y Kubiszewski et al. (2017), entre otras, quienes hacen estimaciones gruesas sobre los valores de estos servicios a nivel de país. Hernández-Blanco (en IPBES, 2018) calcula, a partir de estos estudios, la valoración monetaria de los servicios ecosistémicos para los países de ALC.

Tabla 6. Relación entre las NCP y diferentes medidas de bienestar de la sociedad

	Contribución de la naturaleza a las personas (NCP)	Seguridad alimentaria	Acceso a agua	Acceso a energía	Salud	Medios de vida	Exp. natural
Material	Alimentos y alimentación	+++	++	++	+++	+++	++
	Materiales y asistencia	++	++	++	++	+++	++
	Energía	++	++	+++	++	+++	+
	Recursos medicinales, bioquímicos y genéticos	++	+	+	+++	+++	++
No material	Aprendizaje e inspiración	++	++	+	+++	+++	+++
	Apoyo de identidades	++	++	+	++	+++	+++
	Experiencias físicas y psicológicas	++	+	+	+++	+++	+++
	Mantenimiento de opciones	+++	++	++	+++	+++	+++
Regulación	Regulación de clima	+++	+++	++	+++	++	++
	Regulación de cantidad, caudal y frecuencia de agua dulce	+++	+++	++	+++	+++	++
	Regulación de agua dulce y calidad del agua costera	+++	+++	+	+++	+++	++
	Regulación de riesgos y eventos extremos	++	+++	++	+++	+++	++
	Creación de hábitat y mantenimiento	+++	++	+	++	++	+++
	Regulación de calidad del aire	+	+	++	+++	++	++
Regulación de organismos perjudiciales para los humanos	+++	++	+	+++	++	++	

⁹ <https://www.cepal.org/es/comunicados/pandemia-provoca-aumento-niveles-pobreza-sin-precedentes-ultimas-decadas-impacta>

Polinización y dispersión de semillas y otros propágulos	+++	+	+	++	++	++
Regulación de la acidificación de océanos	+++	++	+	++	++	+
Formación, protección y descontaminación de suelos y sedimentos	+++	++	+	++	++	++

Fuente: Adaptado de IPBES (2018). Se realizó a partir de calificaciones de expertos.

La Tabla 7 permite comparar los valores agregados de los servicios ecosistémicos estimados para cada país por Hernandez-Blanco con el producto interno bruto reportado para cada uno de ellos y la región. En la tabla, ambos datos se expresan en dólares de 2015. De acuerdo con estas fuentes, el valor de los servicios ecosistémicos en ALC asciende a 16,7 trillones de dólares, mientras que el PIB para el año 2019 en los países incluidos en el estudio fue de 5,67 trillones. Es decir, los servicios ecosistémicos tendrían un valor 2,95 veces el del PIB en la región.

Tabla 7. Relación entre el valor económico de los servicios ecosistémicos y el producto interno bruto en la región (los valores de los servicios ecosistémicos corresponden a dólares de 2010 y los de PIB a dólares de 2019. Para garantizar comparabilidad, todos los valores son expresados en dólares de 2015)

País/Región	Valor estimado de los servicios ecosistémicos			Producto interno bruto (2019)			Relación Valor ecosistemas/PIB		
	Total, MUSD /año	Por ha USD /año	Per cápita USD /año	Total, MUSD /año	Per cápita USD/año	Por ha USD /año	Total	Per cápita	Por ha
Belice	12.679	5.519	35.318	2.003	5.131	872	6,33	6,88	6,33
Costa Rica	46.207	9.042	9.611	70.090	13.886	13.716	0,66	0,69	0,66
El Salvador	16.279	7.737	2.657	28.057	4.348	13.335	0,58	0,61	0,58
Guatemala	63.538	5.830	3.888	76.896	4.631	7.055	0,83	0,84	0,83
Honduras	72.889	6.480	9.027	26.520	2.721	2.358	2,75	3,32	2,75
México	924.192	4.705	7.277	1.363.785	10.690	6.943	0,68	0,68	0,68
Nicaragua	95.049	7.291	15.628	14.128	2.158	1.084	6,73	7,24	6,73
Panamá	56.198	7.452	14.304	69.681	16.409	9.240	0,81	0,87	0,81
MESOAMERICA	1.287.031	5.175	7.451	1.651.159	9.349	6.640	0,78	0,80	0,78
Argentina	2.409.046	8.629	55.487	621.950	13.840	2.228	3,87	4,01	3,87
Bolivia	1.409.529	12.831	131.425	41.579	3.611	378	33,90	36,39	33,90
Brasil	7.368.377	8.653	35.451	1.980.996	9.386	2.326	3,72	3,78	3,72
Chile	325.438	4.305	18.133	285.314	15.055	3.774	1,14	1,20	1,14
Colombia	780.578	6.837	16.185	349.885	6.951	3.064	2,23	2,33	2,23
Ecuador	175.180	6.833	10.851	110.718	6.373	4.319	1,58	1,70	1,58
Guyana	198.746	9.245	259.121	5.521	7.053	257	36,00	36,74	36,00
Paraguay	540.916	13.299	81.476	44.283	6.286	1.089	12,22	12,96	12,22
Perú	1.004.515	7.815	32.014	234.081	7.200	1.821	4,29	4,45	4,29
Surinam	154.111	9.407	283.814	5.718	9.836	349	26,95	28,85	26,95
Uruguay	137.092	7.779	39.946	60.435	17.458	3.429	2,27	2,29	2,27
SURAMERICA	15.256.189	8.570	36.461	3.740.480	9.385	2.111	4,08	3,88	4,06
Antigua/Barbuda	1.072	24.362	11.652	1.775	18.275	40.320	0,60	0,64	0,60
Bahamas	31.160	22.450	80.311	13.690	35.148	9.863	2,28	2,28	2,28
Barbados	351	8.159	1.236	5.211	18.157	121.304	0,07	0,07	0,07
Cuba	74.852	6.812	6.572	99.088	8.743	9.017	0,76	0,75	0,76
Dominica	638	8.508	8.741	617	8.594	8.230	1,03	1,02	1,03
Rep. Dominicana	28.796	5.917	2.735	97.203	9.051	19.973	0,30	0,30	0,30

Granada	315	8.984	2.938	1.236	11.031	35.279	0,25	0,27	0,25
Haití	17.241	6.213	1.610	16.846	1.496	6.071	1,02	1,08	1,02
Jamaica	6.702	6.098	2.458	16.258	5.514	14.792	0,41	0,45	0,41
St Kits y Neves	219	8.420	3.909	1.178	22.287	45.308	0,19	0,18	0,19
Santa Lucía	585	9.435	3.163	938	11.882	15.141	0,62	0,27	0,62
S Vicente/Grana	753	19.329	6.916	2.172	8.483	55.728	0,35	0,82	0,35
Trinidad/Tobago	6.549	12.768	4.816	24.784	17.767	48.316	0,26	0,27	0,26
CARIBE	169.233	7.709	4.453	280.995	9.628	12.799	0,60	0,46	0,60
ALC	16.712.453	8.182	25.523	5.672.633,8	9.392	2.777	2,95	2,72	2,95

Fuente: construcción propia a partir de IPBES (2018) para el valor de los servicios ecosistémicos y The World Bank Data para el PIB.

Dicho de otra forma, y asumiendo que la estimación del valor es precisa, se necesitan cerca de tres dólares en valor de los servicios ecosistémicos para generar un dólar por año de producto. Este valor difiere entre países y entre subregiones. Mientras que en Suramérica esta ratio es de 4,08, en Mesoamérica llega solo a 0,78 y en el Caribe a 0,60. Sin embargo, en Mesoamérica, países de economías pequeñas como Nicaragua o Belice exhiben una ratio mayor a 6,3 mientras que, en México, la economía más grande de la región y un país biodiverso, la ratio es de apenas 0.68. En el Caribe los valores varían, siendo superiores a 2 solamente en Bahamas, y cercanos a la unidad en Dominica y Haití. En Suramérica es donde se observan los casos más extremos: países con economías pequeñas como Bolivia, Guyana o Surinam, con una biodiversidad muy valiosa, tienen ratios entre 27 y 36. A excepción de Chile y Ecuador, todos los países tienen ratios mayores a dos. La falta de datos sobre el PIB de Venezuela no permite calcular estas ratios para este país.

Vale la pena tener en cuenta que las estimaciones del valor de los servicios ecosistémicos que se presentan en la Tabla 7 se realizaron a partir de la transferencia de beneficios y que los intervalos de confianza de este método tienden a ser muy amplios, por lo que la lectura de estas ratios debe ser leída con precaución. Sin embargo, dan una idea de la relevancia relativa de la biodiversidad y su relación con la formación de producto interno.

1.6.2 Valoración de los servicios ecosistémicos

Si se quiere valorar servicios ecosistémicos particulares, dependiendo de sus características, los retos se hacen cada vez más desafiantes. Quizá los servicios ecosistémicos que más fácilmente se pueden valorar son los de provisión, cuyos valores se pueden encontrar en las cuentas nacionales. El valor de algunos de estos servicios se captura a través de las cuentas nacionales asociadas con el sector primario, que típicamente incluyen Agricultura, Silvicultura y Pesca. Allí también quedarían incluidos los valores asociados, por ejemplo, a alimentación y a los productos maderables de los bosques.

Los beneficios obtenidos por el turismo también se pueden extraer de las cuentas nacionales, aunque no necesariamente se encuentran cuentas en donde se separe el turismo asociado a naturaleza de otras formas de turismo menos relacionado con la biodiversidad. Otros servicios como los hidrológicos, la captura de carbono o la prevención de desastres son de gran importancia, pero típicamente no se registran en las cuentas nacionales.

En la Tabla 8 se observa la participación de los sectores de agricultura, silvicultura y pesca en la formación del PIB de la región. En promedio, se destaca que el 5.7% del PIB de la región corresponde al renglón agrícola, silvícola y de pesca, siendo mayor en Suramérica, donde países como Bolivia, Guyana y Paraguay tienen sectores primarios de más del 10% de peso en el PIB. En Mesoamérica, el sector primario contribuye, en promedio, con el 4.5%; sin embargo, en países como Nicaragua y Honduras este sector es aún muy importante en términos relativos, mientras que en las economías de países como Panamá o México este sector es menos relevante. En el Caribe, donde la agricultura viene perdiendo relevancia, el sector primario genera apenas el 4.8%, aunque países de bajo desarrollo como Haití o Dominica aun dependen fuertemente de esta actividad.

De forma análoga, en la misma tabla se observa el peso del sector turismo en la formación del PIB. Aunque no necesariamente este rubro implica una asociación directa con el turismo de naturaleza, es presumible que, en varios países, especialmente en el Caribe, el peso del capital natural en la formación del valor del turismo puede llegar a ser importante. En Mesoamérica el turismo llega a ser el 10% del producto interno, seguido por el Caribe con 7,8 y Suramérica con 5,1%. Se destacan Belice, en Mesoamérica, y varios estados del Caribe (principalmente pequeños estados) donde el turismo es motor central de la actividad generadora de ingresos. En Suramérica, Uruguay, Argentina y Chile se destacan por aprovechar sus atractivos para generar ingreso en el país.

Tabla 8. Peso del sector primario (Agricultura, silvicultura y pesca) y del sector Turismo en la formación del ingreso bruto en los países de ALC

País / Región	PIB, 2020		Agricultura, silvicultura y pesca		Turismo	
	M US	M US	%PIB	M US	% PIB	
Belice	1.636	175,1	10,7	369,7	22,6	
Costa Rica	61.348	2.883,4	4,7	3.067,4	5	
El Salvador	24.638	1.256,5	5,1	1.576,8	6,4	
Guatemala	77.604	7.915,6	10,2	2.172,9	2,8	
Honduras	23.662	2.863,1	12,1	1.561,7	6,6	
México	1.073.915	40.808,8	3,8	119.204,6	11,1	
Nicaragua	12.621	1.994,1	15,8	934,0	7,4	
Panamá	53.977	1.511,4	2,8	3.616,5	6,7	
MESOAMERICA	1.329.401	59.407,9	4,5%	132.503,6	10,0%	
Argentina	389.288	22.968,0	5,9	21.410,8	5,5	
Bolivia	36.572	5.120,1	14,0	1.170,3	3,2	
Brasil	1.444.733	85.239,2	5,9	79.460,3	5,5	
Chile	252.940	9.864,7	3,9	17.958,7	7,1	
Colombia	271.437	20.629,2	7,6	4.614,4	1,7	
Ecuador	98.808	9.683,2	9,8	2.272,6	2,3	
Guyana	5.471	924,6	16,9	131,3	2,4	
Paraguay	35.670	3.923,7	11,0	891,8	2,5	
Perú	202.014	15.151,1	7,5	9.090,6	4,5	
Surinam	2.884	236,5	8,2	31,7	1,1	
Uruguay	53.628	4.022,1	7,5	5.470,1	10,2	
Venezuela	482.359	-	5,0	-	5,5	
SURAMERICA	2.793.445	177.762,3	6,4%	142.502,7	5,1%	
Antigua y Barbuda	1.370	130,2	9,5	680,9	49,7	
Bahamas	9.907	39,6	0,4	1.505,9	15,2	

Barbados	4.418	70,7	1.6	746,6	16,9
Cuba	107.352	3.005,9	2.8	6.441,1	6
Dominica	504	76,6	15.2	57,5	11,4
República Dominicana	78.844	4.730,6	6	5.992,1	7,6
Granada	1.042	51,1	4.9	207,4	19,9
Haití	14.508	2.959,6	20.4	725,4	5
Jamaica	13.812	1.201,6	8.7	1,947,5	14,1
Saint Kits y Neves	980	13,7	1.4	197,0	20,1
Santa Lucía	1.616	35,6	2.2	437,9	27,1
San Vicente y las Granadinas	807	58,9	7.3	134,0	16,6
Trinidad y Tobago	21.588	-	1.2	1.036,2	4,8
CARIBE	256.748	12.374,1	4.8%	20.109,5	7,8%
ALC	4,379.594	249.544	5.7%	295.116	6,7%

Fuente: construcción propia a partir de The World Bank Data para el PIB y World Travel & Tourism Council

Otras aproximaciones al valor económico de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos se desarrollan utilizando los variados métodos de valoración disponibles y se aplican ya sea en ecosistemas particulares -o servicios específicos- o en sistemas naturales y servicios múltiples, en las escales globales, regionales, nacionales o locales, incluidas áreas protegidas. Existe actualmente una gran cantidad de estudios de valoración en la región asociados a ecosistemas o servicios ecosistémicos. Para este documento se han revisado casi 250 estudios diferentes en los que se realizan ejercicios de valoración económica de servicios ecosistémicos en ALC. Estos estudios incluyen artículos publicados en revistas indexadas, informes de literatura gris y meta-análisis que recogen información de otros estudios. De estos documentos se han extraído un poco más de 800 datos de valoración, cuyos resultados se presentan a continuación (Tabla 9).

El Caribe es la región con mayor número de estimaciones disponibles, seguido por Mesoamérica. Por países, México, Brasil y Costa Rica reportan la mayor cantidad de datos.

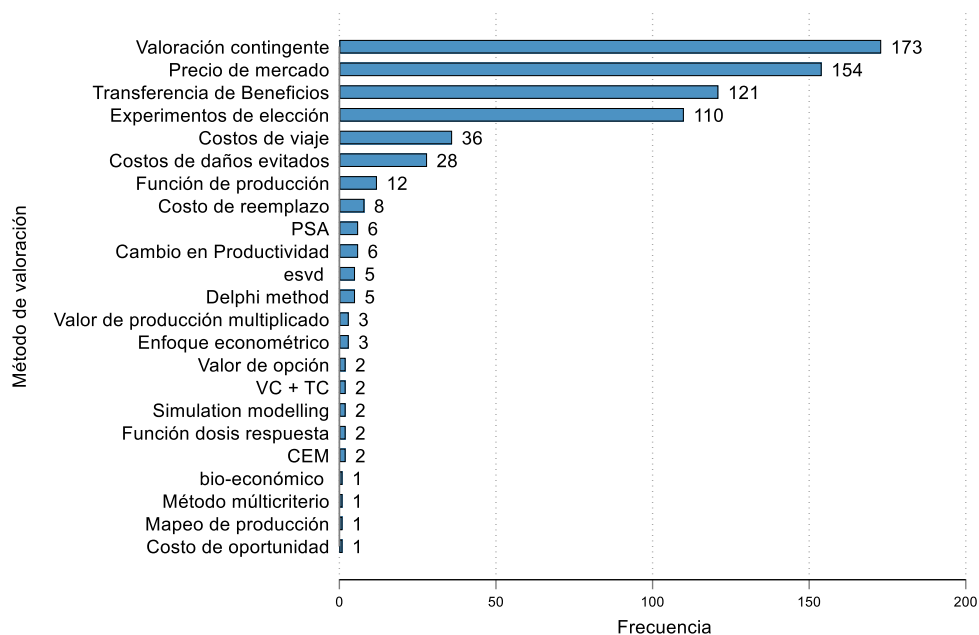
Tabla 9. Número de estimaciones de valoración por país y región en ALC incluidas en este estudio

Región	Región o país	Datos reportados
Caribe	Anguilla	7
	Antillas holandesas	14
	Aruba	13
	Bahamas	44
	Barbados	11
	Bermuda	5
	Bonaire	35
	Caribe	22
	Guadalupe	2
	Haití	3
	Islas Caimán	19
	Islas Vírgenes	4
	Jamaica	24
	Martinica	5
	Montserrat	11
	Puerto Rico	17
	República Dominicana	11
	San Martín	11
	San Vicente y las Granadinas	55
	St. Eustatius	2
	St. Lucia	11
	St. Maarten	2
	Tobago	18
	Turks and Caicos Islands	4
Virgin Islands	2	
	TOTAL CARIBE	352
Mesoamérica	Belice	36
	Costa Rica	70
	El Salvador	4
	Guatemala	7
	Honduras	12
	Mesoamérica	3
	México	84
	Nicaragua	6
	Panamá	39
		TOTAL MESOAMERICA
Suramérica	Amazonas	9
	Bolivia	15
	Brasil	76
	Chile	17
	Colombia	38
	Ecuador	22

	Guyana	1
	Paraguay	1
	Perú	16
	Suramérica	2
	Surinam	1
	Uruguay	4
	TOTAL SURAMERICA	202
Toda ALC	América Latina	5
Total	TOTAL ALC	824

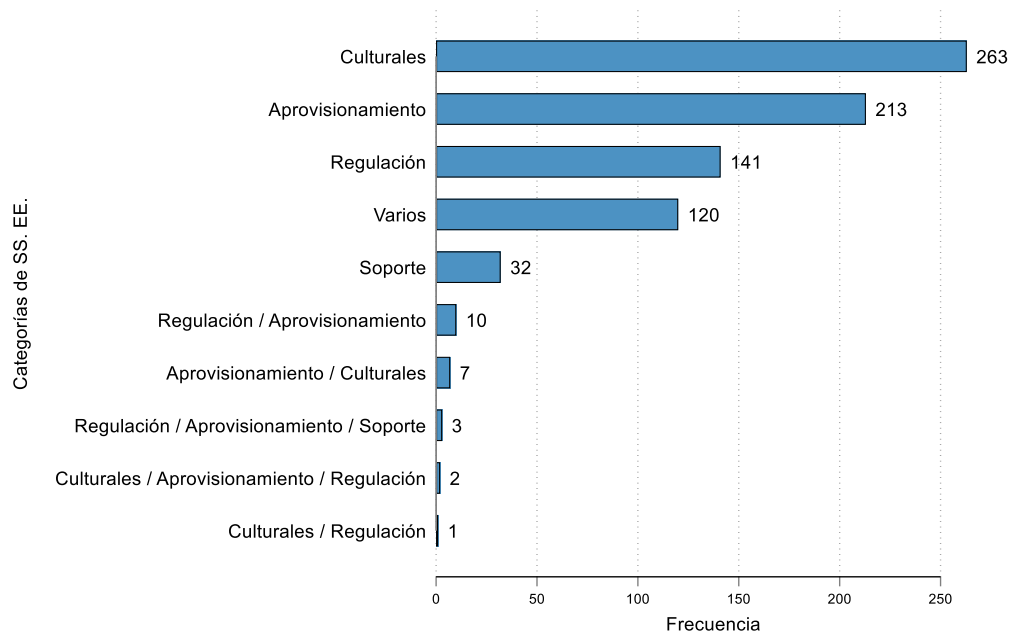
En estos documentos se encuentra que los métodos de valoración más utilizados son Valoración Contingente, Precios de Mercado, Transferencia de Beneficios y Experimentos de Elección (Figura 5). Cabe recordar que los métodos asociados a precios de mercado caen dentro de la categoría de estudios basados en preferencias reveladas, mientras que los experimentos de elección y la valoración contingente son métodos basados en preferencias declaradas. Transferencia de beneficios es una aproximación que se basa en información provista por estudios previos y, como se observa de esta revisión, se ha convertido en un enfoque muy utilizado.

Figura 5. Frecuencia de estudios de valoración analizados por método económico aplicado



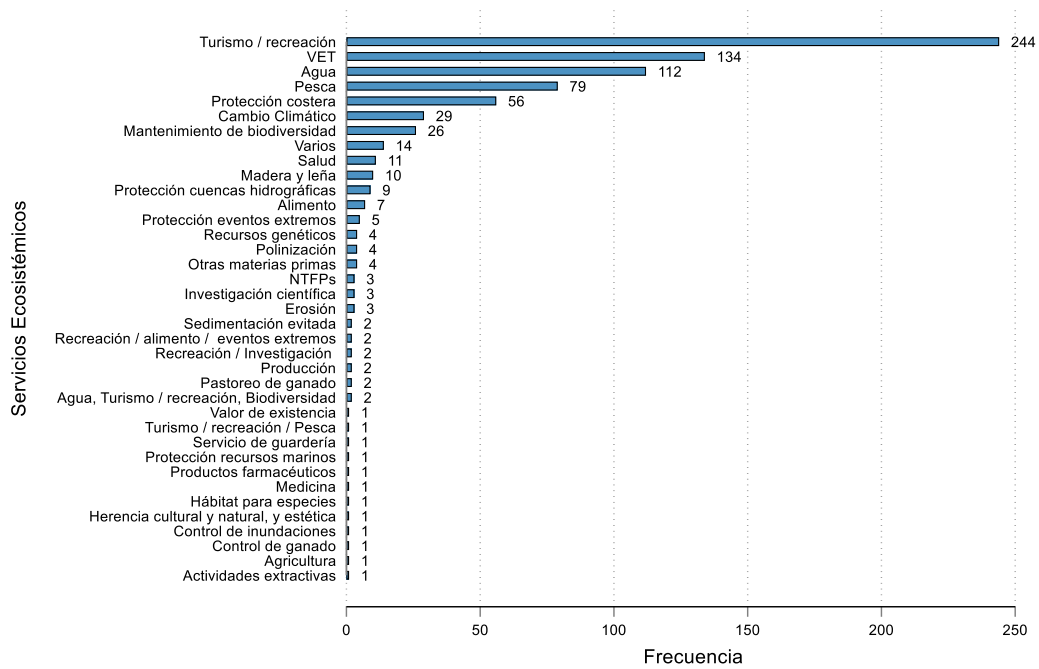
De este paquete de estudios analizados, los servicios ecosistémicos de los que más valoraciones se han realizado en la región, según la clasificación MEA (2015), son los culturales, probablemente asociados a turismo y recreación, seguidos por servicios de aprovisionamiento, regulación y, en menor escala, servicios de soporte (Figura 6).

Figura 6. Frecuencia de estudios de valoración por categoría de servicio ecosistémico



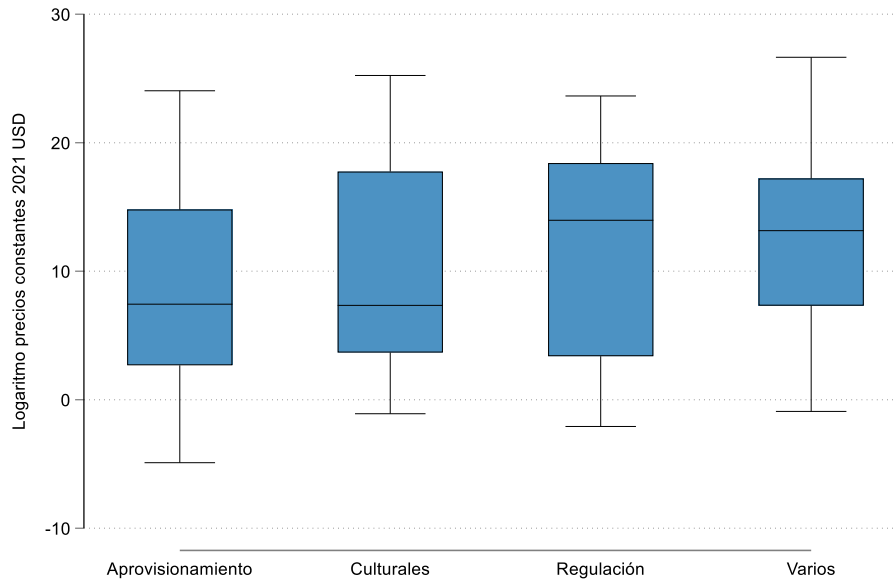
Como se mencionó antes, la alta presencia de estudios asociados a servicios culturales se explica por la cantidad de estudios de valoración en turismo (Figura 7). Aparte de los ejercicios sobre turismo, otros temas relevantes por su frecuencia son los relacionados con ejercicios que buscan capturar el valor económico total o valores agregados, así como estudios de valoración de agua, pesca y protección costera.

Figura 7. Frecuencia de servicios ecosistémicos específicos incluidos en los ejercicios de valoración analizados



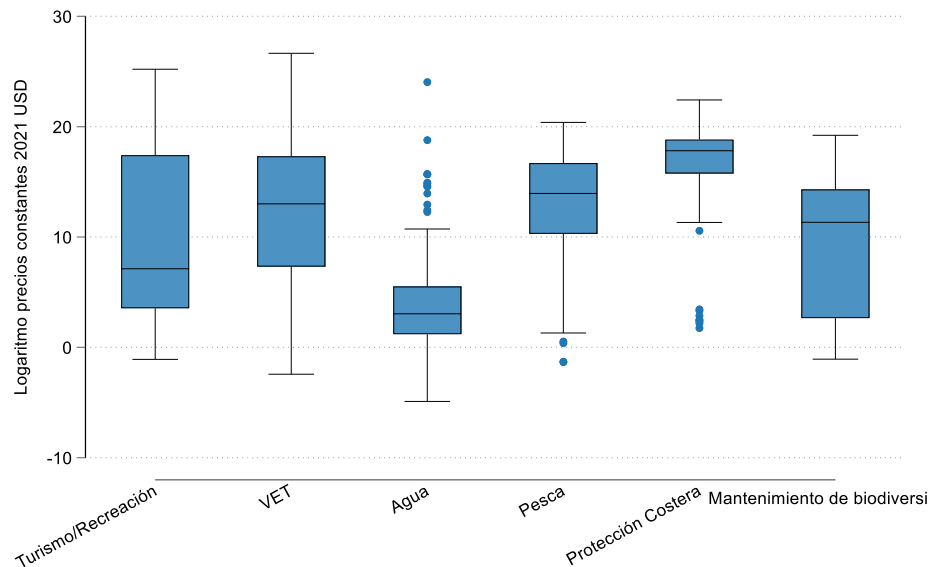
Estandarizando los valores observados en los diferentes estudios a valores por año en dólares de 2021, se puede observar en la Figura 8 que, aunque los rangos de valores son similares entre estudios, aquellos que apuntan a valores de servicios de regulación tienden a ser un poco superiores. Cuando se analizan con detalles los tipos de servicios ecosistémicos provistos más frecuentes, se observa que los servicios asociados a protección costera y pesca son aquellos en los rangos más altos de valoración, seguidos por los de valoraciones agregadas (VET) y biodiversidad (Figura 9).

Figura 8. Rangos de valores observados para las principales categorías de servicios ecosistémicos incluidos en el estudio



Nota: en las figuras de cajas y bigotes (Box and whiskers), los "bigotes" muestran los mínimos y máximos de los valores reportados; los puntos representan los valores atípicos; la línea horizontal de la caja presenta la mediana, mientras que la parte inferior de la misma muestra el primer cuartil y la parte superior el tercer cuartil.

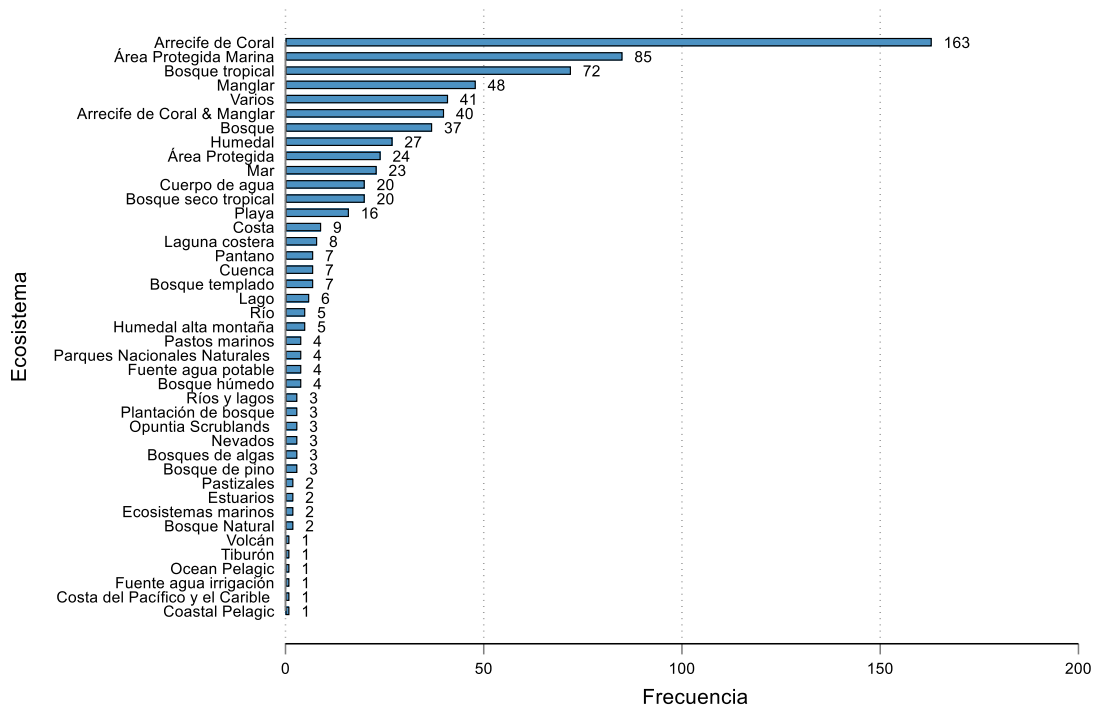
Figura 9. Rangos de valores observados para los servicios ecosistémicos específicos más frecuentes en el estudio



Nota: en las figuras de cajas y bigotes (Box and whiskers), los "bigotes" muestran los mínimos y máximos de los valores reportados; los puntos representan los valores atípicos; la línea horizontal de la caja presenta la mediana, mientras que la parte inferior de la misma muestra el primer cuartil y la parte superior el tercer cuartil.

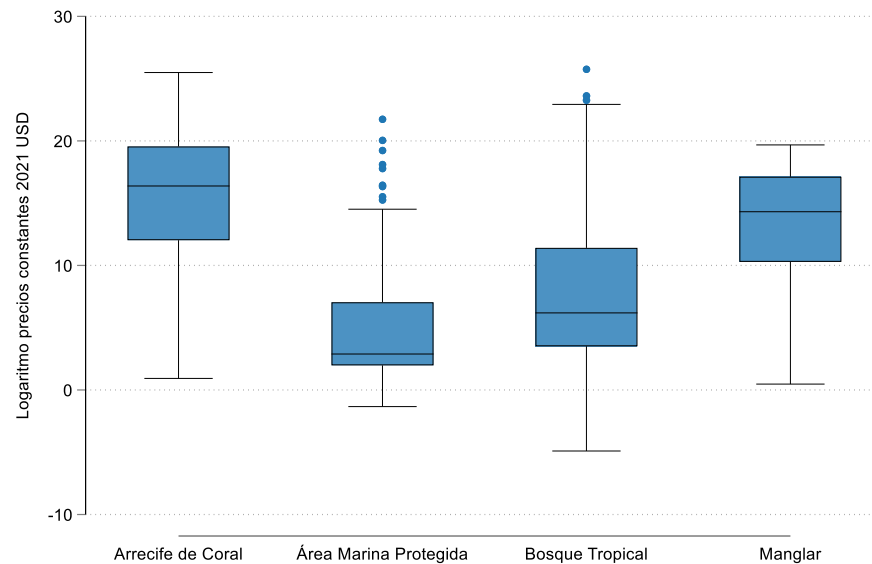
De otra parte, si se analiza cuáles son los ecosistemas más valorados en la región, se observa que los arrecifes de coral aparecen como primera opción con más de 160 estimaciones, seguidos por las áreas marinas protegidas en general y los bosques tropicales. Aunque las AMP pueden incluir varios ecosistemas, se observa que su valoración tiene a ser agregada, razón por la cual se incluye como una categoría adicional acá. Le siguen en frecuencia otros ecosistemas marino-costeros, como manglares y pastos marinos o combinaciones de ellos (Figura 10).

Figura 10. Frecuencia de estudios de valoración por ecosistema particular



Los valores observados para los cuatro primeros grupos (arrecifes de coral, áreas marinas protegidas, bosque tropical y manglar) se presentan en la Figura 11. Los ejercicios de valoración de arrecifes de coral y manglares son los que arrojan los valores más altos.

Figura 11. Valores observados para los ejercicios que incluyen las categorías de ecosistemas más observados



Como se observa de esta revisión, existe un abundante cuerpo de literatura que apunta a capturar los valores de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que provee. Estos estudios, como es de esperar, varían mucho en los enfoques utilizados, en los ecosistemas que buscan valorar y en la calidad de la aplicación de los métodos, y empiezan a mostrar la relevancia de la biodiversidad en la región y formas de entender su valor.

También se observa que efectivamente los servicios asociados a turismo, pesca y agua ocupan un lugar importante en la agenda del rol de la biodiversidad en la economía de ALC. En la siguiente sección se analizan con detalle estos tres sectores.

2 Servicios estratégicos en la región: Turismo, pesca y agua

Prácticamente toda la actividad humana depende de una u otra forma de la naturaleza y los bienes y servicios que nos provee. Sin embargo, algunos sectores están más estrechamente relacionados con la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que otros. Uno de ellos es el turismo. Es cada vez más frecuente que las actividades turísticas se relacionen con encuentros con la naturaleza para contemplación y disfrute; como es el caso del ecoturismo, del turismo de observación de aves, del buceo, y de la observación de grandes mamíferos marinos, entre otros. Todas estas actividades dependen a su vez de la salud y la calidad de los entornos naturales en donde se desarrollan.

Otro sector clave por su relación con la biodiversidad es la pesca, dado que depende fundamentalmente de la salud de los ecosistemas y porque es una actividad relevante como fuente de ingresos y de seguridad alimentaria para una buena parte de la población mundial.

Así mismo, otra contribución fundamental de la naturaleza para la vida humana es la provisión de agua dulce, bien sea para el consumo doméstico, para riego en la agricultura o para la actividad industrial y comercial. De nuevo, ecosistemas naturales en buen estado garantizan ciclos adecuados del recurso hídrico, la recarga, la provisión y la calidad adecuada y oportuna para suplir todos los diferentes requerimientos de agua indispensables para la vida humana.

Estos tres servicios de la naturaleza juegan un papel importante desde el punto de vista social económico y dependen, fundamentalmente, de que la biodiversidad y los ecosistemas tengan las condiciones adecuadas para proveerlos. En esta sección se analiza con detalle el estado y tendencia de la provisión de estos servicios en América Latina y el Caribe.

2.1 Turismo

2.1.1 Relación con biodiversidad

El turismo es una de las actividades de mayor crecimiento a nivel mundial y es considerada una de las industrias con mayor proyección de sostenibilidad. Es un sector que se ha especializado en la oferta de varias opciones, por lo que su clasificación es renovada y discutida constantemente. En términos generales, se habla de turismo de sol y playa, turismo de naturaleza, turismo cultural, turismo de salud y turismo de reuniones, entre otras varias clasificaciones. Sin embargo, hoy en día es usual que los viajeros no realicen exclusivamente una sola de estas actividades, sino varias simultáneamente, por lo que se dificulta encajar los viajes dentro de estas categorías. Lo que sí es evidente es que cada vez más los viajes de turismo implican de una u otra forma contacto con la naturaleza y la cultura. Realizar caminatas, observar aves, observar fauna terrestre o marina, disfrutar paisajes naturales, realizar buceo, montar bicicleta, disfrutar y aprender de diversos entornos culturales y gastronómicos asociados a la biodiversidad, son actividades que se incluyen en casi cualquier viaje de recreación.

2.1.2 Importancia económica

América Latina y el Caribe es una región que, dada su biodiversidad tanto de especies como de ecosistemas, ofrece escenarios y oportunidades únicas para todas estas formas de turismo. Prueba de esto es el crecimiento que ha tenido la actividad turística en la región en los últimos 20 años. De acuerdo con el *World Travel and Tourism Council* (WTTC), el Caribe es la región del mundo que más se sustenta en el turismo para su desarrollo; ocho de los 10 países más dependientes del turismo a nivel global se encuentran en el Caribe (WTTC, 2022). Para 2019, antes de la pandemia, el sector turismo contribuía con el 16% del PIB de la región Caribe (Tabla 10) y generaba 15.2% de todos los empleos (Tabla 11).

Tabla 10. Valor del sector turismo (billones de dólares de 2021) y participación en el PIB general en ALC

País / región	2019		2020		2021	
	% PIB	Valor (B USD)	% PIB	Valor (B USD)	% PIB	Valor (B USD)
Belice	37,6%	0,73	22,6%	0,36	23,4%	0,42
Costa Rica	10,8%	6,96	5,0%	3,11	6,0%	3,86
El Salvador	11,7%	3,15	6,4%	1,58	9,3%	2,67
Guatemala	5,8%	4,47	2,8%	2,17	3,8%	3,27
Honduras	11,0%	2,76	6,6%	1,57	8,2%	2,34
México	14,9%	189,14	11,1%	120,67	13,1%	169,39
Nicaragua	8,9%	1,12	7,4%	0,93	6,4%	0,90
Panamá	15,6%	10,45	6,7%	3,62	8,7%	5,53
Total Mesoamérica	14,2%	218,77	10,0%	134,01	11,9%	188,37
Argentina	9,6%	43,47	5,5%	21,43	7,0%	34,40
Bolivia	5,7%	2,33	3,2%	1,17	3,5%	1,41
Brasil	7,7%	144,24	5,5%	79,67	6,4%	102,97
Chile	10,0%	27,86	7,1%	17,94	6,8%	21,56
Colombia	5,1%	16,48	1,7%	4,60	2,8%	8,80
Ecuador	5,3%	5,73	2,3%	2,28	2,9%	3,08
Guyana	4,1%	0,21	2,4%	0,13	2,6%	0,19
Paraguay	4,3%	1,63	2,5%	0,89	2,8%	1,09
Perú	8,3%	18,95	4,5%	9,08	5,6%	12,50
Surinam	2,3%	0,09	1,1%	0,03	1,3%	0,04
Uruguay	15,3%	9,37	10,2%	5,46	10,4%	6,17
Venezuela	9,3%		9,3%		9,3%	
Total Suramérica	7,9%	270,37	5,1%	142,68	6,0%	192,23
Antigua y Barbuda	83,3%	1,41	49,7%	0,68	61,0%	0,90
Bahamas	42,5%	5,61	15,2%	1,47	28,1%	3,15
Barbados	29,5%	1,56	16,9%	0,79	14,4%	0,71
Cuba	9,9%	10,24	6,0%	6,44		
Dominica	26,8%	0,16	11,4%	0,06	9,6%	0,05
República Dominicana	15,9%	14,14	7,6%	5,99	11,8%	11,12
Granada	43,6%	0,53	19,9%	0,21	14,2%	0,16
Haití	9,9%	1,46	5,0%	0,73	5,2%	1,09
Jamaica	29,1%	4,61	14,1%	1,95	18,6%	2,54
Saint Kits y Neves	43,6%	0,51	20,1%	0,20	10,2%	0,10
Santa Lucía	59,8%	1,27	27,1%	0,44	48,6%	0,86
San Vicente y las Granadinas	40,5%	0,37	16,6%	0,14	13,5%	0,12
Trinidad y Tobago	7,9%	1,89	4,8%	1,03	5,5%	1,18
Total Caribe	16,0%	43,75	7,8%	20,13	12,7%	21,96
Total ALC	10,2%	532,9	6,8%	296,81	8,1%	402,56

Fuente: <https://wtcc.org/Research/Economic-Impact>

En 2020, como resultado de la pandemia, el sector tuvo una caída de 54% en su actividad económica (peor que el promedio mundial) y del 25% de los empleos generados (639 mil empleos). Para 2021 se observa una recuperación del sector y ya alcanza a contribuir con el 8.1% del PIB de toda ALC y 8% de los empleos; en el Caribe, la contribución llega a 12,7 para 2021 (Tabla 10) con un aporte del 13,5% del empleo (Tabla 11). Se espera que entre 2022 y 2032, el sector crezca en el Caribe a un ritmo del 5,8% anualmente (comparado con 2,7% a nivel mundial), creando hasta 1,34 millones de empleos nuevos para 2032 (W TTC, 2022).

Tabla 11. Empleos generados por el sector turismo y participación en el empleo total en ALC

País / región	2019		2020		2021	
	Empleos	% empleos	Empleos	% empleos	Empleos	% empleos
Belice	67.000	40,0%	49.900	34,3%	54.100	32,2%
Costa Rica	238.800	11,0%	168.400	8,7%	200.500	9,8%
El Salvador	334.800	12,9%	268.100	10,6%	294.400	11,3%
Guatemala	405.600	6,0%	342.400	5,1%	386.000	5,6%
Honduras	473.500	10,9%	392.100	9,2%	422.400	9,6%
México	7.030.000	12,8%	5.520.000	10,8%	6.030.000	10,9%
Nicaragua	274.100	9,5%	264.800	9,1%	266.500	8,9%
Panamá	331.500	16,6%	223.600	13,7%	257.600	14,2%
Total	9.155.300	12,1%	7.229.300	10,1%	7.911.500	10,4%
Mesoamérica						
Argentina	1.500.000	7,8%	1.170.000	6,7%	1.330.000	6,9%
Bolivia	288.700	5,3%	215.800	4,3%	234.200	4,5%
Brasil	7.670.000	8,1%	6.220.000	7,2%	6.400.000	7,0%
Chile	979.100	10,9%	732.400	9,3%	781.000	9,3%
Colombia	1.270.000	5,7%	930.000	4,7%	930.000	4,4%
Ecuador	440.900	5,6%	330.400	4,6%	380.700	4,8%
Guyana	16.200	6,1%	14.200	5,3%	15.300	6,0%
Paraguay	149.800	4,4%	128.100	3,8%	140.600	4,1%
Perú	1.100.000	6,2%	730.000	5,4%	960.000	6,0%
Suriname	4.600	2,3%	3.300	1,9%	3.400	1,9%
Uruguay	272.100	17,1%	216.900	14,0%	221.900	14,0%
Venezuela	1.270.000	10,3%	800.000	6,8%	970.000	8,2%
Total Suramérica	14.961.400	7,7%	11.491.100	6,6%	12.367.100	6,6%
Antigua y Barbuda	32.700	87,7%	25.700	76,5%	28.400	83,8%
Bahamas	101.800	49,3%	53.500	34,4%	70.300	43,1%
Barbados	46.600	37,4%	30.100	26,7%	32.200	28,0%
Cuba	538.000	10,7%	462.400	9,3%	507.400	10,3%
Dominica	10.400	29,6%	7.600	26,9%	8.200	26,8%
República Dominicana	800.300	17,2%	605.700	13,8%	759.600	16,7%
Granada	25.200	44,4%	17.100	32,8%	17.400	33,0%
Haití	442.400	9,9%	299.300	7,3%	315.700	7,6%
Jamaica	371.800	29,9%	268.500	21,9%	303.300	23,6%
Saint Kits y Neves	12.500	52,4%	9.400	47,4%	10.300	52,8%
Santa Lucía	64.500	80,1%	44.900	58,2%	53.400	69,0%
San Vicente y las Gran	18.700	42,6%	13.900	32,6%	15.600	37,2%
Trinidad y Tobago	51.800	8,5%	39.600	6,7%	44.100	7,3%
Total Caribe	2.516.700	15,2%	1.877.700	11,9%	2.165.900	13,5%
Total ALC	26.633.400	9,3%	20.598.100	7,9%	22.444.500	8,0%

Fuente: <https://wtcc.org/Research/Economic-Impact>

Debido a la pandemia, en 2020 el sector se contrajo en 50,4% y se perdieron 62 millones de empleos (18,6%). En 2021 ya hay muestras de recuperación, creciendo en 21,7%, lo que ha hecho que su participación en la economía suba a 6,1% y a la creación de 18,2 millones de empleos. Igualmente, se espera una recuperación sostenida del sector en toda la región.

2.1.3 Estado y tendencias

La oferta turística en América Latina y el Caribe se clasifica principalmente en dos categorías. Por un lado, se encuentra el turismo cultural en donde destinos como México (e.g., Ciudad de México, Cancún, Tulum y otras ciudades), Colombia (e.g., Cartagena, Santa Marta, Medellín y el Eje Cafetero), Brasil (e.g., Río de Janeiro y San Pablo), Argentina (e.g., Buenos Aires y Mendoza) o Perú (e.g., Machu Picchu y Nazca) se destacan por su oferta arquitectónica, arqueológica, histórica y/o gastronómica. Por otro lado, se encuentra el turismo de naturaleza, donde el turismo de sol y playa es preferido a nivel mundial, incluyendo el Caribe insular y continental. En el Caribe, actividades como el buceo, *snorkeling*, *kayaking*, *surfing*, vela y pesca deportiva acompañan las actividades más pasivas típicas de sol y playa. También existe, dentro de las opciones de turismo de naturaleza, una amplia oferta en actividades de senderismo, observación de aves, observación de fauna marina y terrestre, disfrute escénico, entre otros, que se sustentan en sistemas naturales presentes en prácticamente todos los países de la región. Muchos de los destinos culturales exhiben simultáneamente escenarios naturales, lo que hace que una gran proporción de la actividad turística se relacione de una u otra forma con la naturaleza. Desde la Patagonia hasta el Caribe, la actividad turística de la región está muy asociada a la variedad de paisajes, ecosistemas y especies presentes, lo que la hace dependiente de la biodiversidad y del estado de sus ecosistemas.

Los ecosistemas marinos y costeros son, fácilmente, los más relacionados con la actividad turística en la región. Las playas, con sus características propias de color y textura, son muy apetecidas por los visitantes de todos los continentes. Adicionalmente, los complejos ecosistémicos costeros (conformados por bosques de manglar, praderas marinas, arrecifes de coral y zonas profundas) amplían la variedad de actividades para los visitantes. Sin embargo, estos ecosistemas no son los únicos que permiten desarrollar actividades de turismo de naturaleza. Los bosques de niebla y otros ecosistemas de montaña son espacios preferidos para senderismo y observación de aves. Las zonas de alta montaña también se aprovechan, dependiendo de la temporada, para actividades recreativas en la nieve.

A pesar de la importancia económica de los variados ecosistemas en la formación de ingresos por turismo, varios de estos sistemas naturales están amenazados por la misma actividad turística. El desarrollo de grandes complejos hoteleros requiere la transformación del uso del suelo, ya sea para la construcción de las instalaciones, los caminos de acceso o los diferentes servicios que ofrecen, afectando, en diferentes grados, a los ecosistemas que los rodean. Adicionalmente, el sector turístico generalmente demanda grandes cantidades de recursos, incluida el agua potable, que se sobreexplota en algunas zonas de alto desarrollo turístico. En algunos casos, en zonas costeras, la demanda por productos de mar genera efectos fuertes sobre la pesca local,

potencializando la sobreexplotación. De otra parte, los ecosistemas marinos son impactados cuando las actividades turísticas se realizan de manera incontrolada y los visitantes afectan las condiciones de los mismos; por ejemplo, los viajes de *snorkeling* en las zonas poco profundas de los arrecifes de coral pueden generar muerte de los corales por pisoteo. En otros casos, se puede dar transformación de ecosistemas para satisfacer la demanda por ciertas amenidades; por ejemplo, la tala de manglar y movilización de arena para crear playas artificiales.

2.2 Pesca

2.2.1 Relación con biodiversidad

La pesca está estrechamente vinculada con la biodiversidad de múltiples formas. De una parte, se registra la utilización de cientos de especies de peces como fuente de alimentación, primaria o secundaria, en todos los continentes. De otra, los ecosistemas costeros y marinos son el hábitat para muchas de estas especies comerciales y no comerciales, y la salud de los ecosistemas, así como la funcionalidad de las relaciones entre ellos determinan la productividad pesquera. Por ejemplo, en el Caribe, la interrelación entre los manglares (como zonas de cría), los pastos marinos, los arrecifes y las zonas profundas garantiza espacios de vida para muchas especies que van cambiando de ecosistema dependiendo de cada estadio de su vida. Los stocks de peces juegan un papel central en el funcionamiento de los ecosistemas, por su participación no solo en los diferentes estadios de su vida en las cadenas alimentarias, sino en funciones de regulación de condiciones ambientales y el mantenimiento del crecimiento metabólico y los procesos productivos de las diferentes especies (Boyd, 2010). Si se alteran las condiciones de uno de estos ecosistemas, se puede alterar el ciclo de vida de muchas especies que son aprovechadas en otros hábitats.

En ALC, la biodiversidad marina es abundante. Inserta en el mar Caribe, y rodeada por los océanos Atlántico al oriente y Pacífico al occidente, la región incluye varias Áreas Principales de Pesca (*Major Fishing Areas*) definidas por la FAO: Atlántico Central Occidental, Atlántico Suroccidental, Pacífico Central Oriental, y Pacífico Suroriental (FAO, 2017). La región posee diez Grandes Ecosistemas Marinos (LME por sus siglas en inglés): la Corriente de California, el Golfo de California, el Golfo de México, el Pacífico Centroamericano, el Mar Caribe, la Corriente de Humboldt, la Plataforma de la Patagonia, la Plataforma del Sur de Brasil, la Plataforma del Oriente de Brasil, y la Plataforma del Norte de Brasil (Brown, 2017). En esta amplia gama de grandes ecosistemas se encuentran muchos ecosistemas marino-costeros, incluyendo arrecifes de coral, camas de pastos marinos, manglares, playas de arena, lagunas y ciénagas, planicies inundables y marismas, estuarios y deltas de grandes ríos, y humedales (Seeliger y Kjerfve, 2001; UNEP, 2016).

2.2.2 Importancia económica

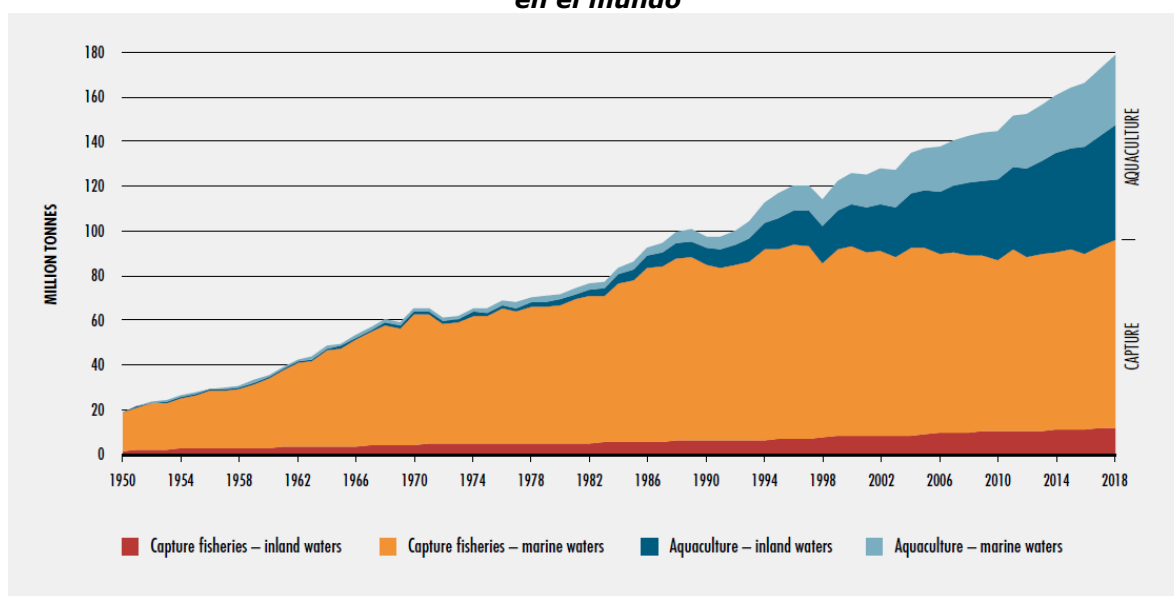
La pesca es un rubro de especial relevancia para la región, no solo por la generación de ingresos asociada a la captura y comercialización, sino por el rol que juega en la generación de empleo para una amplia proporción de comunidades normalmente marginadas, así como por ofrecer alimento de alta calidad para un gran espectro de la población, favoreciendo la seguridad alimentaria. Aunque su participación en la formación del PIB es relativamente modesta, su relación con los ecosistemas donde

crecen y habitan los stocks de peces, y su papel social, lo convierten en un sector estratégico, especialmente en el mundo en desarrollo.

Estimaciones de FAO (2020) indican que, a nivel mundial, los stocks de peces dentro de niveles biológicamente sostenibles pasaron del 90% en 1974 a 65,8% en 2017; es decir, que los stocks usados a niveles no sostenibles aumentaron de 10% a 34,2%. Para ALC, Boyd (2010) estima que, de 49 stocks de peces analizados, 30% se encuentran entre moderadamente y completamente explotados y cercanos a sus límites máximos sostenibles, y 12% ya se pueden considerar completamente explotados a sobre explotados (De Oliveira Leis et al., 2018).

De acuerdo con FAO (2020), en 2018 se pescaron 96,4 millones de toneladas en todo el mundo, de las cuales, 84,4 son capturadas en el mar y solo 12 millones de toneladas provienen de pesca continental (Figura 12).

Figura 12. Evolución de los volúmenes de pesca y acuicultura, marina y continental, en el mundo



Fuente: FAO (2020)

Se estima que ALC contribuye a la captura mundial con 14,45 millones de toneladas, equivalente al 15% en volumen y a 20% en valor (TBTI, 2018). Como se observa en la Tabla 12, los principales países en ALC en términos de pesca marina y costera son Perú (7.8 millones de toneladas, principalmente anchoveta), Chile (2,1, principalmente caballa y anchoveta), México (2,6, principalmente atún, camarones y sardinas), Argentina (1.3, principalmente merluza) y Brasil (0,85, principalmente merluza). De acuerdo a los datos de *SeaAroundUs* se estima que en Mesoamérica se capturaron 2,8 millones de toneladas en 2018, en Suramérica 12,8 millones de toneladas y en el Caribe, 186 mil toneladas, para un total en la región de 15,8 millones de toneladas, valor un poco superior al estimado por TBTI (2018).

Sin embargo, la pesca en ALC ha fluctuado de manera importante; en los años 60s los desembarcos crecieron rápidamente, para luego caer abruptamente a principios de los 70s. Hasta mediados de los 80s se mantuvo a niveles de 6 millones de toneladas anuales

y empezó a crecer de nuevo hasta llegar a un máximo histórico de cerca de 18 millones de toneladas en 1994. Desde entonces, se observan algunas fluctuaciones año a año. Mucho de la contribución a los niveles totales de capturas, así como a las fluctuaciones, proviene de Perú, con cerca del 60% de los desembarcos, seguido por Chile, Argentina, México, Brasil y Venezuela (Salas et al., 2011). En el Caribe, los desembarcos son mucho menores, pero usualmente asociados a productos de mayor valor, lo que los hace importantes en términos económicos, como se observa en la Tabla 12.

Tabla 12. Captura de pesca marina (miles de toneladas) y su valor (en millones de dólares de 2010) para la región

País Región	2018		2017		2016	
	Captura (miles de ton)	Valor (millones de USD de 2010)	Captura (miles de ton)	Valor (millones de USD de 2010)	Captura (miles de ton)	Valor (millones de USD de 2010)
Belice	4,9	12,0	5,5	6,8	6,5	9,9
Costa Rica	34,8	61,8	34,8	61,9	47,9	72,4
El Salvador	20,4	116,0	22,4	154,5	22,4	154,4
Guatemala	32,2	124,6	31,6	125,1	31,3	117,1
Honduras	23,8	132,6	26,1	140,7	28,3	152,1
México	2.558,4	354.680,6	2.483,7	288.385,6	2.319,9	247.400,8
Nicaragua	58,4	236,2	52,6	225,3	54,8	202,4
Panamá	108,7	3.043,1	72,7	1.550,3	68,7	1.547,9
Mesoamérica	2.841,6	358.406,9	2.729,3	290.650,3	2.579,7	249.657,0
Argentina	1.251,2	282.107,6	1.240,7	274.970,6	1.167,7	217.061,9
Brasil	846,2	10,713,8	855,4	11.058,2	841,1	10.517,1
Chile	2.068,3	722.907,7	1.836,1	577.385,1	1.347,0	322.950,5
Colombia	17,1	63,9	57,5	144,0	16,5	49,1
Ecuador	227,5	4.871,6	284,1	10.245,8	419,3	26.113,7
Guyana	62,4	563,3	64,5	638,3	63,0	576,1
Perú	7.830,3	42.058.320,3	4.669,1	12.369.366,0	4.413,1	9.676.444,6
Surinam	67,7	660,7	66,2	687,1	67,1	682,3
Uruguay	78,0	1.364,7	84,0	1.506,7	72,6	1.307,5
Venezuela	302,3	18.250,4	281,2	17.855,9	280,0	16.900,1
Suramérica	12.750,9	43.099.823,8	9.438,6	13.263.857,7	8.687,4	10.272.603,0
Antigua y Barbuda	3,4	4,5	3,5	4,8	3,6	4,8
Bahamas	18,2	76,8	18,9	100,2	19,0	109,4
Barbados	5,5	2,6	5,7	2,8	5,5	2,6
Cuba	28,3	74,3	26,9	66,7	28,8	78,8
Dominica	1,8	0,4	1,6	0,3	2,2	0,6
República Dominicana	50,1	196,6	50,6	201,1	49,6	193,6
Granada	2,9	1,3	3,6	1,3	3,6	1,2
Haití	25,4	48,3	25,2	47,8	25,0	47,3
Jamaica	29,3	66,3	30,0	61,6	29,8	65,8
Saint Kits y Neves	1,8	16,2	0,1	0,0	1,9	22,7
Santa Lucía	1,8	0,3	2,1	0,7	2,1	0,7
San Vicente y las Granadinas	1,4	0,2	1,0	0,2	1,0	0,2
Trinidad y Tobago	15,9	26,3	15,6	25,8	16,1	26,8
Caribe	185,7	514,1	184,8	513,2	188,3	554,5
Total ALC	15.778,2	43.458.744,8	12.352,7	13.555.021,2	11.455,4	10.522.814,5

Fuente: <https://www.seaaroundus.org/data/#/eez>

Respecto a la pesca continental, Suramérica contribuye con al menos 751 mil toneladas en 2018, equivalente a 6,3% de las capturas mundiales. La cuenca del Amazonas provee 4,3% de la pesca continental global, con 511,2 miles de toneladas, seguida por las cuencas en México (el sistema del río Usumacinta es uno de los más importantes), con 0,99% y 118,8 miles de toneladas, la cuenca del Orinoco, con 0,59% (70,8 mil toneladas), y la cuenca de La Plata (incluyendo el río Paraná), con 0,42% o 50,4 miles de toneladas (FAO, 2020). Otros sistemas importantes incluyen el río Essequibo en Guayaquil, el San Francisco en Brasil, y el Magdalena en Colombia (De Oliveira Leis et al., 2018). También se debe mencionar el aporte de lagos como el Nicaragua o el Titicaca, y los diferentes lagos andinos, así como los humedales del Pantanal en la parte alta del río Paraguay (FAO, 2011). Sin embargo, es escasa la información sobre el aporte de estos sistemas continentales, lo que seguramente subestima las estadísticas de la pesca continental en la región. A pesar de esta falta de información, se sabe que su participación en las economías locales puede llegar a ser significativa. Por ejemplo, De Oliveira Leis et al. (2018) muestran que en Brasil las pesquerías de pequeña escala continentales generan empleo para más de 200 mil personas, generando ingresos para pequeñas comunidades de hasta 200 millones de dólares al año, resultado de la extracción de más de 200 especies diferentes. TBTI (2018) también destacan que toda la pesca continental es dedicada al consumo humano y comercializada localmente, lo que destaca su papel en la seguridad alimentaria de comunidades locales.

En términos de producción acuícola, para ALC se reporta una producción de 3,14 millones de toneladas, equivalente al 3,82% de la producción mundial. De las 3.14 millones de toneladas producidas, 2,69 provienen de Suramérica (85%), 0,41 de Centroamérica (13%) y el resto del Caribe. A nivel de país, cerca del 68% de la producción de la región proviene de Chile, principalmente peces de aletas (887 mil toneladas de los 1,266 millones de toneladas totales) y bivalvos (376,9 mil toneladas), y 17% de Ecuador, principalmente de crustáceos (510 mil toneladas de los 540 mil totales). México, Brasil Honduras, Perú y Nicaragua también contribuyen a la producción de crustáceos con 157,9, 62,0 31,5, 29,7 y 29,5 miles de toneladas, respectivamente (FAO, 2020).

Se estima que en el mundo cerca de 39 millones de personas (12% mujeres) se dedican a la actividad pesquera y 20,5 a la acuicultura (19% mujeres) (FAO, 2020). En los últimos años se ha observado un crecimiento sostenido de la acuicultura como fuente de provisión de pescado. Para 2018, FAO (2020) reporta una producción de 82,1 millones de toneladas, aumentando la disponibilidad de pescado a 178,5 millones de toneladas, lo que supone un consumo aparente de 20,5 kg por persona por año, valor muy por encima del estimado para ALC de 10,5 kg/persona/año.

Pese a esto, como se observa en la Figura 12, la captura de pescado se ha mantenido más o menos estable en los últimos años. No obstante, las estimaciones de FAO apuntan a que la captura mundial se reducirá levemente para 2030; no obstante, la reducción en ALC puede llegar a ser hasta del 13%, jalonada especialmente por reducciones en la pesca de anchoveta en el Perú (Tabla 13). Si bien simultáneamente se prevé un incremento significativo en la actividad acuícola, la predicción para ALC es una reducción de cerca del 5% en la producción y captura de pescado.

Salas et al. (2011) llaman la atención sobre relevancia de las pesquerías costeras, en América Latina y el Caribe. Ellos aclaran que bajo este concepto se incluyen las pesquerías de subsistencia, las pesquerías tradicionales o artesanales y las pesquerías avanzadas o semiindustriales. Este tipo de pesquerías se caracterizan por ser muy adaptables, intensivas en mano de obra y con bajas inversiones en capital, lo que les permite realizar su actividad con diferentes artes de pesca y multi-especie. La pesquería multi-especie es una consecuencia de realizar la actividad en ambientes altamente diversos. También se caracterizan por ser pesquerías con alta movilidad de los pescadores, uso compartido de recursos, incluso transfronterizos, alta competencia entre grupos de usuarios, uso estacional de recursos y con hogares que utilizan múltiples medios de vida, incluso no pesqueros (Salas et al., 2011). Así mismo, estas pesquerías suelen ser fuente importante de alimento, ingreso y empleo para las comunidades costeras, donde las oportunidades económicas y el desarrollo son precarios, incluyendo una baja provisión de servicios básicos como escuelas, colegios, hospitales, carreteras o servicios públicos. Estimaciones de TBTI (2018) afirman que el 35% de las capturas de pequeñas pesquerías son usadas para autoconsumo y solamente el 4% se usa para usos no alimentarios. Sin embargo, las condiciones sociales y económicas en que se dan estas pesquerías se prestan para que se cultiven relaciones intrincadas entre los pescadores y los acopiadores o comerciantes de los productos pesqueros, quienes ejercen poder de mercado y además actúan como fuente de crédito informal para los pescadores (Salas et al., 2007).

Tabla 13. Proyecciones del comportamiento de la pesca y la acuicultura en el periodo 2018-2030 (en miles de toneladas)

	2018	2030	Cambio	2018	2030	Cambio	2018	2030	Cambio
ALC	14,447	2.560	-13,1%	3.140	4.170	32,8%	17.587	16.730	-4,87%
Argentina	836	901	7,78%	3	4	33,3%	839	905	7,87%
Brasil	714	690	-3,36%	605	800	32,2%	1.319	1.490	13,0%
Chile	2.122	2.300	8,39%	1.266	1.650	30,3%	3.388	3.950	16,6%
México	1.692	1.685	-0,41%	247	365	47,8%	1.939	2.050	5,72%
Perú	7.169	5.440	-24,1%	104	160	53,9%	7.273	5.600	-23,0%
Resto de ALC	1.914	1.544	-19,3%	915	1.191	30,2%	2829	2.735	-3,32%
Mundo	96.434	95.904	-0,55%	82.095	108.517	32,2%	178.529	204.421	14,5%

Fuente: cálculos propios a partir de FAO (2020)

En ALC, se estima que entre 2 y 2,3 millones de personas se dedican a la pesca en pequeña escala (De Oliveira Leis et al., 2018, TBTI, 2018). Pauly y Zeller (2015) estiman que más de una tercera parte de los desembarcos en ALC provienen de este tipo de pesquerías. Mientras los mayores desembarcos provienen de Perú, Chile, México (especies pelágicas pequeñas como la anchoveta y la sardina), Brasil y Argentina (especies demersales como corvina y merluza), los desembarcos más valiosos por tonelada se hacen en el Caribe, principalmente asociados a langostas, caracoles y camarones. Estos autores también estiman que las capturas totales en la región pueden ser del orden de cuatro millones de toneladas por año, provenientes de cientos de especies diferentes. Estas capturas pueden alcanzar un valor de ocho billones de dólares y ser equivalentes a 54% del valor total de la pesca desembarcada. En algunos países, las capturas de pequeña escala pueden representar la mayor parte de los desembarcos,

llegando a ser más del 90% del volumen total en al menos 20 países y estados islas de ALC. En tres casos, Jamaica, Montserrat y Haití, toda la pesca es de pequeña escala (Pauly y Zeller, 2015).

2.2.3 Estado y tendencias

Es preciso reconocer las amenazas a las que se enfrenta la actividad pesquera. Mayor presión de las flotas pesqueras sobre los recursos marinos en zonas internacionales o en zonas de países en desarrollo pueden causar que la proporción de stocks manejados de forma insostenible siga en aumento en el tiempo, lo cual redundará en una reducción en las capturas. Así, la sostenibilidad de las pesquerías en ALC está asociada a factores como la escasa gobernabilidad, las complejidades de las pesquerías -asociadas a falta de conocimiento y las incertidumbres derivadas-, la presencia de incentivos inadecuados que estimulan la sobreutilización, la fluctuación de los stocks pesqueros debido a causas naturales (agravada por el cambio climático), la demanda creciente por productos pesqueros, y la falta de oportunidades y la pobreza de las comunidades costeras (Salas et al., 2007).

Otra preocupación reciente en el manejo de las pesquerías se relaciona con los descartes de la pesca. Se estima que cerca del 10% de la pesca total, cerca de nueve millones de toneladas, son descartadas cada año, incluyendo especies en peligro, amenazadas o en protección (FAO, 2020). De estas, se estima que 4 millones de toneladas son atrapadas por las redes de arrastre, principalmente asociadas a pesca industrial. Sin embargo, es difícil contar con estadísticas confiables sobre el tema. Igual de preocupante, aunque con aun menos información disponible, es el problema de la captura incidental (bycatch), que en ciertas pesquerías puede ser aprovechada económicamente, aunque no regulada, y en otras, generar descartes importantes de especies valiosas.

El sector pesquero también está expuesto a los cambios generados por el calentamiento global y sus consecuencias. En particular, el aumento en la temperatura del agua y la acidificación juegan un papel central en la productividad de las especies marinas y su distribución, afectando las posibilidades de generación de ingresos y la seguridad alimentaria de comunidades en muchos países. Ecológicamente es poco lo que se sabe sobre los impactos de estos cambios en la organización ecosistémica de los diferentes sitios donde las especies de mayor interés se distribuyen.

Todas estas presiones, exacerbadas por la sobre explotación, hacen que las capturas se vean reducidas y que los ecosistemas donde habitan las especies se vean afectados. En el Caribe, varias pesquerías se encuentran bajo estrés por sobrepesca y degradación de ecosistemas, de las que se resaltan especies asociadas a los arrecifes de coral, las pelágicas costeras (Ballyhoo y jacks) y las demersales de aguas profundas (como pargos y meros) (De Oliveira Leis et al., 2018).

2.3 Agua

2.3.1 Relación con biodiversidad

La provisión de agua en ALC depende principalmente de los bosques, que cumplen un papel central en la regulación de los ciclos del agua, tanto en zonas de montaña, como en zonas planas. En la región, varios países dependen del agua proveniente de las altas montañas, gracias a ecosistemas acumuladores de agua como los bosques de niebla, los

páramos y las tundras de alta montaña (p.ej., las punas). La cadena de los Andes realiza este papel a lo largo de toda la geografía de la región. De otra parte, los humedales, sistemas de lagunas y estuarios son esenciales para la regulación de los ciclos hidrológicos y para el mejoramiento de la calidad del agua, gracias a su papel purificador. En términos del agua subterránea, los principales depósitos de la región se asocian a grandes zonas planas, como las sabanas y pastizales tropicales y templados, desde las sabanas del Orinoco (Colombia y Venezuela), hasta las grandes sabanas del Chaco y Río de la Plata.

La región de América Latina y el Caribe es una de las más favorecidas en términos de acceso al agua dulce: sus ríos, lagos y acuíferos producen más agua por persona que en cualquier otro lugar del planeta: con solo el 13% de la superficie terrestre emergida y 6% de la población mundial, produce un tercio de la escurrentía mundial (12.500 km³ por año); sin embargo, 53% de toda la oferta de agua renovable viene del río Amazonas. Solamente Brasil posee el 12% de los recursos hídricos del planeta. No obstante, como se ha discutido y se profundiza más adelante, el acceso al agua es muy heterogéneo en la región tanto espacial como temporalmente y, a pesar de la abundancia general, existen lugares con altos déficits de agua (Campuzano et al., 2014).

Las dos principales fuentes del líquido son el agua superficial, proveniente de ríos, lagos y lagunas, y el agua subterránea, proveniente de los acuíferos. En América Latina y el Caribe, el agua superficial equivale al 80% del agua disponible en la región. Suramérica posee dos grandes cuencas, la del Amazonas y la del Paraná, que cubren varios de sus países e incluyen, entre otros, los ríos Amazonas, Orinoco, Río de la Plata y Paraná, que se cuentan entre los más caudalosos del mundo.

En la región Caribe, la mayor fuente de agua es la superficial. Las reservas de agua son muy bajas, lo que genera una fuerte presión sobre los recursos. Por ejemplo, Barbados consume casi el 100% de sus recursos hídricos, Santa Lucía y Nevis tienen déficits hídricos de 35 y 40%, respectivamente. Además, esta zona está muy expuesta a eventos extremos, algunos de ellos exacerbados por el cambio climático. Las sequías parecen ir en aumento en varias islas de la subregión (Villalobos et al., 2017).

Aunque los acuíferos equivalen solo al 20% restante, ellos son de gran importancia, especialmente en la zona sur de ALC, como es el caso del acuífero guaraní que entrega 3,700 km³ por año a los ríos de Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay.

La precipitación en la región promedia 1.600 mm por año, el valor medio más alto de todos los continentes del planeta (Martínez-Santos et al., 2014). Sin embargo, existen zonas de desierto donde nunca llueve y zonas de altísima precipitación como el Chocó biogeográfico o las montañas del sur de Chile, donde se puede presentar más de 6.000 mm por año. A lo largo del año, los patrones de lluvia también pueden variar de forma significativa en las diferentes regiones del subcontinente. Todos estos estándares son afectados por los fenómenos de El Niño y La Niña, que alteran la precipitación en buena parte de la región (Magrin et al., 2007).

De acuerdo con Campuzano et al. (2014) y Villalobos et al. (2017), la disponibilidad promedio de agua per cápita en América Latina es de 25.000 m³ por persona por año, variando desde países como Perú, Chile, Belice, Colombia y Panamá, con más de 40.000

m³ per cápita a países como El Salvador y México, con promedios de 3.500 m³ por persona. Al interior de los países, la distribución espacial y temporal también es muy variada y, a pesar de la abundancia general, existen lugares con altos déficits de agua (Campuzano et al., 2014). Por ejemplo, pese a que Perú es el país con la mayor disponibilidad promedio en toda la región, el 97,7% de esta disponibilidad se ubica en la cuenca amazónica, donde solo habita el 30% de la población, mientras que el 1,8% de la disponibilidad hídrica se ubica en la cuenca pacífica donde vive el 65% de la población (allí la disponibilidad es cercana a 2.000 m³ por persona por año). De forma similar, las cuencas del Atlántico Sur y Río de la Plata cubren el 25% de la superficie de Suramérica, allí reside el 40% de la población, pero solo tienen el 10% de los recursos hídricos disponibles (WWC, 2000).

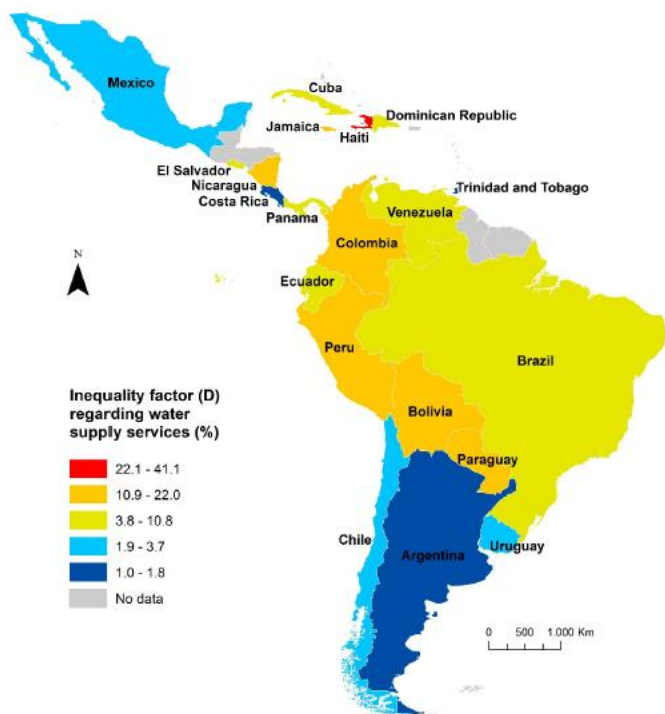
En México también se observa marcada estacionalidad en los patrones de precipitación y diferencias regionales extremas; por ejemplo, en Tabasco la precipitación es 13 veces mayor que en Baja California Sur (Villalobos et al., 2017). Además, el 77% de la población del país se concentra en zonas donde la disponibilidad de agua solo llega a 31%. Aunque México tiene dos millones de hectáreas bajo sistemas de riego, principalmente basados en acuíferos, entre 1975 y 2006, el número de acuíferos sobreexplotados pasó de 32 a 104 (Jiménez y Galicia, 2012 [citado por Villalobos et al., 2017]).

Como se observa, a pesar de que la región posee una gran oferta hídrica, su distribución espacial y temporal es determinante para el bienestar de la sociedad. La distribución de la población y su concentración en grandes ciudades, y el correspondiente aumento en la demanda por agua para diferentes usos, así como la contaminación de fuentes de agua, aumentan los retos asociados al acceso a agua de buena calidad para todos.

Aunque en todos los países de la región esta disponibilidad se ha reducido en las últimas décadas, ningún país tiene en promedio niveles por debajo de 1.700 m³, que es el límite para declarar escasez de agua. Además, la situación sigue siendo privilegiada si se compara con Asia, donde el promedio es de 3.600 m³ por persona por año, e incluso Europa, que llega a 8.500 m³ en promedio. Sin embargo, Villalobos et al. (2017) estiman que en 1950 cada persona tenía una disponibilidad de 105.000 m³ por año, en 1980 se redujo a la mitad, y en este siglo, volvió a reducirse a la mitad.

Varias medidas se han propuesto para analizar la desigualdad en el acceso al agua. Una de ellas es la propuesta por Carvalho-Quieroz y colaboradores en PAHO (2020): el índice de acceso al agua ajustado por desigualdad (IAIW). Este índice mide la desigualdad en el acceso a agua para consumo doméstico, y su estimación se puede observar en la Figura 13, donde se resalta que Haití es el país de la región con mayor desigualdad (41%), mientras que Argentina y Costa Rica se destacan por su equidad en el acceso a agua (cercana al 1%). También llama la atención que países con gran disponibilidad de agua, como Colombia, Perú, Bolivia llegan a niveles del 15%, lo que demuestra que más que la abundancia, la distribución es el factor determinante.

Figura 13. Índice de desigualdad relativo al acceso a servicios de abastecimiento de agua



Fuente: PAHO (2020)

2.3.2 Importancia económica

En ALC, el consumo de agua es menos del 5% de la disponibilidad, mientras que, en Asia, este porcentaje puede llegar al 60% (Villalobos et al., 2017). Actualmente, a nivel mundial, cerca del 70% del agua se utiliza para la actividad agropecuaria, un poco más del 20% para el consumo doméstico, y el restante cerca del 10% para la actividad industrial (Tabla 14). Hay algunas diferencias por zonas, pero, en general, el sector agropecuario es el principal demandante de este recurso. En el Caribe, donde la disponibilidad es menor, se dedica una mayor proporción del agua disponible al consumo doméstico.

Tabla 14. Disponibilidad y uso de agua dulce en el mundo, en América Latina y en el Caribe

Región	América Latina	Caribe	Mundo
Disponibilidad (km ³ /año)	13.770	98	42.810
Extracción total (km ³ /año)	309,5	21,9	4.002
% total de extracción respecto a disponibilidad	2,20%	22,40%	9,30%
Uso agrícola	223,4	12,1	2.770
% Agrícola	72,40%	57,20%	69,20%
Uso industrial	34,3	4,7	766
% Industrial	11,10%	22,50%	19,10%
Uso doméstico	50,9	4,3	461
% Doméstico	16,50%	20,50%	11,50%

Fuente: Villalobos et al. (2017) quienes usan Aquastat de FAO disponible en <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm>

La mayor cantidad de agua que se usa es agua superficial, bien sea agua de lluvia que queda en el suelo (agua verde) o agua que va a los cuerpos de agua como ríos o lagos (agua azul). Sin embargo, en las últimas décadas ha aumentado el uso de aguas subterráneas. En Argentina, 30% del agua proviene de acuíferos; en Chile, el 63% del agua usada en minería y 46% del agua de consumo doméstico proviene de aguas subterráneas; en Costa Rica y México, 50% del agua para uso industrial y 70% del agua para consumo doméstico en las zonas urbanas y casi toda en las zonas rurales proviene de fuentes subterráneas.

2.3.3 Estado y tendencias

Si bien pareciera que la cantidad de agua es suficiente para atender las necesidades de la región, la variación estacional, la escasa infraestructura en riego, la degradación de las cuencas y el deterioro en la calidad del agua afectan su disponibilidad real. Además, el cambio climático, la contaminación y la gestión del recurso afectan la oferta natural de agua.

Si hay un servicio ecosistémico que se pueda afectar por el cambio climático ese es el de provisión de agua. Aumentos en la temperatura del aire y del océano, mayor frecuencia de lluvias extremas, sequías, huracanes, y el derretimiento de glaciares se relacionan con alteraciones en la frecuencia e intensidad de lluvias y en los ciclos hidrológicos. Campuzano et al. (2014) señalan que la zona andina es una de las más vulnerables ante el cambio climático: mayores aumentos de temperatura se han registrado en las zonas de alta montaña, la lluvia ha disminuido y las sequías son ahora más frecuentes, los glaciares se han derretido a ritmos acelerados, y en las zonas bajas se observa más humedad y propensión a lluvias extremas. Para el Cono Sur también se reportan eventos extremos de lluvias, y aumentos en frecuencia e intensidad de las sequías. En el Caribe es notorio el aumento en número e intensidad de huracanes, así como de eventos de lluvias extremas, mientras en Centro América se observan más eventos de sequía. En los países de la comunidad Andina (Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú) se concentra el 10% de los recursos hídricos del planeta, lo que se refleja en una disponibilidad de agua de 53.000 km³ por persona por año. Sin embargo, el cambio climático, junto con los fenómenos de El Niño y La Niña, han generado impactos importantes, incluido el derretimiento acelerado de los glaciares, de los cuales dependen más de 40 millones de personas como fuente de agua (Villalobos et al., 2017).

La contaminación del agua es otro tema relevante, no solo porque afecta su disponibilidad para el consumo humano, sino porque afecta a los ecosistemas donde se encuentra, amenazando la biodiversidad allí alojada. Los contaminantes pueden ser sustancias químicas orgánicas e inorgánicas y patógenos. Los vertimientos domésticos suelen tener una carga orgánica alta, causando eutroficación en las fuentes de agua a donde llegan si no son tratados. Algo similar ocurre con las aguas provenientes de la agricultura cuando tienen altos contenidos de nutrientes por causa de los fertilizantes. La contaminación química puede estar asociada al uso de pesticidas en la agricultura, o a vertimientos de la actividad industrial o doméstica. La minería se asocia a la generación de vertimientos con químicos tóxicos como metales pesados, mercurio o cromo, que tienen impactos en la salud humana, así como en la biota ecosistémica.

Un reto adicional que enfrenta la gestión del recurso hídrico es que muchas cuencas comparten sus aguas entre más de un país. De acuerdo con UNEP (2007), en Suramérica hay 38 cuencas internacionales, que cubren cerca del 60% del área continental y donde viven más de 100 millones de personas. Esta es una característica común, ya que los ríos históricamente se han usado para definir fronteras, lo que genera que una parte de la cuenca quede bajo una jurisdicción y la otra bajo una diferente. Este fenómeno ocurre también al interior de los países, donde la división entre estados, provincias o departamentos también se basa típicamente en los ríos como fronteras.

3 Políticas para el desarrollo sostenible en la región

La biodiversidad, los ecosistemas y los servicios ecosistémicos que ellos proveen tienen un papel preponderante en la generación de bienestar para la sociedad en América Latina y el Caribe, región privilegiada en recursos naturales. Sin embargo, estos recursos se han ido agotando debido a diferentes presiones asociadas al desarrollo económico. La principal fuente de afectación es la transformación de los hábitats naturales para otros usos; quizá, el segundo factor más relevante es la extracción acelerada y sobreexplotación de varios recursos, incluida el agua. La contaminación, especialmente de fuentes hídricas y las invasiones de especies también contribuyen a la pérdida de la biodiversidad. Todos estos elementos son potenciados por el cambio climático que interfiere de variadas formas con el mantenimiento de los recursos naturales de la región.

Por supuesto, los países en ALC deben realizar esfuerzos para preservar la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios ecosistémicos. Para ello, tienen a disposición un conjunto de herramientas de política que se pueden implementar de forma que los agentes ajusten sus incentivos y sus decisiones hacia usos más sostenibles. El paquete de herramientas disponibles es amplio y es conveniente organizarlas en categorías.

3.1 Instrumentos de política

Los instrumentos de política ambiental se definen como herramientas de tipo económico y no económico a través de los cuales se espera incidir en el comportamiento de los diferentes agentes en la economía para alcanzar objetivos ambientales o de conservación (Azqueta et al., 2007; Casey et al., 2006). Una de las formas más sencillas de clasificar estos instrumentos es la tradicional diferenciación entre instrumentos de comando y control e instrumentos económicos. Sin embargo, esta clasificación empieza a ser insuficiente a medida que otras herramientas, como el manejo basado en comunidades o el co-manejo aparecen como opciones destacadas para la gestión de la biodiversidad.

En respuesta, se ha propuesto una amplia variedad de tipificaciones de las políticas. A partir de las categorizaciones realizadas por Panayotou (1994) y UNEP (2014), Moreno-Sánchez (2012) propone una clasificación en seis categorías:

1. Asignación de derechos de propiedad
2. Creación y mejoramiento de mercados
3. Instrumentos fiscales y tributarios
4. Tasas y tarifas
5. Asistencia financiera
6. Sistemas de responsabilidad

Para propósitos de este documento, utilizaremos esta clasificación. A continuación, se presenta una descripción de cada una de estas categorías y su relación con la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

3.1.1 Asignación de derechos de propiedad

Un derecho de propiedad se define como una autorización otorgada a un agente para llevar a cabo acciones relacionadas con un dominio específico y que se debe hacer

cumplir. Las acciones incluyen acceso, extracción, manejo, exclusión y alienación (Ostrom y Schlager, 1996).

La teoría propone que cuando no se poseen derechos de propiedad no existen los incentivos para invertir, mantener o manejar sosteniblemente un recurso (Glover, 2010). Por lo tanto, un manejo eficiente de recursos empezaría por una asignación adecuada de los derechos de propiedad.

Los regímenes de propiedad son la estructura de derechos a los recursos y las reglas bajo las cuales los agentes pueden ejercer esos derechos. Los tipos de regímenes son: i) propiedad privada, donde el propietario es un individuo u organización; ii) propiedad común, donde el propietario es un colectivo; iii) propiedad del estado, donde el propietario son los ciudadanos representados por el gobierno; iv) libre acceso, donde no hay propietarios, ya que no es posible generar exclusión (Hanna et al., 1996).

Los derechos que se pueden otorgar a un recurso de uso común¹⁰ varían desde los de nivel operacional, que incluyen el *acceso* (ingresar a un área determinada) y la *extracción* (como los derechos de pesca o de uso de agua), hasta los de nivel de decisión o elección, que incluyen el derecho al *manejo* (regular los patrones de uso y transformación del recurso), el derecho a *exclusión* (determinar quién tiene derecho a acceder el recurso), y el derecho de *alienación* (vender, arrendar o heredar los derechos) (Ostrom y Schlager, 1996). Dependiendo de la cantidad de derechos, se define la posición del tenedor:

- Propietario, tiene todos los derechos mencionados
- Poseedor, posee todos los derechos excepto el de alienación
- Manejador, posee los derechos de acceso, extracción y manejo
- Usuario autorizado, posee los derechos de acceso y extracción
- Visitante autorizado, posee derecho de acceso únicamente.

A partir de estas posiciones y los derechos asociados, es posible señalar algunos instrumentos de política, como se muestra en la Tabla 15. Se destacan acá las propuestas de legalización de tierras a grupos o comunidades usuarias de recursos (usualmente de forma tradicional), que facilita la aplicación de esquemas de manejo basados en comunidades (MBC) con experiencias como las zonas exclusivas de pesca artesanal, o los derechos de uso territorial para pesquerías (TURF por sus siglas en inglés), las concesiones de gestión turística manejadas por la comunidad y las concesiones para uso de agua.

¹⁰ La propiedad común es diferente de los recursos de uso común. Ver definición de recurso de uso común en sección 1.5.4.2 de este documento.

Tabla 15. Ejemplos de instrumentos basados en asignación de derechos de propiedad y su aplicación a sectores seleccionados

Instrumentos	Aplicable a pesca	Aplicable a turismo	Aplicable a agua
Áreas protegidas		Sí	Sí
Legalización o titulación de tierras a comunidades indígenas, originarias, campesinas o afrodescendientes			Manejo basado en comunidades
Legalización de posesión de facto	Zonas de pesca artesanal		
Legalización de propiedad comunal	TURF, Zonas de pesca artesanal, manejo basado en comunidades	Concesiones comunitarias, manejo basado en comunidades	Manejo basado en comunidades
Servidumbres ecológicas	Concesiones de zonas		
Derechos sobre agua			Sí
Derechos de uso		Concesiones, licencias	Concesiones, licencias

3.1.1.1 Áreas protegidas

Una forma especial de asignación de derechos de propiedad es la creación de áreas protegidas (AP). Un área protegida otorga al estado o su representante (autoridad de parques naturales) los derechos sobre un territorio para que defina (i) quién tiene acceso al mismo, (ii) si se permite algún tipo de extracción y (iii) si se puede compartir el manejo con otro(s) agentes. Típicamente, el AP mantiene para sí los derechos de exclusión y alienación.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza define las áreas naturales protegidas (ANP) como superficies de tierra y/o mar especialmente consagradas a la protección y al mantenimiento de la diversidad biológica, así como de los recursos naturales y los recursos culturales asociados, y manejadas a través de medios jurídicos u otros medios eficaces (UICN, 2011).

La creación de áreas protegidas ha sido una de las principales herramientas para proteger la biodiversidad. De hecho, un indicador de protección de la biodiversidad es la cobertura en áreas protegidas de un país. El siglo XXI ha sido testigo de un crecimiento acelerado en la superficie de AP en casi todos los países: para 2010, 23% del área de la región estaba bajo figuras de protección (UNEP-WCMC 2015).

Según Alvarez-Malvido et al. (2021), para julio de 2020 se registraban 9.154 áreas protegidas en ALC. Ellas cubren 4,94 millones de kilómetros cuadrados en áreas terrestres, equivalente al 24% de las zonas terrestres, y 3,95 millones de kilómetros cuadrados de áreas marinas, equivalentes al 19% de las áreas marinas y costeras de la región. América Latina y el Caribe es una de las regiones más protegida en el planeta, en donde ya se alcanzó la meta Aichi de conservación, aunque a nivel de país, algunos no han logrado la meta de proteger el 17% superficie terrestre y el 10% de la superficie marina.

Aunque las áreas protegidas se reconocen como la principal estrategia para la conservación de la biodiversidad, y su cobertura ha aumentado de forma significativa,

aún persiste la preocupación sobre su capacidad para garantizar una protección efectiva. Retos como la falta de recursos financieros para desarrollar monitoreos y vigilancia, la necesidad de diseñar estructuras administrativas eficientes, y las presiones por parte de diferentes actores sobre estas áreas requieren repensar las estrategias de protección hacia modelos alternativos de manejo compartido y múltiples usos, donde agentes privados y autoridades, comunidades indígenas -y otras minorías-, así como otros actores locales participen en la gobernanza de la conservación (Alpizar et al., 2020).

Las áreas protegidas manejadas directamente por los gobiernos pueden ser nacionales o regionales. Usualmente, las áreas regionales tienden a permitir otros usos diferentes a la conservación estricta y buscan, en algunos casos, involucrar a las comunidades locales o a actores claves relacionados con las zonas bajo protección.

Los esquemas de manejo compartido o co-manejo han mostrado sus bondades en la conservación, ya que integran esfuerzos colectivos de diferentes actores claves e involucran objetivos relacionados con los medios de vida de las comunidades locales. Experiencias de co-manejo involucran típicamente comunidades indígenas o negras, organizaciones comunitarias, municipalidades, organizaciones no gubernamentales y, en algunos casos, universidades o centros de investigación. Alpizar et al. (2020) estiman que, en ALC, 33% de las áreas protegidas son de uso múltiple y 31% son co-manejadas con reservas indígenas.

También es posible encontrar una gran cantidad de reservas manejadas por la comunidad, tierras tradicionales y reservas de la sociedad civil, que ayudan y complementan los sistemas nacionales de áreas protegidas. Estas figuras han ganado gran relevancia en el presente siglo, y han sido reconocidas como formas de conservación de gran valor, bajo la denominación de Otras Medidas Efectivas de Conservación Basadas en Áreas (OMEC) (UICN, 2019). Estas formas de conservación pueden llegar a ser muy útiles y efectivas y no requieren el aparato estatal para funcionar, incluso suplementando (no sustituyendo) iniciativas gubernamentales (Holmes 2013).

3.1.1.2 Manejo basado en comunidades

Desde finales del siglo XX empezó a hacerse evidente que las comunidades y los actores locales, más que agentes que afectaban a los ecosistemas naturales, eran potenciales socios claves en la conservación. De hecho, los actores locales son los más interesados en la continua provisión de los servicios ecosistémicos, ya que ellos determinan sus medios de vida. Así, se ha venido consolidando el reconocimiento de las comunidades locales como actores centrales en la conservación y de la necesidad de asegurar sosteniblemente sus medios de vida.

Quizá el aporte más notorio a este proceso lo hizo Elinor Ostrom, quien recibió el premio Nobel de economía justamente por su contribución a entender cómo mecanismos de autogobierno desde las comunidades locales pueden ser suficientes para resolver los problemas de asignación de recursos naturales claves como el agua, la pesca, la tierra, entre otros. A partir de allí, se ha generado un cuerpo de literatura amplio y robusto que analiza las ventajas, desventajas y retos asociados a los esquemas de manejo comunitario de los recursos. Actualmente, se reconoce esta opción como formas de

manejo basado en comunidades, y se aplica a diferentes recursos, entre ellos al agua y a la pesca.

En el caso de la pesca, el manejo basado en comunidades es relevante ya que, como se mencionó antes, la mitad de las capturas en el mundo se hacen a través de pesquerías de pequeña escala, que ocupan cerca del 95% de la mano de obra en el sector pesquero. Mecanismos como la asignación de derechos a usuarios y la participación efectiva de las comunidades en la gestión del recurso pesquero han demostrado mejoras en la sostenibilidad de las pesquerías (Alpizar et al., 2020). Estas iniciativas reconocidas como sistemas de gestión de pesquerías basada en comunidades (CBFM por sus siglas en inglés) se han venido consolidando y ganando terrenos en ALC donde existe un número importante de pesquerías de pequeña escala asociadas a entornos de alta biodiversidad. Estas prácticas han mostrado efectividad en el manejo de los recursos y sus ecosistemas (Leadley et al., 2014). Estos programas son locales, basados en enfoques de abajo hacia arriba (bottom-up), que reconocen la existencia de múltiples actores en relaciones complejas.

De acuerdo con Chuenpagdee et al. (2019), ALC lidera el número de programas de CBFM, con 27% de 192 casos analizados en la región, con un amplio número de casos exitosos, que incluyen una variedad importante de especies.

Sin embargo, como resaltan Alpizar et al. (2020), estos esquemas típicamente requieren del apoyo de los gobiernos, ONGs e institutos de investigación para crear o fortalecer el sentido de pertenencia en las comunidades y para adaptar cada caso a las condiciones biofísicas y socioeconómicas particulares, ya que el contexto local es clave en el diseño y en la implementación de estas iniciativas.

Un requisito fundamental de estas estrategias es entregar los derechos a las comunidades, usualmente derechos sobre un determinado territorio. Esto se conoce como Derechos Territoriales de Uso en Pesca (TURF por sus siglas en inglés). En ALC estos derechos han tomado diferentes formas: (i) privilegios o concesiones territoriales de uso entregados a organizaciones de pescadores (p.ej., cooperativas de pescadores en México o comunidades pesqueras en Chile); (ii) derechos comunales territoriales entregados a usuarios indígenas o tradicionales (p.ej., reservas de extracción marinas en Brasil, territorios colectivos para comunidades afrodescendientes y zonas exclusivas de pesca artesanal -ZEPA- en Colombia); y (iii) cuotas de pesca y límites a la entrada (p.ej., Islas Galápagos en Ecuador).

En México, particularmente en el golfo de California, han surgido también varias iniciativas que han mostrado su efectividad en la recuperación de stocks y en la mejora de las condiciones de vida de los pescadores. En Ecuador, las concesiones para manejo comunitario de manglares también han aportado evidencia de experiencias exitosas para el uso de ecosistemas estratégicos (Maldonado et al., 2019).

3.1.2 Creación y mejoramiento de mercados

Uno de los problemas asociados a algunos servicios ecosistémicos es que no existen mercados donde asignar un valor marginal (un precio). Cuando se crea un mercado alrededor de uno de ellos, como el caso de la captura de carbono, se mejoran las capacidades para internalizar los beneficios de los recursos, generar un valor y capturar

la escasez asociada a su provisión. Como se observa en la Tabla 16, ejemplos relevantes de creación de mercados para mejorar el uso sostenible y la conservación de la biodiversidad incluyen los pagos por servicios ambientales, los mecanismos REDD+, la certificación y el ecoetiquetado, y los bancos de mitigación y conservación (Moreno-Sánchez, 2012). Dada su relevancia para la gestión de la biodiversidad y su innovador mecanismo, algunos de estos se detallan más adelante.

Tabla 16. Ejemplos de instrumentos basados en creación y mejoramiento de mercados y su aplicación a sectores seleccionados

Ejemplos	Aplicable a pesca	Aplicable a turismo	Aplicable a agua
Mercados de carbono			REDD+
Pago por servicios ambientales (PES)	Potencial	Ecoturismo en zonas conservadas bajo PSA	PSA hídricos
Derechos de desarrollo negociables			Conservación de cuencas, REDD+
Sistemas de cuotas negociables	Cuotas totales de pesca, Cuotas individuales transferibles		Mercados de agua
Acciones negociables de agua			Sí
Certificación ambiental y eco-etiquetado	Uso de artes de pesca certificadas, tallas mínimas, MSC	Certificación de turismo sostenible	
Bancos de conservación y mitigación	En ecosistemas estratégicos para garantizar calidad de agua y para reproducción y cría de especies comerciales	Ecoturismo en zonas conservadas	En ecosistemas estratégicos para garantizar cantidad y calidad de agua

En Brasil, se han identificado diferentes iniciativas basadas en la idea de fortalecer o intervenir mercados. Una de ellas es el establecimiento de un precio mínimo garantizado para diez productos de la biodiversidad (elaborados por comunidades indígenas o tradicionales). Otra medida es la restricción del crédito rural a quienes no respeten el código forestal. El Ministerio Público Federal ha llegado a un acuerdo para prohibir la compra de carne procedente de terrenos amazónicos que hayan sido deforestados ilegalmente; y la industria de la soya ha abierto una moratoria para la compra de grano que se haya producido en bosques deforestados a partir de 2006 (UNDP, 2010).

De acuerdo con UNDP (2010) la región de América Latina y el Caribe probablemente sea la que acoge al mayor número de sistemas de cuotas de captura de todo el mundo, con ejemplos en Argentina, Chile, México y Perú, entre otros países.

3.1.2.1 Pago por servicios ambientales

Los pagos por servicios ambientales (PSA), creados e implementados durante las tres últimas décadas, constituyen, quizá, la herramienta económica más directa para la

conservación. Aunque el concepto de PSA se ha utilizado para incluir una amplia variedad de mecanismos económicos de conservación, en este documento adoptamos el concepto de Engel (2016), quien define PSA como “un incentivo económico positivo donde los proveedores del servicio ambiental pueden voluntariamente aplicar por un pago que es condicional ya sea sobre la provisión del servicio o sobre una actividad que se relaciona claramente con su provisión”.

Se trata de una transacción voluntaria de usuarios y proveedores de un servicio ambiental, que individualmente o agregados, y de manera condicional, acuerdan reglas sobre el manejo de un recurso, para generar servicios ambientales fuera del sitio (externalidades) (Wunder, 2015).

Además de una asignación clara de derechos de propiedad en las zonas donde se implementan los esquemas de PSA, un atributo relevante -en términos de eficiencia- para la selección de áreas, es que los servicios ambientales de interés se encuentren en riesgo de deterioro. Es decir, que existan actividades o usos alternativos que compitan con la conservación, poniendo en riesgo la provisión de servicios ambientales. En estos casos, el mantenimiento o el aumento en la provisión de los servicios ambientales se asocia a un costo de oportunidad positivo para los poseedores o dueños de la tierra. El riesgo de deterioro de los servicios ambientales se genera, justamente, porque, en determinadas condiciones, la generación o mantenimiento del flujo de servicios ambientales implica una pérdida de beneficios para los potenciales proveedores (Moreno-Sánchez y Maldonado, 2021).

Se espera que con esta transacción se internalicen los beneficios de la conservación, al compensar a los proveedores el costo de oportunidad de los esfuerzos necesarios para garantizar la provisión de los servicios. Es decir, se espera que el pago realizado sea por lo menos igual al costo de oportunidad, aunque acotado por la máxima disponibilidad a pagar de los usuarios de los servicios, lo que refleja el bienestar percibido por disfrutar del servicio (Moreno-Sánchez et al., 2012).

Para que los PSA sean efectivos como mecanismo de conservación se espera que los pagos cubran los costos de oportunidad; de lo contrario, no se generan suficientes incentivos para cumplir las metas. También se espera que el comportamiento se vea afectado por el pago; si las acciones de conservación se dieran incluso sin pago, la iniciativa no tendría adicionalidad. Otro aspecto a tener en cuenta es que no debería observarse una afectación de hábitats no incluidos en el esquema como compensación a los cambios requeridos por el mismo; es decir, que no se den fugas. Finalmente, se espera que las actividades de conservación se mantengan en el tiempo; es decir, que haya permanencia (Moreno-Sánchez, 2012; Moreno-Sánchez y Maldonado, 2021).

La región de América Latina y el Caribe ha sido una líder en la implementación de programas de PSA (Pagiola et al., 2005), con el caso de Costa Rica siendo uno de los pioneros en el mundo (UNEP-WCMC, 2016). Salzman et al. (2018) estiman la existencia de cerca de 550 programas de PSA en el mundo, y cerca de la mitad de ellos en ALC (UNEP-WCMC, 2016). Entre los servicios ecosistémicos incluidos en los pagos se destacan la captura de carbono, la provisión de agua y protección de las fuentes hídricas, la conservación de la biodiversidad y la conservación de la belleza escénica (Porrás et

al., 2013). La mayoría de esquemas se concentra en servicios hídricos, con casos en Colombia, México (The World Bank, 2005), Chile (Goldman et al., 2010), Brasil (UNEP ROLAC, 2012) y Ecuador. Martin-Ortega et al. (2012) encuentran que de una amplia muestra de casos analizados 89% eran diseñados para mejorar la oferta de agua, tanto en calidad como en cantidad.

Se presenta también variedad en la escala de la implementación; existen programas a nivel nacional en Costa Rica, Ecuador, México y Perú; a nivel regional en algunos estados de Brasil; y a nivel local en varios países de la región, incluyendo, entre otros, Costa Rica, Ecuador, Bolivia, Brasil, Colombia, México, El Salvador, Nicaragua, Guatemala y Honduras (Alpízar et al., 2020; Martin-Ortega et al., 2012).

A pesar de su relevancia, la implementación de PSA enfrenta varios desafíos. Uno de ellos tiene que ver con la medición de los impactos de esta política. Aunque hay varios ejemplos de evaluaciones llevadas a cabo de forma rigurosa, aun no es una práctica común y varios programas podrían no estar generando efecto alguno si se comparan con la línea base. Wunder et al. (2020) identificaron los principales elementos que pueden afectar el impacto de los esquemas de PSA: (i) la autoselección (adversa) de los participantes, cuando no existen criterios ambientales de selección como densidad de servicios ambientales, costos de provisión o nivel de amenaza (no hay focalización espacial); la focalización espacial optimiza la asignación de recursos escasos y la generación de servicios ambientales, (ii) la focalización administrativa, ya que algunos programas de PSA surgen con propósitos no ambientales, lo que resulta en implementación de esquemas localizados en áreas de baja amenaza y, por tanto, baja o nula adicionalidad y (iii) la condicionalidad del esquema; si el esquema tiene un mal manejo del cumplimiento de la condicionalidad (limitado monitoreo o falta de aplicación de sanciones por no cumplimiento), el instrumento estará destinado a fracasar. El riesgo moral de aceptar un PSA y después no cumplirlo puede reducir dramáticamente el impacto de este tipo de iniciativas. Por otro lado, ante la limitación de recursos para financiar los esquemas de PSA, es importante focalizar a aquellos proveedores potenciales que exhiban los menores costos –o costos moderados- de conservación. Así mismo, es relevante incorporar la heterogeneidad en los costos de provisión de los servicios ambientales a través del diseño de esquemas con pagos diferenciados.

La evidencia empírica señala específicamente tres recomendaciones para el diseño e implementación de esquemas de PSA costo-efectivos (Wunder et al., 2018): (i) focalización espacial, (ii) diferenciación de pagos y (iii) condicionalidad que se pueda hacer cumplir. Sin embargo, en la práctica se observa que la focalización espacial y la diferenciación de pagos son aplicados parcial y débilmente, mientras que la condicionalidad, que es el principio que define los esquemas de PSA, es escasamente implementado (Wunder et al. 2018).

Otros problemas asociados a los PSA incluyen el facilismo administrativo, plantear múltiples objetivos no ambientales, y preocupaciones sobre la equidad social, que ayudan también a explicar la difícil adopción de las prácticas propuestas por la literatura académica (Wunder et al., 2018).

Finalmente, otro desafío tiene que ver con la financiación de los programas; aquellas iniciativas financiadas por los gobiernos o por fondos internacionales son vulnerables a las prioridades políticas y a las condiciones macroeconómicas, en un esquema que requiere un esfuerzo de largo plazo (Alpizar et al., 2020).

Es importante resaltar que los esquemas de PSA están diseñados para resolver una falla de mercado; específicamente externalidades positivas. Entender la relación entre la presencia de externalidades y los PSA es relevante porque estos incentivos no son la solución a todos los problemas ambientales existentes. Otras fuentes de conflictos ambientales se relacionan con la inseguridad en los derechos de propiedad, la falta de conciencia ambiental, imperfecciones en mercados de créditos, pobreza, dilemas sociales o subsidios a sectores que fomentan la degradación ambiental. En la vida real, se presentan combinaciones de fuentes de problemas que requieren más de una política o estrategia (Engel, 2016).

3.1.2.2 REDD +

Las siglas de REDD corresponden a la versión en inglés de Reducción de Emisiones de la Deforestación y la Degradación de Bosques. El signo de suma (+) se refiere a la inclusión de componentes de conservación, gestión sostenible de bosques con participación local y aumento de las reservas forestales de carbono¹¹. La idea detrás de este mecanismo es compensar a quienes reducen las emisiones de la deforestación y la degradación de bosques, lo que lo hace similar a un esquema de PSA; sin embargo, REDD+ incluye también el diseño de políticas y estrategias, el ajuste y adopción de marcos legales y la definición o aclaración de derechos sobre la tierra, entre otros (Moreno-Sánchez, 2012). Esta iniciativa fue desarrollada por la UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*) y posteriormente incluida en el Acuerdo de París (Recio, 2018).

Como notan Wunder y Moreno-Sánchez (2011), una ventaja de REDD+ es que la transferencia de fondos desde países desarrollados a países en desarrollo podría ayudar a financiar la transición hacia el desarrollo sostenible, mientras genera beneficios para las comunidades locales y para la conservación de la biodiversidad.

De forma similar a los PSA, para que la aplicación de este mecanismo sea efectivo y eficiente se requiere que las compensaciones se basen en los costos de oportunidad de los proveedores, que no se presenten fugas y que se garantice la permanencia (Moreno-Sánchez, 2012). Así mismo, se sustenta en la adicionalidad de los programas o los proyectos particulares.

Aunque la intención original de estos esquemas es proveer incentivos a los países para que conserven y manejen sosteniblemente sus bosques, como una contribución a la mitigación de cambio climático, se espera que estas acciones tengan efectos positivos sobre la conservación de la biodiversidad (UNEP-WCMC, 2016). Para la implementación de REDD+, los países deben desarrollar estrategias o planes de acción que muestren cómo se reducen emisiones y se mejoran los stocks de carbono.

¹¹ <https://www.fao.org/redd/es/>

De acuerdo con Recio (2018), la implementación de proyectos REDD+ ha requerido el esfuerzo conjunto de actores multilaterales e intergubernamentales, como *World Bank's Forest Carbon Partnership Facility* (FCPF), *Forest Investment Programme* (FIP) y UN-REDD y cooperación bilateral, como las agencias de ayuda de países desarrollados. Estas fuentes han canalizado el 90% de la financiación de proyectos REDD+. Por ejemplo, Holmes et al. (2017) reportan financiación por un billón de dólares de un acuerdo Noruega-Indonesia, 385 millones de FCPF y 227 millones de UN-REDD para 2017. Estos niveles de inversión en REDD+ exceden de lejos las inversiones previas en conservación. Hall (2016) estima que entre 2006 y 2014 las inversiones en REDD+ alcanzaron 8.7 billones de dólares.

Los proyectos REDD+ ganaron mucho interés en la agenda internacional como alternativa para enfrentar el cambio climático. Angelsen et al. (2018) reportan que en el periodo 2007-2017 más de 50 países iniciaron estrategias REDD+ y se implementaron más de 350 proyectos en los trópicos (Alvarez et al., 2016). Los países de América Latina han recibido una parte considerable de los recursos (56% de la financiación total en 2016). UN-REDD ha apoyado 15 de 19 países en América Latina y FIP lo ha hecho con seis (Brasil, Mexico, Perú, Ecuador, Guatemala y Honduras) (Recio, 2018). Hall (2016) estima unos 100 proyectos en América Latina, posiblemente de pequeña escala. Un reto que Hall (2016) destaca de la implementación de proyectos REDD+ es la dificultad de categorizar un proyecto como tal, ya que pueden ser catalogados como proyectos de conservación y desarrollo.

Hall (2016) clasifica a los países de LAC en cuatro categorías, de acuerdo a su estado en relación a la adopción de estrategias REDD+: 1) líderes (Costa Rica, Mexico y Brasil), 2) tardíos (Bolivia, Ecuador, Panamá, Peru, Paraguay, Colombia, Guyana) 3) rezagados (Argentina, Surinam, Guatemala, Nicaragua, Honduras, El Salvador, Chile), y 4) no participantes (Venezuela, Uruguay, Guyana Francesa, Belice)¹².

Según Sanhuenza y Antonissen (2014), Argentina, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Honduras, Mexico, Panamá, Paraguay y Perú se incluyen entre los países de la región con áreas significativas en bosque y con avances importantes para participar en iniciativas REDD+.

Gran parte de las iniciativas REDD+ en LAC se han desarrollado en Brasil; en ese país, los esquemas REDD+ se han llevado a cabo predominantemente en la Amazonía (Álvarez et al., 2016). De acuerdo con García et al. (2021), en 2021, se encontraban registrados 19 proyectos activos REDD+ en el Amazonas brasileño bajo el estándar Verra (anteriormente, *Verified Carbon Standard* -VCS), siendo solo uno de ellos -Surui Forest Carbon Project (SFCP)- en tierras indígenas. El SFCP no solo es el primer proyecto REDD+ desarrollado por pueblos indígenas de la Amazonía brasilera, sino que fue el primero en el mundo en recibir certificación en el mercado voluntario de carbono (*Verified Carbon Standards* - VCS y *Climate, Community and Biodiversity Standards* - CCBS) y vender allí créditos de carbono (Alvarez et al., 2016).

¹² Información para 2012.

Hall (2016) llama la atención sobre algunos aspectos para alcanzar el éxito de los programas REED+ en LAC. El arguye que el liderazgo de América Latina en este tipo de proyectos se debe a la larga tradición de conservación de bosques por comunidades indígenas y otras poblaciones tradicionales, especialmente en el Amazonas, quienes, presumiblemente, están listos para aprovechar este tipo de iniciativas. Aunque parece una ventaja, también existe el riesgo de que actividades que tradicionalmente eran realizadas de forma voluntaria ahora sólo se hagan si hay un mecanismo de compensación, y que compensaciones monetarias afecten el comportamiento prosocial de las comunidades. Esto puede conducir a problemas de fugas, adicionalidad y sostenibilidad. Otros temas como la corrupción, la institucionalidad nacional y local, la asignación de derechos de propiedad y las estructuras legislativas de los países son también mencionados como desafíos para garantizar que la implementación de REDD+ sea efectiva.

3.1.2.3 Certificación y eco-etiquetado

El eco-etiquetado brinda a los consumidores información sobre el impacto ambiental de un bien o servicio. La certificación garantiza que esta información es veraz. Con ello, los consumidores ajustan sus preferencias y se favorece la creación o consolidación del mercado de aquellos productos en los que se incluyen consideraciones ambientales en su proceso de producción. En la práctica, una agencia o institución gubernamental o privada (certificadora) define una serie de estándares que deben ser cumplidos para que un bien o servicio reciba una certificación de sus esfuerzos ambientales. Como resultado, el producto ahora puede exhibir la etiqueta que da información a los consumidores sobre los beneficios ambientales de ese bien o servicio. El eco-etiquetado segmenta el mercado con un grupo de consumidores dispuestos a pagar un premium por los beneficios ambientales que se generan, y ese sobreprecio lo reciben los productores como incentivo para mantener las prácticas ambientales positivas.

A nivel forestal, un referente en certificación es el Forest Stewardship Council (FSC), que ha estado trabajando en ALC desde 1993. Para 2015, FSC certificaba 12,8 millones de hectáreas en ALC, con cerca de la mitad de ellas en Brasil (FSC, 2016). Otro esquema de certificación es el de PEFC (Program for the Endorsement of Forest Certification) que apoya la certificación de pequeños propietarios en Chile, Brasil, Uruguay y Argentina (UNEP-WCMC, 2016).

En el tema de las pesquerías, también es posible encontrar casos exitosos en la región. Se destaca la labor del Marine Stewardship Council (MSC), que establece normas voluntarias globales para evaluar las pesquerías y buscar un manejo sostenible (Tambutti y Gomez, 2020). Un esquema similar es el de los Proyectos de Mejora de Pesquerías (FIP por sus siglas en inglés). Hacia 2020, Tambutti y Gomez (2020) reportan cerca de 80 pesquerías certificadas o evaluadas por el FIP.

3.1.3 Instrumentos fiscales y tributarios

En esta categoría se encuentran los instrumentos económicos más usuales: impuestos y subsidios. Su implementación se basa en la idea propuesta por Pigou de que la forma de resolver una externalidad negativa es aplicando un impuesto similar al daño social marginal generado por la actividad. Este impuesto se conoce como el impuesto pigouviano y lo que busca es incentivar la reducción en el consumo o en la producción

del bien o servicio causante de la externalidad, de forma que los niveles finales en el mercado correspondan a las cantidades socialmente óptimas. En el caso de una externalidad positiva, el instrumento será un subsidio que busca aumentar la producción o el consumo del bien que genera dicho efecto deseable. Se sustentan en el principio del que “el que contamina paga”.

Los impuestos ambientales se han usado típicamente para el control de la contaminación de agua o de aire, cuando esta proviene de fuentes puntuales. Políticamente, es más popular el uso de impuestos que el de subsidios, ya que con los primeros se garantiza un recaudo de recursos, mientras que con los subsidios se deben encontrar las fuentes de dichos recursos.

Es importante anotar que cuando los recursos obtenidos del recaudo de los impuestos ambientales se utilizan para actividades específicas de la gestión ambiental, estos se convierten en tasas.

Una ventaja importante de los instrumentos económicos como los impuestos o subsidios es que incentivan a los productores a desarrollar y adoptar nuevas tecnologías para reducir la contaminación, reduciendo así los compromisos fiscales (Hanley et al., 2002). Ejemplo de estos instrumentos son el impuesto a la tierra rural en Ecuador y los subsidios a pequeños y medianos granjeros para la gestión sostenible de los recursos naturales en Ecuador. En Brasil existe el ICMS ecológico, que transfiere recursos fiscales intergubernamentalmente a los municipios que tienen unidades de conservación o fuentes de agua que abastecen a otros municipios (UNEP-WCMC, 2016).

El reto más importante en la aplicación de este tipo de herramientas es la determinación del valor del impuesto o del subsidio, que debe reflejar el impacto marginal generado, lo que en la práctica puede ser muy difícil de establecer.

Impuestos y subsidios aplicados para la conservación de la biodiversidad incluyen impuestos diferenciados al uso del suelo, impuestos a la deforestación, deducciones o exenciones de impuestos a la tierra, cuando se encuentra en usos o coberturas favorables a la conservación, impuestos al sector forestal o pesquero, e impuestos a la contaminación (Tabla 17).

Tabla 17. Ejemplos de instrumentos fiscales y tributarios y su aplicación a sectores seleccionados

Ejemplos	Aplicable a pesca	Aplicable a turismo	Aplicable a agua
Impuestos diferenciados por uso del suelo		Potencial	Sí, si favorece nacimientos o cuencas altas
Impuestos a deforestación			Sí, si favorece nacimientos o cuencas altas
Impuestos a contaminación			Sí
Impuestos a insumos o productos	Impuesto a la pesca		Impuestos forestales
Subsidios, deducciones o exenciones de impuestos			Sí, si favorece nacimientos o cuencas altas

El sector de la pesca ha estado sujeto a varias formas de subsidios en casi todos los países. De acuerdo con Sumaila et al. (2019), los subsidios a las pesquerías se pueden clasificar en: (i) subsidios benéficos, que promueven la conservación de los recursos naturales; (ii) subsidios que mejoran las capacidades de las flotas pesqueras, que pueden llevar a las pesquerías a niveles de extracción insostenibles; y (iii) subsidios ambiguos, que pueden conducir a la gestión sostenible de las pesquerías o a escenarios de sobre explotación. Estos autores estiman que, a nivel mundial, en 2018 se entregaron 35.4 billones de dólares en este tipo de subsidios, de los cuales 22,2 billones pertenecían a la segunda categoría. Sin embargo, los subsidios a las pesquerías en ALC representan solamente 5,6% de estos valores, y una tercera parte son subsidios del grupo (ii), una cuarta parte son benéficos y el resto son ambiguos. Cisneros et al. (2016) proponen cuatro opciones para redirigir los subsidios pesqueros que afectan la conservación: (i) recompra de embarcaciones, para reducir el esfuerzo pesquero, (ii) subsidios desacoplados, (iii) subsidios condicionados a crear reglas de sostenibilidad y (iv) subsidios reorientadores.

Algunos países de la región reconocen la importancia de la conservación a través de subsidios ecológicos a la producción de ingredientes naturales para cosméticos, farmacéuticos, alimentos, textiles y productos artesanales. También se reportan casos de exenciones fiscales para la intensificación de la producción, así como exenciones de impuestos a la tierra por conservación de bosques, principalmente en zonas productoras de agua.

3.1.4 Tasas y tarifas

La principal diferencia entre los impuestos y las tasas es que el recaudo de los primeros va al presupuesto general de la nación, mientras que el recaudo de las tasas se utiliza específicamente para actividades relacionadas con el objeto del recaudo. Por lo demás, el concepto de tasas sigue la misma idea de los impuestos pigouvianos, como se mencionó en la sección anterior.

Las tarifas son pagos que se realizan por el uso (extractivo o no) de un bien o servicio obtenido de los ecosistemas. Ejemplos usuales de tarifas son las entradas a las áreas protegidas, las tarifas de acceso a recursos como caza o pesca o las tarifas por uso de agua. También se incluyen las tarifas por concesiones de ecoturismo (Tabla 18).

Tabla 18. Ejemplos de tasas y tarifas y su aplicación a sectores seleccionados

Categoría de instrumentos	Ejemplos	Aplicable a pesca	Aplicable a turismo	Aplicable a agua
Tasas y tarifas	Entrada a AP		Tarifas de ingreso	
	Tarifas de acceso por caza o pesca	Sí		
	Tarifas a usuarios de agua			Sí
	Tasas por uso de agua			Sí
	Peajes		Sí	
	Tarifas por concesiones de ecoturismo		Sí	

En Colombia existen las tasas por uso de agua y las tasas retributivas y compensatorias por contaminación de la misma, a partir de la Ley 99 de 1993, que permite aplicar el principio de el que contamina paga. En Bolivia, la Ley de Aguas, actualizada con la Ley de Agua Potable y Alcantarillado Sanitario también permite cobrar un canon por el uso del agua (Uribe-Botero, 2015).

Las tarifas de entrada a áreas protegidas se han convertido en una importante fuente de financiación de los sistemas de parques naturales en varios países de la región, hasta el punto de llegar a cubrir una buena proporción de los gastos de operación e incluso la totalidad, como es el caso del parque nacional marítimo de Bonaire (UNDP, 2010).

3.1.5 Asistencia financiera

La asistencia financiera se refiere a apoyos directos o indirectos para favorecer la conservación y el uso sostenible de los recursos (Moreno-Sánchez, 2012). Estos incluyen:

- a. Pequeñas donaciones que se transfieren a ONGs o comunidades locales para financiar proyectos de conservación. Algunas veces estos proyectos se reconocen como proyectos integrados de conservación y desarrollo (PICD).
- b. Acuerdos de conservación, que son pagos que se realizan a comunidades que se comprometen voluntariamente a ejecutar acciones ambientalmente sostenibles y dejar prácticas no sostenibles
- c. Créditos blandos, préstamos con bajas tasas de interés y opciones flexibles para financiar acciones que favorecen la conservación y la producción de servicios ecosistémicos.

En la Tabla 19 se observa cómo estos ejemplos pueden ser aplicados a sectores estratégicos.

Tabla 19. Ejemplos de instrumentos de asistencia financiera y su aplicación a sectores seleccionados

Ejemplos	Aplicable a pesca	Aplicable a turismo	Aplicable a agua
Donaciones a ONGs o a organizaciones comunitarias	Proyectos de pesca sostenible	Proyectos de promoción ecoturística	Proyectos de manejo de cuencas y protección de nacedores
Acuerdos de conservación	Acuerdos para mejorar o evitar prácticas de pesca no deseadas	Acuerdos para el desarrollo de proyectos ecoturísticos	Acuerdos para la protección del bosque
Recompensas por conservación de especies		Sí	
Créditos blandos	Créditos para reconversión o cambio de artes de pesca	Créditos para iniciativas de ecoturismo	Créditos para adecuación de tierras, sistemas de riego e infraestructura hídrica

El Banco de Desarrollo de Brasil (BNDES) tiene el Fondo Amazonia que ofrece créditos a proyectos que eviten la deforestación en Brasil. El Ministerio de Turismo de Brasil, en asocio con BNDES, generaron una línea de crédito para la renovación y construcción de

hoteles, pensando en la gestión sostenible del turismo, al favorecer proyectos que incorporen sostenibilidad ambiental (UNDP, 2010). Otro ejemplo que muestra las ventajas de ofrecer créditos blandos para la gestión sostenible de los ecosistemas es el de Jambi Kiwa en Ecuador, que ocupa a 600 familias, principalmente mujeres indígenas, en la producción sostenible de plantas medicinales y aromáticas (UNDP, 2010).

En Colombia, el Incentivo a la Capitalización Rural (ICR) tiene una línea de crédito blando para la reforestación con especies autóctonas. Sin embargo, son escasos los recursos asignados a esta opción.

3.1.6 Sistemas de responsabilidad

Este tipo de instrumentos busca inducir comportamientos responsables ambientalmente ya que establecen responsabilidad legal por el daño a recursos naturales, daños ambientales, daños a la propiedad, afectaciones a la salud humana, el incumplimiento de la regulación ambiental y el no pago de impuestos, tasas o tarifas.

Se incluyen acá todas las multas por incumplimiento de estándares, los bonos de desempeño y los seguros de responsabilidad (Tabla 20). Los bonos de desempeño ambiental consisten en depósitos que hacen los actores al emprender un proyecto o actividad. Si se cumple con las normas ambientales y las regulaciones, el depósito es reembolsado. De lo contrario, no. Así se garantiza que se tomen las medidas adecuadas para minimizar los impactos, se haga la restauración adecuada de las zonas afectadas y que existan recursos para solucionar problemas si los agentes no cumplen con los requerimientos.

Tabla 20. Ejemplos de sistemas de responsabilidad y su aplicación a sectores seleccionados

Ejemplos	Aplicable a pesca	Aplicable a turismo	Aplicable a agua
Multas por incumplimiento	Sí		Sí
Multas por daños al ambiente			Sí
Responsabilidad legal	Sí		Sí
Bonos por desempeño ambiental	Sí	Sí	
Seguros de responsabilidad	Sí	Sí	
Bonos ambientales y sistemas de pago anticipado por daño ambiental		Sí	Sí

3.2 Mecanismos financieros

Los mecanismos financieros son aquellos dirigidos a recaudar recursos para la gestión ambiental o la conservación. Entre ellos se incluyen las tarifas de entrada a parques naturales, los fondos, las donaciones de agencias de conservación, las regalías, las transferencias del gobierno y de otros sectores, así como las compensaciones por extracción de recursos, las sobretasas, las tasas y las compensaciones REDD. Como se observa, tienen un traslape con las herramientas económicas mencionadas antes. De hecho, en no pocas ocasiones, los instrumentos económicos se establecen pensando en recolectar recursos para financiar la gestión ambiental.

Una herramienta importante para promover la conservación son los fondos ambientales. Aunque en sentido estricto, los fondos ambientales no son instrumentos económicos, se

pueden usar de manera que complementen el uso de esos instrumentos. UNEP (2004) identifica al menos cinco tipos de fondos:

- a. Fondos de donación o patrimoniales. Se establecen con recursos de donación y se utilizan los rendimientos financieros para las actividades de conservación.
- b. Fondos de amortización. También parten de un capital inicial, pero en este caso, parte de ese capital se puede usar en las actividades.
- c. Fondos rotatorios. Reciben regularmente recursos de donaciones, tarifas de membresía, etc.
- d. Fondos de capital de riesgo para biodiversidad. Fondos diseñados para manejar las necesidades especiales de negocios de alto riesgo asociados con biodiversidad, como negocios verdes.
- e. Fondos éticos de inversión. Fondos que cubren una cartera más conservadora que la de los fondos de capital de riesgo y que incluyen consideraciones éticas, ambientales y de equidad.

Entre los fondos ambientales se destacan los fondos de agua y los de conservación de la biodiversidad.

Los fondos de agua son un mecanismo que permite financiar la conservación de cuencas y la provisión de servicios hídricos. Algunos los definen como esquemas de pagos por servicios ambientales. En ALC el primer fondo de agua, fue el Fondo de Protección del Agua, FONAG, lanzado en el año 2000 en Quito, Ecuador, con la participación de TNC, Fundación Antisana, la alcaldía de Quito y la empresa de agua de Quito (Goldman-Benner et al., 2012). Desde entonces, el número de fondos de agua en ALC ha aumentado considerablemente. En 2011, TNC en asocio con el BID, el GEF, la Fundación FEMSA y la Iniciativa Climática Internacional -IKI- lanzaron la Asociación Latinoamericana de Fondos de Agua (LAWFP, por sus siglas en inglés) con el objetivo de contribuir a la seguridad hídrica en la región a través de la creación y fortalecimiento de fondos de agua (Bremer et al., 2016). A la fecha existen 25 fondos de agua creados en ALC y hay 14 más en procesos de constitución¹³.

Los fondos de conservación (Conservation Trust Funds) son instituciones privadas independientes que buscan recursos para financiar la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible. Ellos pueden ser del nivel nacional o regional y han surgido para enfrentar los desafíos de los gobiernos con recursos financieros y técnicos limitados. Movilizan recursos de varios sectores, lo que promueve la colaboración intersectorial, facilita la construcción de capacidad institucional y crea descentralización y transparencia (Alpízar et al., 2020). Generalmente los fondos no desarrollan directamente actividades de conservación sino que movilizan recursos y los redistribuyen entre los actores relevantes. Existen fondos multinacionales como el Fondo del Arrecife Mesoamericano (MAR Fund), que incluye cuatro países. También hay fondos nacionales como el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN) y el Fondo Acción en Colombia. La mayoría de los fondos de conservación involucran cinco actores claves: (i) donantes (ej., GEF y KFW), (ii) una ONG de conservación internacional que cataliza las actividades,

¹³ www.fondosdeagua.org

(iii) los gobiernos de los países, (iv) ONGs, universidades e instituciones de investigación locales, y (v) una mesa directiva típicamente público-privada.

3.3 Otras estrategias para la conservación de la biodiversidad

Adicional a las diferentes políticas mencionadas anteriormente, existen varias nuevas iniciativas que han venido tomando fuerza en los últimos años y que resultan en estrategias útiles para la conservación de la biodiversidad. A continuación, se menciona algunas de ellas.

La definición de áreas de especial interés por su relevancia busca que los gobiernos se comprometan con su conservación. Dentro de estas iniciativas se destacan los sitios RAMSAR, las áreas claves en biodiversidad (Key Biodiversity Areas, KBA), las áreas importantes para aves (Important Bird Areas, IBA).

La creación de corredores biológicos que conecten diferentes áreas naturales, a menudo áreas protegidas, es importante porque aumenta la conectividad entre áreas aisladas y puede ayudar a mejorar la salud ecosistémica.

La restauración de ecosistemas degradados ha tomado mucha fuerza recientemente, por su demostrada efectividad en aportar a la conservación y la biodiversidad. Sin embargo, este es un proceso lento y costoso que requiere esfuerzos importantes, por lo que su avance aun es lento.

El manejo basado en ecosistemas o soluciones basadas en la naturaleza, que buscan aprovechar la capacidad de los ecosistemas de proveer algunos servicios a un costo menor que si se busca el mismo objetivo con infraestructura artificial. Se incluyen acá los esquemas de protección de la línea costera, de control de la erosión, de control de inundaciones, de protección contra eventos extremos, entre otros (Maldonado et al, 2020). Dado el impacto creciente del cambio climático en la frecuencia e intensidad de desastres naturales, estas alternativas también ofrecen la posibilidad de hacer adaptación basada en ecosistemas.

3.4 Recomendaciones finales

América Latina y el Caribe es una región privilegiada en su diversidad biológica y cultural. Sin embargo, esa diversidad se encuentra bajo amenaza debido a diferentes fallas de mercado (bienes públicos, recursos de uso común, falta de información) y fallas de política (como incentivos perversos) que favorecen usos insostenibles de la naturaleza. De particular relevancia para la biodiversidad es la inadecuada percepción y valoración que se le da a su contribución al bienestar. A lo largo de todo este documento ha sido evidente que en muchos temas relacionados con la biodiversidad y su uso sostenible aún persisten vacíos de información, no solo de tipo económico, sino de tipo biológico, ecológico, físico o geográfico, entre otros.

Para enfrentar estos retos se ha diseñado una amplia variedad de políticas y estrategias que permitan realinear los incentivos de los agentes, de manera que las economías se muevan a usos sostenibles de la biodiversidad y se mantenga la provisión de los servicios ecosistémicos.

Los estados tienen el poder para promover este tipo de cambios. A través de instrumentos económicos como los impuestos y los subsidios, de la asignación de

derechos de propiedad sobre las tierras y los recursos, de la promoción de nuevos mercados que reconozcan la conservación de la biodiversidad, de la creación e implementación de instrumentos normativos, y de la promoción de la conservación y uso sostenible a nivel intersectorial, de forma que la biodiversidad no sea un tema de ambientalistas, sino un tema del desarrollo económico de la región y de sectores que como los de finanzas, desarrollo, agricultura, forestal y pesca, salud, transporte, infraestructura, minas y energía se apropien de la necesidad de usar sosteniblemente la biodiversidad. Las entidades estatales también tienen la capacidad de fomentar los ejercicios de valoración de los servicios ecosistémicos para informar sobre la relevancia del manejo sostenible de los ecosistemas.

De acuerdo con UNDP (2016), los objetivos de la política deben incluir fortalecer las estructuras de planeación (incluyendo un fuerte énfasis en gestión del riesgo), intensificar el enfoque en adaptación y mitigación del cambio climático, promover la transición a modelos de economía verde, y mejorar el compromiso, la gestión y la conservación ambiental.

Algunos lineamientos relevantes de política recomendados por UNEP (2011) incluyen:

- Mejorar el entendimiento de los tomadores de decisiones de la importancia económica y social de la biodiversidad y los ecosistemas como parte de la riqueza de los países
- Sentar las bases de un modelo de desarrollo que incorpore los costos (externalidades negativas) de la pérdida de biodiversidad, así como los beneficios (externalidades positivas) de las actividades que no afectan la integridad de los ecosistemas.
- Mejorar la coordinación y consistencia de la acción pública para garantizar la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad.
- Fortalecer los sistemas nacionales y regionales de recolección, análisis y monitoreo de datos relacionados con la biodiversidad y los ecosistemas, de manera que se provea dicha información para la investigación y la toma de decisiones.
- Promover la interfase ciencia – política en las relaciones entre biodiversidad, servicios ecosistémicos y bienestar humano.

Aunque se ha avanzado mucho, gracias a la combinación de esfuerzos entre los gobiernos, las ONGs, las comunidades locales y la sociedad civil, la biodiversidad en ALC es tan compleja que aún queda camino por recorrer y grandes retos por resolver en esta mitad del siglo XXI. En particular, las políticas deben buscar formas de reconocer los contextos locales y adaptarse a ellos.

No sobra resaltar el estrecho vínculo entre biodiversidad y cambio climático. Este último juega un papel preponderante en la pérdida de biodiversidad y, a la vez, las políticas tendientes a enfrentarlo pueden generar co-beneficios en la conservación de la misma. Simultáneamente, la conservación de la biodiversidad actúa como un seguro ante el cambio climático.

Finalmente, tampoco se puede desconocer la estrecha relación entre biodiversidad y desarrollo. En ALC, una región en desarrollo, aun muchas familias dependen de los

recursos naturales y de los servicios directos que provee la biodiversidad. No podemos impedir que estas comunidades satisfagan sus necesidades y progresen económicamente. La conservación puede llevarse a cabo a partir de prácticas de uso sostenible que a la vez que mantienen el flujo de servicios ecosistémicos, mejoran la calidad de vida de las comunidades locales dependientes de estos recursos. Herramientas o estrategias que permitan esa situación gana-gana deben ser preferidas y priorizadas en las agendas de los países de la región.

4 Reconocimientos

Este documento fue realizado gracias a la financiación de la Corporación Andina de Fomento, CAF. Sin embargo, sus ideas no necesariamente reflejan la visión de la CAF. Agradecemos la activa participación de Nicolás Felipe Mejía, asistente de investigación, quien nos apoyó en varios ejercicios de compilación de información y en la construcción de la base de datos de estudios de valoración económica. También agradecemos el apoyo de Maria del Mar Rojas, monitora de investigación, quien nos apoyó en la fase final de preparación del documento. Queremos también resaltar la participación de los asistentes al taller de resultados preliminares realizado en Buenos Aires en agosto de 2022, quienes nos ofrecieron retroalimentación y nuevas ideas para mejorar este documento.

5 Referencias

Álvarez Malvido, M., Lázaro, C., De Lamo, X., Juffe-Bignoli, D., Cao, R., Bueno, P., Sofrony, C., Maretti, C. y Guerra, F. (Editores). (2021). Informe Planeta Protegido 2020: Latinoamérica y el Caribe. Ciudad de México, México; Cambridge UK; Gland, Switzerland; Bogotá, Colombia: RedParques, UNEP-WCMC, CMAP-UICN, WWF, CONANP y Proyecto IAPA.

Alvarez, G., Elfving, M., & Andrade, C. (2016). REDD+ governance and indigenous peoples in Latin America: the case of Suru Carbon Project in the Brazilian Amazon Forest. *Latin American Journal of Management for Sustainable Development*, 3(2), 133-146.

Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., Lopez-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Nuñez, M. J., & Muñiz, M. (2013). Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001 – 2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>

Alpizar, F., Madrigal, R., Alvarado, I., Brenes, E., Camhi, A., Maldonado, J.H., Marco, J., Martinez-Salinas, A., Pacay, E., Watson, G. (2020). Mainstreaming of Natural Capital and Biodiversity into Planning and Decision-Making.

Angelelli, P., & Saffache, P. (2013). Some remarks on mangroves in the Lesser Antilles. *Revista de Gestão Costeira Integrada (Journal of Integrated Coastal Zone Management)*, 13(4), 473-489.

Armitage, D., De Loë, R., & Plummer, R. (2012). Environmental governance and its implications for conservation practice. *Conservation Letters*, 5(4), 245–255. <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1755-263X.2012.00238.x>

Arsel, M., Hogenboom, B., & Pellegrini, L. (2016). The extractive imperative and the boom in environmental conflicts at the end of the progressive cycle in Latin America. *Extractive Industries and Society*, 3(4), 877–879. <https://dare.uva.nl/search?identifier=8d0bd84f-002b-4fe0-bb92-98741f98c79b>.

Azqueta, D., M. Alviar, L. Domínguez y R. O’Ryan (2007). *Introducción a la economía ambiental*. Madrid: McGraw-Hill / Interamericana de España.

Balvanera, P., Cotler, H., Aburto, O., Aguilar, A., Aguilera, M., Aluja, M., Andrade, A., Arroyo, I., Ashworth, L., Astier, L., Ávila, P., Bitrán, D., Camargo, T., Campo, J., Cárdenas, B., Casas, A., Díaz-Fleischer, F., Etchevers, J., Ghillardi, A., GonzálezPadilla, E., Guevara, A., Lazos, E., López, C., López, R., Martínez, J., Masera, O., Mazari, M., Nadal, A., Pérez-Salicrup, D., Pérez-Gil, R., Quesada, M., Ramos-Elorduy, J., Robles, A., Rodríguez, H., Rull, J. Suzán, G., Vergara, C., Xolalpa, S., Zambrano, L., & Zarco, A. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. *Capital natural de México*, 2, 185-245. Retrieved from http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolII/II04_EdoTendenciasServiciosEcosistemicos.pdf

Barbaran, F. (2015). Biodiversity values and payment for ecosystem services in Argentina: Who pays? IUCN Commission on Environmental, Economic and Social Policy (CEESP). CEESP Newsletter, 1515. https://www.academia.edu/14992776/Biodiversity_values_and_payment_for_ecosystem_services_in_Argentina_Who_pays

Barbarán, F. R., Rojas, L., & Arias, H. M. (2015). Sostenibilidad institucional y social de la expansión de la frontera agropecuaria. *Revibec: revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*, 24, 21-37. <http://hdl.handle.net/11336/8829>

Barona, E., Ramankutty, N., Hyman, G., & Coomes, O. T. (2010). The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, 5(024002). Doi:10.1088/1748-9326/5/2/024002.

Bates, N., Astor, Y., Church, M., Currie, K., Dore, J., Gonaález-Dávila, M., Lorenzoni, L., Muller-Karger, F., Olafsson, J., & Santa-Casiano, M. (2014). A time-series view of changing ocean chemistry due to ocean uptake of anthropogenic CO₂ and ocean acidification. *Oceanography*, 27(1), 126-141. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2014.16>

Baud, M., Castro, F. de, & Hogenboom, B. (2011). Environmental governance in Latin America: Towards an integrative research agenda. *European Review of Latin American and Caribbean Studies*, 90, 79-88. <http://doi.org/10.18352/erlacs.9749>

Baumol, W., Oates, W. (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139173513>.

Bednaršek, N., Harvey, C. J., Kaplan, I. C., Feely, R. A., & Možina, J. (2016). Pteropods on the edge: Cumulative effects of ocean acidification, warming, and deoxygenation. *Progress in Oceanography*, 145, 1-24. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.04.002>

Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., & Emmett, B. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological applications*, 20(1), 30-59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>

Boyd. (2010). *Importance of Biodiversity and Ecosystems in Economic Growth and Equity in Latin America and the Caribbean: an Economic Valuation of Ecosystems*. 2010. Chapter: 7. Publisher: United Nations Development Programme, New York. Editors: A. Bovarnick, F. Alpizar, C. Schnell.

Bremer, L. L., Auerbach, D. A., Goldstein, J. H., et al. (2016). One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership. *Ecosystem Services*, 17, 217-236.

Brown, B.E. (2017). Large marine ecosystem fisheries management with particular reference to Latin America and the Caribbean Sea. *Environmental Development*, 22(2017), 111-119.

Bulte, E.H., Damania, R., & López, R. (2007). On the gains of committing to inefficiency: Corruption, deforestation and low land productivity in Latin America. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54(3), 277-295. <http://doi.org/10.1016/j.jeem.2007.05.002>

Burkhead, N. (2012). Extinction Rates in North American Freshwater Fishes, 1900-2010. *BioScience*, 62, 798-808. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.9.5>

Bustamante, M. M. C., Martinelli, L. A., Pérez, T., Rasse, R., Ometto, J. P. H. B., Siqueira P., F., Machado L., S. R., & Marquina, S. (2015). Nitrogen management challenges in major watersheds of South America. *Environmental Research Letters* 10(6), 065007. IOP Publishing. https://www.researchgate.net/publication/277818496_Nitrogen_management_challenges_in_major_watersheds_of_South_America

Bustamante, M. M. C., Nardoto, G. B., Pinto, A. S., Resende, J. C. F., Takahashi, F. S. C., & Vieira, L. C. G. (2012). Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 72(3), 655-671.

Calvo-Alvarado, J., McLennan, B., Sánchez-Azofeifa, A., & Garvin, T. (2009). Deforestation and forest restoration in Guanacaste, Costa Rica: Putting conservation policies in context. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 931-940.

Campuzano, C., Hansen, A.M., De Stefano, L., Martínez-Santos, P., Torrente, D., Willaarts, B.A (2014), Water resources assessment, In: Willaarts, B.A., Garrido, A., Llamas, M.R. (Eds.), *Water for Food and Wellbeing in Latin America and the Caribbean. Social and Environmental Implications for a Globalized Economy*. Routledge, Oxon and New York, pp. 27-53.

Caribbean Natural Resources Institute. (2019). The Caribbean Islands Biodiversity Hotspot. <https://www.cepf.net/sites/default/files/cepf-caribbean-islands-ecosystem-profile-summary-2020-english.pdf>

Carriazo, F., Ibáñez, A. M., García, M. (2003). *Valoración de los Beneficios Económicos Provistos por el Sistema de Parques Nacionales Naturales: Una Aplicación del Análisis de Transferencia de Beneficios*. Documento CEDE 2003-26, Universidad de los Andes.

Casey, F., S. Vickerman, C. Hummon y B. Taylor (2006). *Incentives for biodiversity conservation: an ecological and economic assessment*. Washington D. C.: Defenders of Wildlife.

CEPF. (2004). *Protecting Nature's Hotspots for People and Prosperity*. <https://www.cepf.net/sites/default/files/cepf-2004-annual-report.pdf>

Charveriat, Celine. (2000). Natural Disasters in Latin America and the Caribbean: An Overview of Risk. SSRN Electronic Journal.

Chuenpagdee, R., D. Rocklin, D. Bishop, M. Hynes, R. Greene, M.R. Lorenzi, and R. Devillers. 2019. The Global Information System on Small-Scale Fisheries (ISSF): A

Crowdsourced Knowledge Platform. *Marine Policy*, 101, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.06.018>

Cisneros A.M., et al. (2016). "Strategies and rationale for fishery subsidy reform", *Marine Policy* 69 <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.001>.

Clark, J. R., Cole, M., Lindeque, P.K., Fileman, E., Blackford, J., Lewis, C., Lenton, T.M., & Galloway, T.S. (2016). Marine microplastic debris: a targeted plan for understanding and quantifying interactions with marine life. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(6), 317- 324.

Clark, M. L., Aide, T. M., Grau, H. R., & Riner, G. (2010). A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment*, 114(11), 2816-2832.

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van del Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Faber, S., Turner, R.K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.

Costello, M., Coll, M., Danovaro, R., Halpin, P., Ojaveer, H., Miloslavich, P. (2010). A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLoS ONE* 5(8) <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012110>

De Castro, F., Hagenboom, B., & Baud, M. (2016). *Gobernanza ambiental en América Latina*. Buenos Aires: CLASCO.

De Oliveira Leis, M., A. Saldaña, D. Bishop, J.H. Jin, V. Kereži, M. Agapito, R. Chuenpagdee, M. J. Barragán-Paladines. (2018). Overview of Small-Scale Fisheries in Latin America and the Caribbean: Challenges and Prospects. En: S. Salas et al. (eds.), *Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean*, MARE Publication Series 19, https://doi.org/10.1007/978-3-319-76078-0_2.

DeClerck, F, Chazdon, R, Holl, KD, Milder, JC, Finegan, B, Martinez-Salinas, A, Imbach, P, Canet, L & Ramos, Z. 2010. Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biological Conservation* 143(10): 2301–2313.

Engel, S. (2016). The Devil in the Detail: A Practical Guide on Designing Payments for Environmental Services. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 2016, 9: 131–177.

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2016). FAOSTAT Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/faostat/en/#home>

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2016). FishStatJ - software for fishery statistical time series. <https://www.fao.org/fishery/en/statistics>

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2016). The State of World Fisheries and Aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/i5555e/i5555e.pdf>

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2022). *Regional Initiative – Sustainable and Resilient Agriculture*. <https://www.fao.org/americas/prioridades/recursos-naturales/en/>

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2011) Why invest in sustainable mountain development? Rome, Italy: FAO Publications. <https://www.fao.org/family-farming/detail/es/c/285444/>

Ford, J. D., Cameron, L., Rubis, J., Maillet, M., Nakashima, D., Willox, A. C., & Pearce, T. (2016). Including indigenous knowledge and experience in IPCC assessment reports. *Nature Climate Change*, 6(4), 349.

Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological economics*, 68(3), 810–821.

Garcia, B., Rimmer, L., Canal Vieira, L., & Mackey, B. (2021). REDD+ and forest protection on indigenous lands in the Amazon. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, 30(2), 207-219.

Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, D. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data.

Glover, D. (2010). Valorizar el medio ambiente; economía para un futuro sostenible. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, Ottawa. <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/handle/10625/44114>.

Goldman, R.L., Benitez, S., Calvache, A. & Ramos, A. (2010) *Water Funds: Protecting Watersheds for Nature and People*. The Nature Conservancy, Arlington, USA. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1),154–159.

Goldman-Benner, R. L., Benitez, S., Boucher, T., et al. (2012). Water funds and payments for ecosystem services: practice learns from theory and theory can learn from practice. *Oryx*, 46(1), 55-63.

Guha, S., & Bhattacharya, S. (2014). Non-parametric Non-stationary modeling of spatio-temporal data through state space approach. arXiv preprint arXiv:1405.6531.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A. Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.X., & J. R. Townshend. (2015). Habitat Fragmentation and its Lasting Impact on Earth's Ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1–9. <http://advances.sciencemag.org/content/1/2/e1500052.abstract>

Hall, A. (2016). REDD+ in Latin America: promises and challenges. En: Coletta, M. and Raftopoulos M. (Eds). *Provincialising Nature: Multidisciplinary Approaches to the Politics of the Environment in Latin America*. Institute of Latin American Studies, School of Advanced Study, University of London. P115-138.

Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301-1315.

Hanley, N., J. F. Shogren y B. White (2002). *Environmental economics in theory and practice*. Nueva York: Palgrave Macmillan.

Hanski, I., Zurita, G. a, Bellocq, M. I., & Rybicki, J. (2013). Species-fragmented area relationship. *PNAS*, 110(31), 12715–12720. <https://doi.org/10.1073/pnas.1311491110>

Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859), 1243-1248 DOI:10.1126/science.162.3859.1243.

Hobbs, R. J. (2000). Land-use changes and invasions. In Mooney H. A., & R. J. Hobbs (Eds.) *Invasive species in a changing world*. (pp. 55–64) Washington, DC: Island Press.

Holmes, G. (2013). What role do private protected areas have in conserving global biodiversity? SRI Papers. Leeds: Sustainability Research Institute (SRI), School of Earth and Environment, The University of Leeds. Available from <http://www.see.leeds.ac.uk/fileadmin/Documents/research/sri/workingpapers/SRIPs-46.pdf>

Holmes, I., Potvin, C., & Coomes, O. T. (2017). Early REDD+ implementation: the journey of an indigenous community in Eastern Panama. *Forests*, 8(3), 67.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265(5178), 1547–1551. <https://doi.org/10.1126/science.265.5178.1547>

IBERDROLA. (s.f.). *10% of the Earth's surface houses 70% of the planet's terrestrial biological diversity*. <https://www.iberdrola.com/sustainability/megadiverse-countries>

IDEAM. (2017). Resultados Monitoreo de la Deforestación 2017. http://www.ideam.gov.co/documents/24277/72115631/Actualizacion_cifras2017+FIN_AL.pdf/40bc4bb3-370c-4639-91ee-e4c6cea97a07

IEA. (2016). Key World Energy Statistics. International Energy Agency, Paris: OECD/ IEA.

IPBES. (2018). *The regional assessment report on BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES FOR THE AMERICAS*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.

IUCN. (2017). Overfishing, reef decline threaten greater Caribbean and Pacific island fisheries – IUCN reports. <https://www.iucn.org/news/secretariat/201706/overfishing-reef-decline-threaten-greater-caribbean-and-pacific-island-fisheries-%E2%80%93-iucn-reports>

Jenkins, C., Pimm, S., Joppa, L. (2013). Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *PNAS*, 110.

Josse, C., G. Navarro, P. Comer, R. Evans, D. Faber-Langendoen, M. Fellows, G. Kittel, S. Menard, M. Pyne, M. Reid, K. Schulz, K. Snow, and J. Teague. (2003). *Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems*. NatureServe, Arlington, VA.

Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., & Agostinho, A. A. (2014). Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24(1), 5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>

Kawaguchi, S., Ishida, A., King, R., Raymond, B., Waller, N., Constable, A., Nicol, S., Wakita, M., & Ishimatsu, A. (2013). Risk maps for Antarctic krill under projected Southern Ocean acidification. *Nature Climate Change*, 3(9), p.843.

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

Kubiszewski, I., Costanza, R., Dorji, L., Thoennes, P., Tshering, K. (2013). An initial estimate of the value of ecosystem services in Bhutan. *Ecosystem Serv* 3:e11–e21

Laufer, G., Gobel, N., Borteiro, C., Soutullo, A., Martínez-Debat, C., & de Sá, R. O. (2018). Current status of American bullfrog, *Lithobates catesbeianus*, invasion in Uruguay and exploration of chytrid infection. *Biological Invasions*, 20(2), 285-291.

Laurance, W. F. (2004). The perils of payoff: corruption as a threat to global biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(8), 0–2.

Lauvset, S.K., Gruber, N., Landschützer, P., Olsen, A. & Tjiputra, J. (2015). Trends and drivers in global surface ocean pH over the past 3 decades. *Biogeosciences*, 12(5), p.1285.

Leadley, P.W., C.B. Krug, R. Alkemade, H.M. Pereira, U.R. Sumaila, M. Walpole, and C. Bellard. (2014). Progress Towards the Aichi Biodiversity Targets: An Assessment of Biodiversity Trends, Policy Scenarios and Key Actions. CBD Technical Series No. 78. Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity

López-Feldman Alejandro, Chávez Carlos, Vélez María Alejandra, Bejarano Hernán, Chimeli Ariaster B., Féres José, Robalino Juan, Salcedo Rodrigo y Viteri César. "COVID-19: impactos en el medio ambiente y en el cumplimiento de los ODS en América Latina". *Revista Desarrollo y Sociedad*, 86 (2020): 104-132. <https://doi.org/10.13043/DYS.86.4>

Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689–710.

Magrin, G., Gay Garcia, C., Cruz Choque, D., Gimenez, J.C., Moreno, A.R., Nagy, G.J., Nobre, C. & Villamizar, A. (2007). Latin America. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden P.J. and Hanson, C.E. (eds) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Cambridge University Press. pp. 581–615.

Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R.P. (2012). *Servicios ecosistémicos y valoración de la biodiversidad*. In: Sánchez, J.A., Madriñán, S. (Eds.) *Biodiversidad, conservación y desarrollo*. Uniandes, Bogotá. p.337-378. ISBN/ISSN: 978-958-695-717-5.

Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R.P., Henao-Henao, J.P., Bruner, A. (2019). "Does exclusion matter in conservation agreements? A case of mangrove users in the Ecuadorian coast using participatory choice experiments". *World Development*. 123C (2019) 104619. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104619>

Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R.P., Vargas Morales, M.E., Henao Henao, J.P., González Tarazona, Y., Guerrero Compeán, R., Schling, M. (2020). *Análisis económico de proyectos para protección costera y restauración de ecosistemas en el Gran Caribe: métodos, desafíos e innovaciones*. Documento CEDE 2020-17. Uniandes, Bogotá. Available at: <http://hdl.handle.net/1992/41129>.

Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R.P., Vargas Morales, M.E., Henao Henao, J.P., González Tarazona, Y., Guerrero Compeán, R., Schling, M. 2020. "Análisis económico de proyectos para protección costera y restauración de ecosistemas en el

Gran Caribe: métodos, desafíos e innovaciones”. Documento CEDE 2020-17. Uniandes, Bogotá. Available at: <http://hdl.handle.net/1992/41129>

Martinez-Santos, P., Aldaya, M.M., Llamas, M.R (2014). Integrated water resources management: state of the art and the way forward. In: Martinez-Santos P., Aldaya M.M. & Llamas M.R (eds). Integrated Water Resources Management in the 21st Century: Revisiting the paradigm. Boca Raton FL, CRC-Press.

McClintock, J. B., Angus, R. A., Mcdonald, M. R., Amsler, C. D., Catledge, S. A., & Vohra, Y. K. (2009). Rapid dissolution of shells of weakly calcified Antarctic benthic macroorganisms indicates high vulnerability to ocean acidification. *Antarctic Science*, 21(5), 449- 456.

McNeil, B. I., & Matear, R. J. (2008). Southern Ocean acidification: A tipping point at 450-ppm atmospheric CO₂. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(48).

https://www.researchgate.net/publication/23486923_Southern_Ocean_acidification_A_tipping_point_at_450-ppm_atmospheric_CO2

Michelson, A. (18-21 de noviembre de 2021). First South American Workshop for the World Temperate Grasslands Conservation Initiative: defining the South American Strategy. San Clemente del Tuyú, Buenos Aires Province, Argentina.

Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Miloslavich, P., Díaz, J., Klein, E., Alvarado, J., Díaz, C., Gobin, J., Escobar-Briones, E., Cruz-Motta, J., Weil, E., Cortés, J., Bastidas, A., Robertson, R., Zapata, F., Martín, A., Castillo, J., Kazandjian, A., Ortiz, M. (2010). Marine biodiversity in the Caribbean: regional estimates and distribution patterns. *PLoS One*, 2.

Morell, V. (2017). World’s most endangered marine mammal down to 30. *Science*, 355(6325): 558-559. hdl.handle.net/10.1126/science.355.6325.558

Moreno Sánchez, R.P. y Maldonado, J.H. (2021). “Avances recientes en los conceptos de servicios ambientales, pagos por servicios ambientales y condiciones para su éxito: lineamientos para formuladores de política y practicantes”. Documento CEDE 2021-3. Uniandes, Bogotá. Available at: <http://hdl.handle.net/1992/48082>

Moreno-Sánchez, R.P. (2012). Incentivos económicos para la conservación, un marco conceptual. Unidad de Apoyo de la Iniciativa para la Conservación en la Amazonía Andina (ICAA). Sociedad Peruana de Derecho Ambiental: Lima. 41p.

Murphy, G. E., & Romanuk, T. N. (2014). A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and evolution*, 4(1), 91-103. <https://doi.org/10.1002/ece3.909>

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C. *et al.* (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Börger, D. J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverria-Londoño, M. J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M. L. K. Harrison, T. Alhousseini, D. J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D. Laginha Pinto Correia, C. D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H. R. P. Phillips, D. W. Purves, A. Robinson, J. Simpson, S. L. Tuck, E. Weiher, H. J. White, R. M. Ewers, G. M. Mace, J. P. Scharlemann, and A. Purvis. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45.

Nunes, L. (2011). An Overview of Recent Natural Disasters in South America. *Bulletin des séances- Académie royale des sciences d'outre-mer*, 57, 409-425.

Olson, D., Dinerstein, E., Wikramanayake, E., Kassem, K., et al. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51(11):933-938.

Ostrom, E., Schlager, E. (1996). The formation of property rights. En S. Hanna, C. Folke, K-G. Maler. (edits.). *Rights to Nature: Ecological, Economic, Cultural and Political Principles of Institutions for the Environment*. Island Press, Washington. pp. 298.

Pagiola, S., Arcenas, A, and Platais, G. (2005). Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. Washington, D.C.: World Bank. Available from <http://esanalysis.colmex.mx/Sorted%20Papers/2005/2005%20USA%20CS%20L.A.,%203F%20Social.pdf>

PAHO. (2020). 2030 Agenda for Drinking Water, Sanitation and Hygiene in Latin America and the Caribbean: A Look from the Human Rights Perspective. Pan American Health Organization, 2020.

Panayotu, T. (1994). Economic instruments for environmental management and sustainable development. United Nations Environment Programme (UNEP), Environment and Economics Unit.

Pauly, D. and D. Zeller (2015). "Catch Reconstruction: concepts, methods, and data sources", Sea Around Us, University of British Columbia [online] <http://www.seaaroundus.org/catch-reconstruction-andallocation-methods/> [November, 2020]

Perry, C., Murphy, G., Kench, P. *et al.* (2013). Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature Communications* 4. <https://doi.org/10.1038/ncomms2409>

Porras, I., Barton, D.N., Chacón-Cascante, A., et al. (2013). Learning from 20 years of payments for ecosystem services in Costa Rica. London, UK: International Institute for Environment and Development.

Recio, M.E. (2018). Transnational REDD+ rule making: The regulatory landscape for REDD+ implementation in Latin America. *Transnational Environmental Law*, 7(2), 277-299.

Ribeiro, M., Metzger, J., Martensen, A., Ponzoni, F., Hirota, M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141-1153 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

Richards, P. D., Myers, R. J., Swinton, S. M., & Walker, R. T. (2012). Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. *Global environmental change*, 22(2), 454-462.

Ruyle L.E. (2017). The Impacts of Conflict on Biodiversity in the Anthropocene. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Published on line. doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09849-3

Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Skykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M.,

& Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

Salas, S., Chuenpagdee R, Seijo JC, Charles A (2007) Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fish Res* 87:5-16.

Salas,S., R. Chuenpagdee, A. Charles and J.C. Seijo (eds). (2011). Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome, FAO.

Salzman, J., G. Bennett, N. Carroll, A. Goldstein, and M. Jenkins. 2018. The Global Status and Trends of Payments for Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, 1(3), 136-144.

Sánchez-Azofeifa, G. A., Castro-Esau, K. L., Kurz, W. A., & Joyce, A. (2009). Monitoring carbon stocks in the tropics and the remote sensing operational limitations: from local to regional projects. *Ecological Applications*, 19(2), 480-494.

Scheffers, B. R., De Meester, L. Bridge, T. C. L., Hoffmann, A. A., Pandolfi, J. M., Corlett, R. T., Butchart, S. H. M., PearceKelly, P., Kovacs, K. M., Dudgeon, D., Pacifici, M., Rondinini, C., Foden, W. B., Martin, T. G., Mora, C., Bickford, D., & Watson, J. E. M. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313), aaf7671.

Schleupner, C., & Link, P. M. (2008). Potential impacts on important bird habitats in Eiderstedt (Schleswig-Holstein) caused by agricultural land use changes. *Applied Geography*, 28(4), 237-247.

Seeliger U, Kjerfve B (eds) (2001) Coastal and marine ecosystems of Latin America, *Ecological studies*, vol 144. Springer, Berlin.

Smith, R. J., Muir, R. D., Walpole, M. J., Balmford, A., & Leader-Williams, N. (2003). Governance and the loss of biodiversity. *Nature*, 426(6962), 67.

Spalding, M., Fox, H., Allen, G., Davidson, N., Ferdaña, Z., Finlayson, M., Halpern, B., Jorge, M., Lombana, A., Lourie, S., Martin, K., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C., Robertson, J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57, 573-583. <https://doi.org/10.1641/B570707>

Sumaila, U.R., Ebrahim, N., Schuhbauer, A., Skerritt, D., Li, Y., Kim, H.S., Mallory, T.G., Lam, V., Pauly, D. (2019). Updated estimates and analysis of global fisheries subsidies. *Marine Policy*. 109. 10.1016/j.marpol.2019.103695

Tambutti, M., Gómez, J. (coords.). (2022). *Panorama de los océanos, los mares y los recursos marinos en América Latina y el Caribe: conservación, desarrollo sostenible y mitigación del cambio climático*. Documentos de Proyectos (LC/TS.2020/167/Rev.1), Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).

TBTI (2018). Latin America and the Caribbean Small Scale Fisheries: A Regional Synthesis. Too Big To Ignore. Research Report Number R02/2018. St. John's, Newfoundland, Canada, 42 pages.

Telmer, K. H., & Veiga, M. M. (2009). World emissions of mercury from artisanal and small scale gold mining. In *Mercury fate and transport in the global atmosphere* (pp. 131-172). Springer, Boston, MA.

The Nature Conservancy. (2005). *Assessing Linkages between Agriculture and Biodiversity in Central America: Historical Overview and Future Perspectives*. San Jose, Costa Rica: Mesoamerican & Caribbean Region, Conservation Science Program.

UICN. (2019). *Reconociendo y reportando otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas*. UICN, Gland, Suiza

UNDP. (2010). *América Latina y el Caribe: Una Superpotencia de Biodiversidad*. Documento de política.

UNEP-WCMC. (2016). *The State of Biodiversity in Latin America and the Caribbean: A mid-term review of progress towards the Aichi Biodiversity Targets*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

United Nations Environment Programme UNEP. (2004). *Economic instruments in biodiversity related multilateral environmental agreements*. United Nations Publication.

United Nations Environment Programme UNEP. (2007). *Hydropolitical Vulnerability and Resilience along International Waters. Latin America and the Caribbean*. Nairobi, UNEP.

United Nations Environment Programme UNEP. (2010). *State of Biodiversity in Latin America and the Caribbean*. <https://www.cbd.int/gbo/gbo3/doc/StateOfBiodiversity-LatinAmerica.pdf>

United Nations Environment Programme UNEP. (2011). *State of Biodiversity in Latin America and the Caribbean*.

United Nations Environment Programme UNEP. (2012). *Global Environment Outlook: Policy Options for Latin America and the Caribbean*. Regional Office for Latin America and the Caribbean. Panama City, Panama. Available from http://www.unep.org/geo/pdfs/geo5/Brief_PES_biodiversity.pdf.

United Nations Environment Programme UNEP. (2016). *Biodiversity in Latin America and the Caribbean Elements for Session 2: Biodiversity in the 2030 Agenda*. http://www.pnuma.org/forodeminstros/20-colombia/documentos/Background_Biodiversity_Document_26_02_16.pdf

Uribe B., E. (2015). *Estudios del cambio climático en América Latina: El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina*. CEPAL. <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/39855>

Valliere, J. M., Irvine, I. C., Santiago, L., & Allen, E. B. (2017). High N, dry: experimental nitrogen deposition exacerbates native shrub loss and nonnative plant invasion during extreme drought. *Global Change Biology*, 23(10), 4333-4345.

Van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F. *et al.* (2015). Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature* 525, 100–103. <https://doi.org/10.1038/nature14910>

Vila, M., & Ibáñez, I. (2011). Plant invasions in the landscape. *Landscape ecology*, 26(4), 461-472.

Villalobos, V., García, M., Ávila, F. (2017). *El agua para agricultura de las Américas*. IICA

Weinhold, D., Killick, E., & Reis, E. J. (2013). Soybeans, poverty and inequality in the Brazilian Amazon. *World Development*, 52, 132-143.

Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615.

Wittmann, F., Householder, E., De Oliveira, A., Lopes, A., Junk, W., Piedade, M. (2015). *Implementation of the Ramsar Convention on South American wetlands: an update*. *Research and Reports in Biodiversity Studies*, 4, 47–58.

World Travel and Tourism Council, WTTC. (2021). Travel and Tourism Economic Impact 2021. Global Economic Impact & Trends 2021. WTTC. 29p.

Worm, B., Lotze, H. K., Jubinville, I., Wilcox, C., & Jambeck, J. (2017). Plastic as a persistent marine pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*, 42.

Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117 (Sept. 2015):234-243.

Wunder, S. y R.P. Moreno-Sánchez (2011). "REDD: ¿qué debemos saber?". Disponible en: http://www.gestionambientalestrategica.com/redd_que_debemos_saber.php.

Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: Some nuts and bolts. Center for International Forestry Research. CIFOR Occasional paper N. 42.

Wunder, S., Börner, J., Ezzine-de-Blas, D., Feder, S. & Pagiola, S. (2020) Payments for Environmental Services: Past Performance and Pending Potentials. *Annual Review of Resource Economics*, 12: 23.1–23.26.

Wunder, S., Engel, S., Brouwer, R. & Ezzine-de-Blas, D. (2018). From principles to practice in paying for nature's services. *Nature Sustainability*, 1(March): 145-150.