

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR  
FACULTAD DE ECONOMÍA Y GESTIÓN EMPRESARIAL  
CARRERA ECONOMÍA**

**Trabajo de Integración Curricular previo  
a la obtención del título de Economista**

**Artículo Académico**

***Restauración de paisajes y bioemprendimientos para impulsar la  
bioeconomía en Ecuador: Estudio de casos (2018–2024).***

**Luis Eduardo Totoy Burbano  
letotoy@puce.edu.ec**

**Directora: Jaqueline Contreras Díaz, PhD.  
yjcontreras@puce.edu.ec**

**Quito, junio de 2025**

## **Resumen**

La degradación ambiental es un proceso multicausal que deteriora la capacidad funcional de los ecosistemas, al afectar procesos ecológicos esenciales como el ciclo de nutrientes o la formación y mantenimiento de los suelos, y acelerar fenómenos como la degradación del paisaje y la pérdida de biodiversidad. En países megadiversos se evidencian cambios en el uso del suelo por presiones antropogénicas sobre los ecosistemas, produciendo un uso intensivo de materias primas en los procesos productivos. Esto refuerza el imperativo de transitar hacia un enfoque que concilie la creación de valor económico y el aprovechamiento sostenible de los recursos biológicos. La bioeconomía se posiciona como un enfoque de desarrollo emergente que se contrapone a modelos extractivistas, y presenta oportunidades estratégicas para implementar procesos de restauración de paisajes degradados (vía ecológica) y fomentar bioemprendimientos (vía económica). Esta articulación tiene el potencial de viabilizar la bioeconomía en términos operativos, al traducir principios teóricos en acciones concretas en territorio e integrar la recuperación ecológica con actividades productivas a nivel rural y periurbano. La presente investigación aporta con un primer insumo de evidencia empírica para el contexto ecuatoriano, a partir de la valoración económica de servicios ecosistémicos restaurados en tres proyectos seleccionados, para el contraste de los beneficios asociados a la recuperación de ecosistemas y los costos operativos de estas intervenciones, bajo una versión simplificada del análisis costo-beneficio (ACB). Los hallazgos arrojan indicios consistentes que respaldan la hipótesis de articular acciones de restauración y bioemprendimientos como estrategia integral para materializar y, de forma progresiva, consolidar la política de bioeconomía en Ecuador.

**Palabras clave** (Códigos JEL): Q01 – Desarrollo sostenible, Q57 – Servicios ecosistémicos, Q57 – Bioeconomía, Q51 – Valoración de los efectos medioambientales, D61 – Análisis coste-beneficio

## **Abstract**

Environmental degradation is a multi-causal process that impairs the functional capacity of ecosystems by affecting essential ecological processes such as the nutrient cycle or soil formation and maintenance and accelerate phenomena such as landscape degradation and biodiversity loss. In megadiverse countries, changes in land use are evident due to anthropogenic pressures on ecosystems, leading to intensive use of raw materials in production processes. This reinforces the imperative to move towards an approach that reconciles the creation of economic value with the sustainable use of biological resources. The bioeconomy is positioned as an emerging development approach that contrasts with extractive models and presents strategic opportunities to implement processes for the restoration of degraded landscapes and to promote bio-enterprises. This articulation has the potential to make the bioeconomy viable in operational terms by translating theoretical principles into concrete actions on the ground and integrating ecological recovery with productive activities at the rural and peri-urban levels. This research provides initial empirical evidence for the Ecuadorian context, based on the economic valuation of restored ecosystem services in three selected projects, to contrast the benefits associated with ecosystem recovery and the operational costs of these interventions, using a simplified version of cost-benefit analysis (CBA). The findings provide consistent evidence supporting the hypothesis of coordinating restoration actions and bio-enterprises as a comprehensive strategy to implement and progressively consolidate the bioeconomy policy in Ecuador.

**Key word** (JEL Codes): Q01 – Sustainable Development, Q57 – Ecosystem Services, Q57 – Bioeconomics, Q51 – Valuation of Environmental Effects, D61 – Cost–Benefit Analysis

## Introducción

La degradación del medio ambiente se manifiesta a escala global como resultado de una compleja interacción de factores biofísicos, económicos y sociales interrelacionados, con impactos acentuados en países con alta biodiversidad y riqueza biológica (Wang & Dong, 2019). Brander & Guisado-Göni (2023) analizan un determinado grupo de factores que contribuyen a la degradación ambiental y concluyen que el factor de influencia antropogénica que genera una mayor presión sobre el medio ambiente es el avance de la frontera agrícola, particularmente en zonas tropicales donde coinciden una mayor diversidad de especies y una dinámica creciente de cambios en el uso del suelo (Phalan et al., 2013). En territorio, sus efectos se evidencian en procesos de cambio ambiental como la pérdida de biodiversidad, la degradación de los suelos, el deterioro de los servicios ecosistémicos y la exacerbación del cambio climático, con incidencia directamente sobre las condiciones de vida de las comunidades y, en general, sobre el bienestar humano (Pacheco et al., 2018). Autores como Laurance et al. (2014) y Vanbergen et al. (2020) refuerzan lo expuesto por Brander y Guisado Göni y agregan que, en el contexto de países megadiversos, estos procesos que, además, responden a dinámicas naturales, se manifiestan en transformaciones del paisaje, degradación de los ecosistemas y conflictos socioecológicos — disputas entre las actividades agrícolas y las acciones de conservación —.

Por consiguiente, los países con un alto capital natural se enfrentan a una doble presión con relación al aprovechamiento de su patrimonio natural. Por un lado, la pérdida acelerada de sus recursos naturales renovables — como resultado de la interrelación entre factores antrópicos y dinámicas naturales —, mientras que, por el otro, el imperativo de impulsar la actividad productiva en comunidades rurales y periurbanas con miras en el desarrollo socioeconómico (Sarukhán et al., 2014). Niesenbaum (2019) postula que para avanzar en la resolución de este conflicto socioambiental se deben adoptar esquemas de desarrollo adaptados y políticas públicas especializadas con orientación al equilibrio de objetivos de conservación de los recursos de origen biológico y el fomento de actividades productivas sostenibles — la agroforestería, la ganadería regenerativa, la recolección y el uso sostenible de productos forestales no maderables (PFNM), el aprovechamiento sostenible de productos forestales maderables, los bioemprendimientos y otras prácticas compatibles con la conservación de los ecosistemas —.

Ecuador, al igual que otros países megadiversos, ha experimentado, en las últimas décadas, una acelerada transformación de sus ecosistemas, principalmente de los ecosistemas terrestres — también, de ecosistemas costero-marinos de los que se dispone de limitada información estadística — (Zamora et al. 2022). Sierra et al. (2021) señalan que, entre 1990 y 2018, la cobertura nacional de bosques nativos disminuyó, en valores absolutos, en 12 puntos porcentuales. Una reducción equivalente al 16 % con respecto a la cobertura forestal reportada en 1990. Los autores atribuyen estas alteraciones, en mayor parte, al avance de la frontera agropecuaria, pero, además, a la intensificación de prácticas como plantaciones forestal de uso comercial<sup>1</sup>. Estas actividades, señalan, podrían explicar hasta un 70% la tasa de deforestación bruta observada durante ese período. Sin embargo, la pérdida de cobertura forestal no siempre es igual a la tasa de deforestación, puesto que, la primera podría estar explicada por el factor humanos y perturbaciones naturales — tala de bosques para uso comercial, incendios no provocados, enfermedades en especies forestales, etc. —, mientras que, la segunda, está siempre supeditada a los efectos de la actividad humana (Global Forest Watch [GFWb], s.f.).

Coincidiendo con los hallazgos de Sierra et al. (2021), series de mayor cobertura temporal, como las reportadas por la plataforma *Global Forest Watch* (GFW), refuerzan las tendencias descritas. Según cifras de GFW, entre 2001 y 2024, se habría registrado una pérdida de alrededor de 997 mil hectáreas de cobertura forestal en todo

---

<sup>1</sup> Esta afirmación coincide con el Informe de Ecuador para la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2020, documento en donde se destaca que la pérdida de cobertura arbórea en el país obedece a la conversión a tierras agrícolas y a la extracción de recursos maderables de estos territorios, así como, en menor medida, a las construcciones e infraestructura para la explotación petrolera (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2020).

el territorio nacional (kha) (GFWa, s.f.). Sucumbíos (174 kha), Orellana (151 kha), Esmeraldas (125 kha), Manabí (95 kha) y Morona Santiago (93,5 kha) habrían concentrado 55% de las pérdidas de cobertura arbórea observadas en ese período, siendo el ecosistema del bosque primario húmedo, ubicado en la región amazónica y en zonas de la provincia de Esmeraldas, el que registró la mayor afectación, acumulando el 25% de las pérdidas de cobertura arbórea en 23 años (241 kha). Una tercera fuente consolida esta argumentación. De conformidad con el *Global Forest Resources Assessment 2020*, entre 1990 y 2020, la superficie boscosa total de Ecuador, en millones de hectáreas, habría disminuido en 1.2 millones trascurridas tres décadas. En tanto, la tasa de cambio neto del área forestal había desacelerado, aunque la trayectoria permanece siendo negativa desde 1990 (-0,3 millones de ha en la última década entre 2010 y 2020) (FAO, 2020).

Los registros estadísticos de degradación en suelos cultivados aportan elementos clave adicionales para contextualizar la situación medio ambiental de Ecuador. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) exponen que el alrededor del 50% de los suelos cultivados del país, presentan una erosión de moderada a severa, lo que repercute negativamente en la fertilidad edáfica (FAO, 2020). Segarra (2017) vincula esta doble problemática ambiental y productiva, a factores antrópicos exacerbados por procesos naturales que inciden en la degradación de los suelos<sup>2</sup>. Según el criterio técnico del autor, la compactación de los suelos constituye el problema más generalizado en las áreas de cultivo del país, alcanzando una extensión aproximada de 20,5 % del territorio nacional<sup>3</sup>. De igual forma, reconoce en la pérdida de cobertura vegetal al principal factor asociado a los procesos de degradación en unidades de territorio convertidos al cultivo y los pastizales, con base en la clasificación "*Land Use System*" (LUS)<sup>4</sup>. En línea con estos indicadores, la GFW, empleando registros desde el año 2001, estima la tasa promedio de degradación del suelo en Ecuador en 5,2%; equivalente a 636 millones de toneladas métricas de emisiones de dióxido de carbono (Mt de CO<sub>2</sub>) (GFWa, s.f.).

Estas cifras, parte de un conjunto más amplio de indicadores, permiten establecer la premisa de que las presiones antrópicas responsables de la degradación ambiental conllevan la pérdida potencial de ecosistemas y, por consiguiente, de los servicios ecosistémicos que de estos se generan, con implicaciones ambientales, económicas y sociales de consideración (Schlenker & Frank, 2016). Si bien la estadística que perfila la transformación de ecosistemas presenta limitaciones, es posible tomar la referencia del *Environmental Performance Index 2024 (EPI)*<sup>5</sup>, índice compuesto de actualización decenal, con base en indicadores ambientales y socioambientales, categorías temáticas y criterios de política pública, para el monitoreo del desempeño ambiental de una muestra de 180 países entre los que consta el Ecuador. En su versión más reciente de 2024, el EPI reporta que el país se ha posicionado en el cuartil superior del ranking global, alcanzando 51,3 puntos de una escala de 100, lo que refleja un avance de 7,4 puntos en comparación con la última medición de hace 10 años (Block et al., 2024).

Sin embargo, el componente de los servicios ecosistémicos demuestra que el país ha logrado solamente avances marginales en la conservación de los ecosistemas, o incluso retrocesos. Mientras que el componente agregado fija una puntuación de 38,3 y una ligera caída de -0,5 al cambio en 10 años, el subcomponente de

---

<sup>2</sup> Entre los principales factores que el autor identifica figuran la compactación de los suelos, las prácticas inadecuadas agrícolas y ganaderas, la erosión hídrica, el uso inadecuado de fertilizantes y agroquímicos, la deforestación y la pérdida de cobertura vegetal.

<sup>3</sup> El autor argumenta que la compactación de suelos en Ecuador se explica, fundamentalmente, por el uso excesivo de maquinaria pesada y/o el pisoteo del ganado.

<sup>4</sup> LUS, abreviatura de "Land Use System", se refiere a una categoría que comprende unidades territoriales con rasgos parecidos en términos de su extensión, uso principal y condiciones biofísicas, lo que permite el estudio espacial de procesos como la degradación, transformación productiva o preservación de suelos. Su aplicación es habitual en investigaciones de ordenamiento territorial, administración ambiental y seguimiento de modificaciones en el paisaje, especialmente utilizado por entidades como la FAO.

<sup>5</sup> El Environmental Performance Index (EPI), elaborado por las universidades de Yale y Columbia, es un índice compuesto normalizado de 58 indicadores ambientales y socioambientales, agrupados en 11 categorías temáticas y 3 grandes objetivos de política pública: 1) salud ambiental, 2) vitalidad de los ecosistemas y 3) mitigación del cambio climático. El objetivo subyacente de la medición es contribuir con un insumo para la evaluación integral y comparativa de la consecución de distintos objetivos de política pública, identificando fortalezas y debilidades, para priorizar acciones de intervención y asignación presupuestaria, en cumplimiento con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), el Acuerdo de París, y el Marco Global de Biodiversidad de Kunming-Montreal (Block et al., 2024).

pérdida de cobertura arbórea reporta una de leve mejora de 0,6 puntos con respecto a la última década (38,6 puntos a 2024). Pese a que ambas puntuaciones dan cuenta de un desempeño ambiental que se podría considerar deficiente, esta pequeña mejora en el segundo indicador podría sugerir que los esfuerzos desplegados por la autoridad nacional han logrado un efecto limitado en la reducción de la deforestación. Aunque las estadísticas oficiales son ambiguas y fragmentadas, esto podría estar alineado al cumplimiento de la meta de restauración de áreas degradadas de 10.000 ha por año hasta 2030, establecido en el marco del “Plan Nacional de Restauración Forestal 2019-2030” (PNRF) (MAE, 2019). Según proyecciones de entidades como PROAmazonía, se habrían logrado restaurar, hasta 2024, 35.000 ha acumuladas desde 2019, lo que implicaría un cumplimiento cercano al 43% de la meta establecida. Sin embargo, el ritmo de reforestación habría disminuido a partir de 2021, representando un déficit acumulado de alrededor de 6.000 ha para ese mismo período (Rivas et al. 2024).

Una situación similar se presenta con el subcomponente de pérdida de humedales, con un puntaje de 34,4, pero con una importante mejora en torno a +4,2 puntos al cambio de 10 años. Posiblemente, a consecuencia de mayores y más eficientes intervenciones. En cuanto al subcomponente de pérdida de pastizales, si bien el puntaje se asemeja al del resto de subcomponentes al cambio de 10 años (36,2), este ha caído de forma pronunciada desde la última medición (-25,7 puntos) (Block et al., 2024). Esto reforzaría el argumento previo sobre los efectos adversos de la expansión agropecuaria en Ecuador y, presumiblemente, de la ausencia o limitada efectividad de la política pública en este ámbito.

Con base en la evidencia presentada, es posible señalar que el Ecuador se enfrenta a importantes desafíos con respecto a la conservación del capital natural y la sostenibilidad de su modelo de desarrollo a largo plazo. Más aún cuando 29% de su riqueza per cápita tendría como origen el aprovechamiento de sus recursos biológicos (Interactive Country Fiches, s.f.). Las crecientes presiones sobre los ecosistemas y la aparente debilidad de las políticas públicas para la conservación y de desarrollo socioeconómico rural y periurbano, imponen la necesidad de hacer operativa la transición a modelos de desarrollo que asignen valor a las funciones ecológicas, en procura de una adecuada toma de decisiones para su conservación, regeneración y aprovechamiento sostenible de los ecosistemas (Shaoliang et. al, 2023).

En este contexto, la bioeconomía, en su interpretación desde la economía ambiental, se presenta como un paradigma de desarrollo emergente que, partiendo del uso sostenible de los recursos biológicos, impulsa la generación de valor ambiental, económico y social (Bugge et al., 2016). Sin embargo, su implementación demanda de una estrategia que contribuya efectivamente a mitigar posibles tensiones socioecológicas, con el propósito de avanzar hacia objetivos ambientales y socioeconómicos susceptibles de ser incorporados en las agendas nacionales de desarrollo (Aguilar et al., 2019). De este modo, la restauración de paisajes degradados configura una respuesta estratégica a esta demanda identificada, y constituye una condición habilitante para la bioeconomía, al recuperar la base biológica de territorios afectados por fenómenos ambientales de origen antrópico como, por ejemplo, la deforestación, al tiempo de generar externalidades socioecológicas positivas, entre las que destacan, el restablecimiento de servicios ecosistémicos y la generación de oportunidades de producción de bienes y servicios de origen biológico (Tietenberg & Lewis, 2024). Los bioemprendimientos, a su vez, entendidos como actividades de mercado con enfoque territorial que tienden a la maximización del potencial productivo de los recursos biológicos recuperados, al tiempo de reducir las presiones antrópicas sobre los ecosistemas, consolidan un círculo virtuoso con potencial para integrar la conservación y el desarrollo sostenible (Sinha et al., 2021).

No obstante, a pesar del potencial transformador de la sinergia entre restauración de paisajes y bioemprendimientos, en donde la conservación del medio ambiente, la regeneración ecológica y el aprovechamiento sostenible del capital biológico se advierten como objetivos de política pública complementarios y no excluyentes; existen vacíos metodológicos y, principalmente, de evidencia empírica sobre el grado en que este tipo de iniciativas podrían contribuir a la consolidación de enfoques de desarrollo como la bioeconomía (Krainovic et al., 2024). Tal como sugiere Rincón-Ruiz (2023), esta situación es consecuencia, entre otros factores, a la ausencia de sistematización y homologación de fuentes de información,

a la dispersión de metodologías de evaluación y la carencia de marcos estandarizados de comparación; brechas que condicionan su incorporación como insumos en el ciclo de las políticas públicas (Miteva, 2019).

Sin embargo, y a pesar de su diversidad metodológica y operativa, la valoración económica de servicios ecosistémicos, alineada a una lógica de evaluación económica bajo el análisis costo-beneficio (ACB), configura una propuesta de marco analítico estructurado que, a partir de la asignación de valores monetarios a servicios ecosistémicos restaurados y el cálculo de indicadores económicos como la relación beneficio-costos (B/C) y el valor social neto (VSN), permitan determinar la potencial contribución de la convergencia funcional entre la restauración de paisajes degradados y los bioemprendimientos, a la implementación territorial de la bioeconomía y su progresiva consolidación como política de desarrollo sostenible (Guillemot et al., 2024; Joseph et al., 2020; Wainaina et al., 2020).

De lo expuesto, la presente investigación pretende responder a la siguiente pregunta de investigación para el contexto de estudio:

¿Cuál es la contribución económica potencial de los servicios ecosistémicos generados por iniciativas de restauración de paisajes y bioemprendimientos durante el período 2018–2024, estimada mediante un análisis costo-beneficio simplificado, como insumo para operativizar la política pública de bioeconomía en Ecuador?

En correspondencia con la pregunta de investigación planteada, se establece el siguiente objetivo de investigación:

Valorar monetariamente la contribución económica potencial de los servicios ecosistémicos susceptibles de valoración, generados por iniciativas de restauración de paisajes y bioemprendimientos en casos seleccionados entre 2018 y 2024, mediante un análisis costo-beneficio simplificado, como insumo de evidencia empírica orientada a operativizar la política pública de bioeconomía en Ecuador.

Con la finalidad de presentar un primer insumo para el contexto ecuatoriano, la presente investigación toma como referencia el trabajo de Lucchesi et al. (2024), y plantea una metodología adaptada a la disponibilidad y calidad de la información de base, desde la sistematización de tres proyectos documentados (casos de estudio), que se vinculan a iniciativas de restauración de paisajes degradados y bioemprendimientos ejecutados por el sector público y la cooperación internacional, con delimitación en el periodo 2018-2024. Para implementar la metodología integrada de Lucchesi et al. (2024), se realiza una valoración económica parcial de servicios ecosistémicos restaurados a partir de estas intervenciones, que incluye valores de uso (directo e indirecto) y valores de opción, a través de métodos de valoración basados en el mercado y por transferencia de beneficios. Los valores monetizados que se traducen en beneficios ambientales y económicos, se contrastan los costos operativos o de implementación de los proyectos, en el marco de un análisis costo-beneficio simplificado (ACBS).

Esta valoración simplificada permitirá ofrecer evidencia preliminar sobre su potencial contribución económica sentando así bases analíticas para la formulación de nuevos estudios que profundicen en el diseño de políticas públicas de bioeconomía basadas en evidencia.

El documento se organiza de la siguiente manera: en primer lugar, se presenta una revisión de la literatura que integra conceptos y hallazgos empíricos sobre la relación entre la restauración de paisajes degradados, los bioemprendimientos y su articulación con la bioeconomía. En segundo lugar, se describe de manera detallada la metodología general del estudio y las limitaciones enfrentadas para responder a la pregunta de investigación planteada. Posteriormente, se exponen los resultados junto con la explicación del procedimiento metodológico específico seguido en el análisis de cada caso. Finalmente, se ofrece una discusión sobre las implicaciones de los hallazgos y se presentan las conclusiones del estudio.

## ***Revisión de literatura***

La sección que se desarrolla a continuación, pretende fundamentar conceptual y empíricamente la sinergia entre la restauración de paisajes degradados — como parte integrante de la restauración ecológica integral — e iniciativas de bioemprendimientos con base territorial en zonas rurales y periurbanas, como estrategias articuladas con el potencial para el impulso de una política pública de bioeconomía híbrida, en torno a dos visiones o formas de bioeconomía: la bioeconomía basada en los recursos naturales — esto es, en el aprovechamiento sostenible de la biomasa y de la biodiversidad —, y la bioeconomía basada en el desarrollo territorial ecológico/regenerativo — orientada a integrar a los procesos productivos los efectos de procesos socioecológicos — (Bugge et al., 2016). Se excluye de esta revisión una tercera visión estratégica en la innovación tecnológica y el vínculo entre ciencia e industria — principalmente, la biotecnología para la creación de nuevos productos y de procesos bio-basados —, por constituir una dimensión avanzada de bioeconomía aplicable a las condiciones de un determinado grupo de países de economías desarrolladas (Vivien et al., 2019).

Se parte entonces de reconocer que los procesos de restauración de paisajes pueden regenerar servicios ecosistémicos para la sostenibilidad ambiental y socioeconómica de los territorios, al tiempo que los bioemprendimientos, que integran la teoría del emprendimiento rural y las cadenas de valor, podrían constituir puentes para la transformación de los servicios ecosistémicos en valor económico y social, impulsando el desarrollo sostenible (Rodríguez, 2022). Esta perspectiva teórica que, en ausencia de evidencia empírica, suscita interrogantes con relación a su viabilidad y real potencial para la implementación y la consolidación de una política pública de bioeconomía, constituye el eje central de esta sección. En primer lugar, se revisará la base teórica de la bioeconomía, desde la perspectiva de la economía ambiental, y su vinculación con la teoría de la evaluación económica y la valoración de servicios ecosistémicos. A partir de ello, se realiza una síntesis bibliográfica de la restauración de paisajes degradados y su potencial como condición habilitante del enfoque de bioeconomía. Finalmente, como tercer punto, se estudian las características y alcances de los bioemprendimientos en el contexto de ecosistemas restaurados, con perspectiva en su integración a las acciones de restauración de paisajes.

### **La bioeconomía, la evaluación económica y la valoración de servicios ecosistémicos desde la perspectiva de la economía ambiental.**

La bioeconomía, desde una acepción general, se concibe como un enfoque de desarrollo emergente que promueve el aprovechamiento eficiente y sostenible de los recursos biológicos renovables, en procura de la generación de valor agregado ambiental, económico y social, con atención en los límites biofísicos del planeta, en procura de la consecución de distintos objetivos como la conservación de la biodiversidad, la sostenibilidad fuerte, el respecto de los saberes locales y el desarrollo socioeconómico de los territorios, entre los principales (Liobikienė et al., 2019; Steffen et al., 2015). En este contexto, los ecosistemas se conciben como proveedores de bienes y servicios ecosistémicos — los beneficios físicos, sociales y económicos provistos por la naturaleza — que, pese a su relevancia para el bienestar humano, comúnmente carecen de un valor o precio de mercado, lo que da espacio a fallas de mercado que hacen difícil se adopten acciones de política para su conservación y manejo sostenible (Barbier, 2019; Gowdy et al., 2010).

Esta limitación estructural de los mercados convencionales dado el carácter no transable de los servicios ecosistémicos — esto es, la inexistencia de un mercado formal para su intercambio —, ha impulsado el desarrollo de distintos métodos o enfoques de valoración económica, en el marco del concepto de valor económico total de los ecosistemas (VET), que representa la agregación de todos los valores atribuibles y cuantificables de un determinado recurso natural o ecosistema —. Tomando como referencia a Pascual et al. (2010), en la tabla 1 se distinguen las distintas formas de valor económico que puede ser asignadas a los ecosistemas:

**Tabla 1. Clasificación del Valor Económico Total (VET) de los Ecosistemas**

Categoría	Subcategoría	Descripción	Ejemplos
Valor de uso	Directo	Proviene del uso inmediato y tangible de bienes y/o servicios de los ecosistemas	Explotación de productos maderables, recolección productos no maderables (frutos silvestres), actividad agropecuaria (producción de alimentos), ganadería regenerativa, pesca artesanal, entre otros.
	Indirecto	Proviene del uso funcional de los ecosistemas, sin una intervención directa en la extracción de recursos naturales renovables.	Regulación del clima y del microclima, captura de carbono de la atmósfera, control de inundaciones y erosión de suelos, recarga y regulación hídrica, polinización natural, entre otros.
Valor de opción	N/A	Corresponde al valor otorgado a la posibilidad de utilizar a futuro un bien y/o servicio, aunque no se utilice hoy.	Previsión de una actividad comercial a futuro de productos maderables y/o no maderables de zonas conservadas, impulsar actividades de turismo sostenible o ecoturismo en un natural protegida que no se visitan hoy, conservar una especie de planta amazónica con potencial para uso farmacéutico, entre otros.
Valor de no uso	Existencia	Corresponde al valor otorgado a un recurso natural renovable por su sola existencia, sin la necesidad de utilizarlo.	Valorar la existencia de un bosque primario protegido, sin propósitos comerciales.
	Legado	Constituye un valor asociado a no utilizar un recurso natural hoy, y dejarlo disponible para futuras generaciones.	Conservar un bosque primario para que sus potenciales beneficios recaigan sobre próximas generaciones.
	Altruismo	Corresponde al valor derivado del hecho de que otros puedan beneficiarse del recurso o servicio.	El reconocer que comunidades indígenas amazónicas siguen utilizando plantas medicinales ancestrales.

**Fuentes:** Pascual et al. (2010), Shah (2018).

**Elaboración:** El autor.

En cuanto a los mecanismo que se utilizan para la valoración de mercado de los servicios ecosistémicos, la bibliografía establece dos grandes categorías: los métodos de valoración de mercado y los métodos de valoración no basados en el mercado. Los primeros, con fundamento en precios de mercado observables y de carácter oficial, así como en estimaciones a partir de funciones de producción, mientras que, aquellos no basados en el mercado, se estructuran en torno a las preferencias reveladas por los individuos o en la transferencia de estimaciones realizadas en contextos distintos a los que se estudian (Freeman et al., 2014). La tabla 2 resume los métodos de mayor presencia en estudios empíricos, con énfasis en aquellos aplicables al contexto de la restauración de paisajes:

**Tabla 2. Métodos de valoración económica ambiental según la existencia o no de mercado.**

Tipo de método	Método específico	Descripción	Ejemplos
Métodos de valoración de mercado	Precios de mercado	Adopta precios reales de bienes y servicios ecosistémicos comercializados en mercados formales.	Comercialización de productos maderables, de productos no maderables (frutos silvestres), distribución de agua para el consumo humano, entre otros.
	Funciones de producción	Estima el valor monetario de un ecosistema como un insumo de	

		producción de una determinada actividad económica.	El valor económico de un bosque, a partir de sus fuentes de agua para su disposición en el riego agrícola.
	Costos o daños evitados	Calcula el valor según los costos que se previenen gracias al ecosistema.	La reducción de daños por control de inundaciones gracias a la presencia de humedales.
	Costos de reposición o de restauración	Valora el costo por reemplazar la función de un ecosistema de forma artificial.	El costo de reforestar un área degradada para evitar la erosión ante la pérdida de vegetación natural.
<b>Métodos de valoración no basados en el mercado</b>	Valoración contingente	Establece el levantamiento de información primaria — por medio de encuestas —, con respecto a la disposición a pagar o a recibir una compensación por cambios en el uso de un ecosistema.	Un pago hipotético por la conservación de un bosque primario.
	Experimentos de elección	Se orienta a revelar preferencias al plantear escenarios hipotéticos con atributos ambientales variados, para la elección de una opción preferida.	La posibilidad de elegir entre distintos planes de restauración forestal, que pueden variar en cobertura vegetal, número de especies conservadas y costos de implementación por año.
	Método del costo del viaje	El método designa que el tiempo de los individuos y los gastos de transporte que asumen, reflejan el valor recreativo de un sitio natural.	Valor económico de una iniciativa de ecoturismo en una reserva natural.
	Precios hedónicos	Relaciona cómo las características ambientales de un entorno — calidad del aire, calidad del suelo, acceso a fuentes de agua, contaminación acústica, biodiversidad urbana, etc. —, influyen en el valor de mercado de un determinado bien.	Efectuar una medición del incremento del valor de una vivienda que se ubica cerca de un parque urbano o de zonas con menor contaminación del aire
	Transferencia de beneficios	Utiliza los hallazgos de otros estudios para aplicarlos en contextos similares, que no cuentan con información propia o con información fiable.	Aplicar resultados de estudios de valoración de humedales de un determinado territorio para aplicarlo al contexto de otro.

**Fuentes:** Freeman et al. (2014), Legesse et al. (2022), TEEB (2010).

**Elaboración:** El autor.

De este modo, como una formulación desde postulados neoclásicos coherentes con la base teórica de la economía ambiental, el VET configura una herramienta clave en la articulación de políticas públicas que incorporaren la sostenibilidad ambiental y mejoren el proceso de la toma de decisiones de carácter económico. De manera particular, en contextos de alta biodiversidad, este enfoque permite avanzar en la valorización del capital natural como componente estratégico del desarrollo territorial y productivo, haciendo posible la vinculación entre las necesidades del desarrollo y los límites biofísicos del planeta (Costanza, 2020; Mace, 2019).

La bioeconomía se plantea, por tanto, como un enfoque con potencial para complementar la valoración económica ambiental, al replantear las bases productivas de las economías hacia modelos que prioricen la regeneración de ecosistemas y la valorización del capital de origen biológico (D'Amato et al., 2020). Tanto la economía ambiental como la bioeconomía coinciden en que los recursos naturales renovables, y en especial los ecosistemas, no deben ser tratados como externalidades del sistema económico, sino como activos estratégicos que deben valorarse, protegerse y, en lo posible, regenerarse (Castro y Leachthaler, 2022; Parent et al., 2023). En ese sentido, se puede afirmar que la bioeconomía incorpora el razonamiento económico ambiental, pero lo expande hacia un enfoque de transformación productiva.

Sin embargo, esta convergencia no está exenta de cuestionamiento. Varios autores advierten que el énfasis en la monetización de los servicios ecosistémicos podría generar sesgos que terminen subordinando el valor

intrínseco de la naturaleza a lógicas de mercado (Simpson, 2011; Kieslich & Salles, 2021). En respuesta, han surgido propuestas que abogan por enfoques híbridos, en donde valores de uso y valores de no uso puedan integrarse a partir de procesos deliberativos y participativos que consideren dimensiones culturales, simbólicas y relacionales entre las comunidades y el entorno natural (Brander, 2023).

Para el contexto latinoamericano, Gómez et al. (2023) plantean un estudio de estas características, integrando en el proceso de valoración ambiental, a través de talleres y reuniones técnicas, los conocimientos, perspectivas y prioridades de representantes de comunidades y gobiernos locales de territorios amazónicos de Colombia, Ecuador y Perú.

El objetivo de la propuesta fue capacitar en el valor de los ecosistemas como parte integrante del bienestar general, y democratizar el proceso de toma de decisiones con el desarrollo de marcos políticos adaptativos. Recurriendo a los métodos tradicionales de valoración, los autores emplean una combinación de enfoques basados en precios de mercado, costos evitados y transferencia de valor para cuantificar las contribuciones de los distintos servicios ecosistémicos identificados, en términos de su relación con el PIB y de potenciales pérdidas económicas asociadas a la falta de implementación de las medidas de conservación. Entre los hallazgos más relevantes, la investigación establece que el servicio de regulación por control de la enfermedad de la malaria aporta un 3,7% al PIB regional amazónico de Colombia. En cambio, destaca que otros servicios relevantes a nivel local como el ecoturismo en Napo-Ecuador (1,75%) y la pesca en territorios amazónicos del Perú (1,7%), también reflejan un peso económico. Además, se valora en cientos de millones de dólares a servicios como el suministro de madera en la región de Loreto-Perú, por USD 213 millones, y el secuestro de carbono en Caquetá, por hasta USD 340 millones. Finalmente, se proyectan pérdidas por la no intervención para la conservación de estos territorios por hasta USD 144 millones en un horizonte temporal de 20 años.

No obstante, este tipo de propuestas de medición tienen un menor avance relativo en comparación a los estudios que no incluyen este tipo de procesos, principalmente por causa de la dificultad metodológica que implica su implementación, así como por los requerimientos de capacidad institucional que demandan. Los avances empíricos, en realidad, se han centrado en la medición del valor de los servicios ecosistémicos mediante los métodos previamente descritos en la tabla 2, siendo la última década la de mayor avance en cuanto a producción científica. Tomando como referencia la clasificación jerárquica del sistema CICES V5.2 (2023) (*Common International Classification of Ecosystem Services*), que organiza los servicios ecosistémicos en cinco niveles jerárquicos desde categorías amplias como, por ejemplo, los servicios de provisión, hasta servicios específicos como, por ejemplo, los cultivos de cereales para la nutrición, con el objetivo de integrarlos con sistemas de contabilidad ambiental y económica (Haines-Young & Potschin-Young, 2023); estos estudios han concentrado su atención en la valoración de servicios de provisión y de regulación (climática), particularmente en ecosistemas naturales terrestres como bosques tropicales húmedos, bosques tropicales secos, humedales interiores, ecosistemas de montaña (páramos), pastizales y sabanas. En menor medida, también han valorado servicios ecosistémicos de ecosistemas costeros-marinos como los manglares.

Ejemplos de aquello, para el contexto de países en desarrollo de Latinoamérica, son los trabajos de autores como Cadena-Gaona et al. (2019) y Torres & Rodríguez (2024). Cadena-Gaona et al. (2019) efectúan la valoración económica ambiental de tres servicios ecosistémicos priorizados de un total de veintidós previamente identificados en el Humedal Tibanica al sur occidente de la ciudad de Bogotá – Colombia. Los autores estiman un valor monetario del control de la erosión, el suministro de agua y la provisión de hábitat para varias especies por un monto de aproximadamente USD 111.557,14 por año. Metodológicamente, recurren a supuestos técnicos compatibles con ese ecosistema y, posteriormente, aplican el método de mercado (precios de mercado) y el método de transferencia por beneficios para llegar a esta estimación.

En tanto, Torres & Rodríguez (2024), partiendo de la premisa de que los recursos naturales suelen concebirse comúnmente como bienes públicos, lo que los hace vulnerables a la sobreexplotación a causa de la ausencia de precios de mercado, efectúan una valoración económica de servicios ecosistémicos en la comunidad de la

Melba – Cuba. La metodología diseñada por los autores hizo posible la valoración de servicios de aprovisionamiento como los recursos forestales (maderables y no maderables), la producción agrícola y ganadera (producción de alimentos y productos de cría) y recursos hídricos (caudales de agua dulce del río Jaguaní) en la región, así como de servicios de regulación (climática) como la captura de carbono. El método de estudio incluyó el levantamiento de información de fuentes primarias, a través de entrevistas no estandarizadas, así como la utilización de la valoración a precios de mercado y de transferencia de beneficios. De este modo, se determinó un valor económico para este grupo de servicios ecosistémicos de alrededor de USD 121.432.997.784,27.

En general, el objetivo subyacente de este tipo de estudios es demostrar la importancia de los ecosistemas y estimar su contribución en términos monetarios a las comunidades a las que sirven, en favor de políticas públicas de conservación y desarrollo sostenible (Saldaña et al., 2023). El problema radica en que, en gran medida, estas publicaciones pasan por alto cómo la valoración económica de servicios ecosistémicos puede integrarse a esquemas analíticos más robustos, además de ampliamente difundidos en la literatura y que se han aplicado en diversos contextos de la evaluación económica. Este es el caso del análisis costo-beneficio (ACB). Lo anterior, con el propósito de potenciar la validez de los hallazgos, ampliar la dimensión integral del análisis y consolidar su relevancia como insumos técnicos para la toma de decisiones y la formulación de políticas públicas en temáticas complementarias como la gestión de recursos naturales renovables, la conservación ecológica, la restauración de los servicios ecosistémicos, la planificación y el desarrollo territorial y la transición hacia modelos de desarrollo sostenible como la bioeconomía (Greenhalgh et al., 2017).

Lucchesi et al. (2024) interpretan el potencial de esta integración metodológica, y desarrollan un ACB y un análisis costo-eficacia (ACE), para estimar los beneficios de acciones de restauración en alrededor de un millón de ha de tierras del Corredor de Biodiversidad de Araguaia, ubicadas entre la sabana del Cerrado y la selva amazónica de Brasil. El estudio evalúa tanto los aspectos ecológicos como los aspectos económico-financieros de la intervención, recurriendo al uso de distintas técnicas de valoración económica.

Desde la perspectiva económica-financiera, se proyectan flujos de caja libres a futuro para un horizonte temporal de 50 años, para lo cual se recurre al análisis de flujo de caja descontado (DCF), con el objetivo de captar el valor temporal del dinero, descontando los costos totales (costos de implementación, costos de oportunidad de las tierras y costos fiscales) y los beneficios totales proyectados, como una función del costo de capital promedio ponderado. En cuanto al componente ambiental, se integran varias técnicas destinadas a monetizar los beneficios de los servicios ecosistémicos proporcionados por la restauración — beneficios que normalmente son externos al mercado —. Se capturan los beneficios vinculados al secuestro de carbono de la atmósfera y por evitar la erosión de los suelos, empleando los métodos del costo social del carbono y de costo de reposición, respectivamente.

Como resultado, por la vía económica, los autores estiman un VSN por el orden de 18.900 millones de USD<sup>6</sup>, mientras que, por la vía ecológica, prevén un VSN de 19.800 millones de USD. En contraposición a costos operativos de 2200 millones de USD y 1000 millones de USD, respectivamente<sup>7</sup>. No obstante, si bien los hallazgos de Lucchesi et al. (2024) sugieren evidencia sólida del potencial de este tipo de intervenciones, aún se requiere formalizar cómo cuantificar el valor económico total de los servicios ecosistémicos, y, consecuentemente, del total de sus beneficios, en situación de incertidumbre — comúnmente, los problemas de sistematización y heterogeneidad de la información antes citados —.

---

<sup>6</sup> El análisis de los autores además demuestra que la actividad de restauración no depende de créditos de carbono. Incluso si solo se consideran los flujos financieros de la intervención, se estima que el componente económico tendría un valor actual neto (VAN) positivo de alrededor de 500 millones de dólares con una tasa interna de rendimiento (TIR) del 14%.

<sup>7</sup> En general, el estudio ejemplifica cómo las técnicas tradicionales de valoración económica pueden adaptarse y aplicarse para justificar los esfuerzos de restauración de ecosistemas, monetizando los beneficios ambientales y económicos que estas iniciativas pudieran representar.

De este modo, la valoración económica se erige como una herramienta instrumental para dimensionar y evidenciar la contribución económica potencial de los ecosistemas restaurados, sin que aquello implique que todos los servicios ecosistémicos sean susceptibles de valorización monetaria, sino que, a través de metodologías como las descritas de valoración económica, sea posible obtener estimaciones indicativas que faciliten la toma de decisiones basadas en evidencia (Turner et al., 2020). La valoración económica puede también desempeñar un rol estratégico en la construcción de indicadores para el monitoreo del progreso de una estrategia nacional de bioeconomía, tal como ha sido planteado por experiencias recientes en países de Europa y América Latina (de Besi & McCormick, 2015). Indicadores como el aporte al Producto Interno Bruto (PIB) — Cuenta Satélite de Bioeconomía —, el valor agregado de productos bioeconómicos resultantes de procesos de innovación y de nuevos encadenamientos productivos, el número de nuevos bioemprendimientos y datos económico-financieros sobre su maduración y sostenibilidad en el tiempo, constituyen ejemplos de métricas que pudieran derivarse de la valoración de beneficios con base en servicios ecosistémicos restaurados, para complementar y robustecer los marcos de seguimiento y evaluación, que conduzcan a fortalecer la evidencia en torno al carácter transformador de la bioeconomía (Cingiz et al., 2021).

En consecuencia, la economía ambiental aporta un marco de análisis robusto para valorar el capital natural, mientras que la bioeconomía ofrece un modelo de transformación productiva sostenible en la que dicho capital no solo se conserva, sino que también se integra en esquemas innovadores de producción (Neil et al., 2020). Esta vinculación es clave en el contexto de países megadiversos, donde los retos de presiones antropogénicas demandan enfoques integrados que combinen la restauración ecológica, emprendimientos sostenibles y políticas públicas articuladas (Toppinen et al., 2021). Por lo tanto, la valoración económica de servicios ecosistémicos no solo constituye una mera herramienta contable, sino un instrumento político y técnico para avanzar hacia la cohesión de objetivos ambientales y socioeconómicos, que de integrarse de manera efectiva en el ciclo de las políticas públicas — las fases de formulación, implementación y evaluación de las políticas —, tiene la capacidad de convertirse en uno de los vectores clave en el debate de normativas, planes y proyectos de bioeconomía, con enfoque territorial, inclusivo y resiliente en el contexto de países en desarrollo (Gómez-Baggethun & Ruiz-Pérez, 2011; Sabatier, 2007).

### **La restauración de paisajes degradados como estrategia habilitante de la bioeconomía**

La restauración de paisajes degradados recientemente se ha posicionado como un componente estratégico para enfrentar fenómenos medio ambientales como la pérdida de biodiversidad, la degradación de los ecosistemas y el cambio climático (César et. al, 2020). Sin embargo, su alcance trasciende lo ecológico – esto es, propiciar la recuperación de la funcionalidad ecosistémica en unidades territoriales con pérdidas de integridad ecológica –. Se le atribuye un rol de impulso del potencial productivo y económico de entornos geográficos perturbados por los fenómenos antes descritos (Johnson, 2024). Según autores como Newton et al. (2021), desde un enfoque sistémico, la restauración de paisajes es un elemento clave para la reconstrucción de la base biológica sobre la cual se podrían implantar iniciativas productivas que valoren la biodiversidad y los recursos renovables, dando lugar a circuitos económicos más resilientes al clima y menos dependientes de actividades extractivas.

Por esta razón, Johnson (2024) establece que la restauración ecológica, en general, y la restauración de paisajes, en particular, tienen el potencial de generar “ganancias triples”, esto es, ganancias en términos de la conservación de la biodiversidad, la mitigación del cambio climático y la consecución del desarrollo humano. Sin embargo, sostiene que estas ganancias no se materializan automáticamente, sino que es necesario que las iniciativas de restauración incorporen criterios de sostenibilidad técnica, económica y social (Gann et al., 2019). Uno entre aquellos criterios, la vinculación de las acciones de restauración con mecanismos de generación de valor económico local (bioemprendimientos).

En esta línea, se identifican al menos tres condiciones para que la restauración de paisajes degradados constituya en una condición habilitante de enfoques de desarrollo emergentes como la bioeconomía: En primer

lugar, la restauración de paisajes debe orientarse a la recuperación de servicios ecosistémicos. Esto implica planificar la intervención con base en el tipo de servicios ecosistémico que se desean recuperar, considerando su potencialidad para integrarse a estrategias de bioeconomía – como, por ejemplo, servicios de regulación como la captura o secuestro de carbono (regulación climática), servicios de soporte como el ciclo de nutrientes del suelo, servicios de provisión como la producción de alimentos o servicios culturales como la recreación y el ecoturismo – (Pascual et al., 2010).

La articulación de la restauración de paisajes con procesos productivos sostenibles constituye la segunda condición habilitante para la bioeconomía. Con respecto de aquello, se establece que estas intervenciones deben permitir el uso y aprovechamiento sostenible de los recursos biológicos, actuando como un mecanismo de sustento de la conservación (Erbaugh & Oldekop, 2018). Esto incluye, por citar algunos ejemplos, el establecimiento de sistemas agroforestales, la recolección sostenible de productos forestales no maderables, la producción sostenible de recursos forestales maderables, las actividades de ecoturismo, entre otros.

Y, en tercer lugar, la participación de actores locales y el fortalecimiento de capacidades. Las acciones de restauración se presumen como sostenibles en el tiempo, siempre que exista una participación de los beneficiarios directos en el territorio. Por ello, es crucial que se fortalezcan medios de vida sostenibles para garantizar apropiación local, generar de empleo y reducir las presiones sobre el entorno (Palmer et al., 2022).

En función de lo anterior, es posible señalar que la restauración de paisajes cuando es adecuadamente planificada no solo recupera funciones ecológicas esenciales, sino que construye plataformas habilitantes para la diversificación productiva basada en recursos biológicos, permitiendo que la conectividad biológica de los paisajes, de lugar a un triple impacto en lo social, ambiental y económico.

No obstante, también es necesario destacar que los procesos de restauración se enfrentan a limitaciones de consideración. Destaca entre estas, la falta de estandarización metodológica para valorizar su impacto. Además, la escasa articulación interinstitucional y la ausencia de mecanismos efectivos de financiamiento de largo plazo condicionan su escalabilidad y vigencia posterior al cierre de una intervención (PNUD, 2023; Aparicio, 2022). Estos vacíos dificultan su consolidación como política pública con enfoque transformador, al hacer que la restauración se interprete como un proceso costoso y de gran injerencia del Estado en las comunidades.

Una política nacional de bioeconomía que pretenda ser viable y sostenible en el tiempo debe incluir a la restauración ecológica, en general, y a la restauración de paisajes en particular, como un componente estructural, no accesorio, que genere cambios a nivel de paisaje. Integrarla como parte del diseño de hojas de ruta sectoriales permitiría, entre otras cosas, movilizar financiamiento climático, generar indicadores de impacto económico y ecológico, y consolidar capacidades técnicas en los niveles subnacionales (Chapple & Valverde, 2022; Clark et al., 2018).

### **Los bioemprendimientos como estrategia de sostenibilidad de la restauración de paisajes**

Uno de los principales retos a los que se enfrentan los procesos de restauración ecológica en países no desarrollados es la sostenibilidad en el tiempo. A pesar de que técnicamente una intervención pueda lograr cierto grado de recuperación ambiental, esta puede revertirse con rapidez si no existen mecanismos que generen valor económico y social para las comunidades directamente involucradas (Rodríguez, 2022). En ese sentido, los bioemprendimientos surgen como una vía estratégica para consolidar procesos de restauración ecológica, al articular la generación de ingresos con la conservación de los ecosistemas restaurados (Refsgaard et al., 2020).

A diferencia de los emprendimientos tradicionales, los bioemprendimientos se caracterizan por aprovechar de forma sostenible los recursos biológicos renovables — biodiversidad, biomasa, saberes locales, etc.— como base de productos o servicios que, al mismo tiempo generan valor económico y limitan las presiones sobre el

entorno natural. Esto incluye actividades desde la transformación de productos forestales no maderables en elaboración de aceites esenciales y la producción de cosméticos naturales, hasta la agroforestería y la ganadería regenerativa o el ecoturismo comunitario (Ning et al., 2021).

Los bioemprendimientos pueden entenderse como la expresión microeconómica de la bioeconomía, territorializada a través de pequeñas unidades productivas que, en contextos rurales o periurbanos, cumplen una doble función: sostener medios de vida alternativos y generar externalidades positivas sobre el entorno restaurado (Rodríguez, 2022). Su impulso puede contribuir a que la restauración de paisajes no sea solo un proceso ecológico, sino una estrategia productiva sostenible de largo plazo.

Con respecto a las diversas formas que pueden adoptar los bioemprendimientos, es posible identificar algunas características en común. En primer lugar, el aprovechamiento directo o indirecto de los ecosistemas restaurados. Es decir que, los bioemprendimientos no solo evitan la degradación del paisaje, sino que mantienen las condiciones de ecosistemas sanos siendo un aliado estratégico para la conservación a partir del uso sostenible de los recursos naturales (Kuckertz, Berger & Brändle, 2020). En segundo lugar, contribuyen a la innovación con base en saberes ancestrales y, en estados avanzados, en el uso de tecnologías apropiadas. Permiten adaptar los productos a la demanda aprovechando estos saberes, al tiempo de conservar la identidad local (Gao & Rai, 2023). De igual forma, impulsan sistemas de gobernanza comunitaria o de cogestión que resultan fundamentales para sostener las decisiones colectivas y convocar una amplia participación en torno al uso del territorio (Aparicio, 2022). Y, finalmente, promueven la diversificación productiva con enfoque de sostenibilidad (Heifer Ecuador, sf).

Sin embargo, es común que los bioemprendimientos enfrentan dificultades estructurales que limitan su escalabilidad y sostenibilidad en el tiempo, entre las principales, las restricciones de acceso a financiamiento, la escasa articulación comercial de cadenas de valor propias, la escasa o discontinua asistencia técnica y la vigencia de marcos normativos difusos o poco especializados para este tipo de iniciativas (Rodríguez & Aramendis, 2019). A esto se suma la limitada capacidades institucional y la debilidades estructural de las economías en desarrollo, que reducen las posibilidades de evaluación y monitoreo para el levantamiento de evidencia empírica sobre los efectos positivos potenciales derivados de estas iniciativas en las dimensiones económica, social y ecológica (García, 2024).

En ese contexto, es perentorio fortalecer el ecosistema institucional y técnico que facilite su desarrollo, especialmente desde una perspectiva de política pública. Esto implica no solo reconocer a los bioemprendimientos como un componente estratégico para consolidar los principios de la bioeconomía, sino generar instrumentos concretos de apoyo, como líneas de crédito verde, certificaciones diferenciales, incubadoras rurales y fondos concursables para la innovación productiva con base biológica (Gunn, 2021; Cao & Shi, 2020).

La experiencia internacional, tanto en América Latina como en Europa, demuestra que los bioemprendimientos pueden convertirse en nodos dinamizadores de la economía local, siempre que se articulen a procesos de restauración, se fortalezcan su ciclo de vida y se inserten en mercados con demanda consciente y sostenida (Hausknost et al., 2017; de Besi & McCormick, 2015).

En consecuencia, los bioemprendimientos no deben verse como iniciativas comerciales aisladas o simples medios de vida, sino que son acciones estratégicas para asegurar la sostenibilidad de las iniciativas de restauración de paisajes y sustentar el desarrollo local, especialmente en contextos territoriales de alta vulnerabilidad ambiental y socioeconómica (Oldekop et al., 2020). Su inclusión sistemática dentro de marcos estratégicos de bioeconomía puede marcar diferencias en torno a una restauración simbólica y una restauración transformadora. De ello se desprende la necesidad de disponer de datos sólidos y confiables que permitan valorar sus efectos sobre el aprovechamiento de los ecosistemas y los servicios ecosistémicos que generan, así como sobre la situación socioeconómica de comunidades en la ruralidad y periferias urbanas, con la finalidad de priorizar políticas, programas y proyectos que los impulsen y faciliten su transición hacia prácticas

comerciales de fuertes encadenamientos productivos, para la generación de valor agregado económico, fuentes de sustento continuas y oportunidades concretas, escalables y viables para el desarrollo sostenible (Huang et al., 2019) .

## **Metodología**

### **Marco de referencia**

La valoración económica de beneficios ambientales y económicos generados por acciones combinadas de restauración de paisajes degradados y bioemprendimientos, puede entenderse como un insumo técnico que sistematiza información cualitativa heterogénea, que, según el enfoque analítico adoptado, la traduce en información cuantitativa comprable pertinente en el marco del ciclo de política pública de la economía de los servicios ecosistémicos y de la biodiversidad (Dasgupta, 2021, Dye, 2023; Sabatier, 2007). Esta información expresada en valores monetarios, adaptada al enfoque del análisis costo-beneficio para la evaluación económica de proyectos, presentan un esquema analítico comparable para estimar la contribución de los servicios ecosistémicos que se derivan de estrategias combinadas de restauración de paisajes y bioemprendimientos como eje articulado para, en primer término, materializar y, en lo sucesivo, consolidar la bioeconomía como política pública de desarrollo sostenible (Ferreira et al., 2022, Lucchesi et al. 2024).

Conforme al objetivo delineado para esta investigación, sobre la necesidad de sistematizar este tipo de experiencias, identificar servicios ecosistémicos derivados de estas y efectuar una valoración económica de aquellos servicios susceptibles de medición, para estimar su contribución potencial a la bioeconomía; la presente sección detalla la base teórica de la propuesta metodológica para, en primer lugar, establecer los criterios de selección de los casos de estudio (proyectos), posteriormente, establecer los tipos de valor económico y de servicios ecosistémicos a capturar, así como los métodos de valoración y sus principales variables a estimar, y, finalmente, adaptar estos resultados al esquema del análisis costo-beneficio simplificado (ACBS), considerando limitaciones técnicas de la investigación.

### **Enfoque general**

Metodológicamente, según la clasificación de Yin (2018), el presente artículo se sitúa en el diseño de un **estudio de caso instrumental (colectivo) de alcance descriptivo**, considerando a cada proyecto como una **unidad de análisis independiente**. La elección del diseño metodológico responde a su capacidad para ilustrar el fenómeno objeto de estudio, en tanto el caso se concibe como un medio que aportar comprensión sobre una problemática más amplia (Stake, 1995; Thomas, 2021).

El diseño metodológico propuesto, de **estudio de caso colectivo** o su análogo, **estudio de caso múltiple**<sup>8</sup>, facilita la exploración de las diferencias dentro de los casos y entre ellos, sin obviar las particularidades metodológicas que se requieren para su caracterización por separado (Baxter y Jack, 2008). A su vez, considerar el análisis de una **serie de casos** facilita la observación y la descripción de regularidades en el marco de un fenómeno común, cuyas características compartidas han justificado, en un primer momento, su inclusión en el estudio (Singh, 2024).

Con relación al alcance de la investigación, se trata de un **estudio de tipo descriptivo** en la medida en que facilita la caracterización de situaciones, procesos o fenómenos no sistematizados, sin aspiración de inferencia causal o teorización inductiva (Creswell y Poth, 2018). El enfoque metodológico incorpora,

---

<sup>8</sup> Yin (2003) señala que los estudios de caso colectivos, en esencia, son análogos a los estudios de caso múltiple. La distinción entre ambos viene dada por cómo los autores los clasifican que por su naturaleza o la forma en cómo se describen.

además, un componente **exploratorio**, dado que se enfoca en el estudio de un **constructo teórico emergente** del que **no se dispone de evidencia empírica consolidada** (Ortega-Pacheco et al., 2018).

### ***Delimitación temporal***

La delimitación temporal se justifica en el inicio de la vigencia del **Plan Nacional de Restauración Forestal 2019–2030** (PNRF 2019–2030) (MAE, 2019) y del **Libro Blanco de la Bioeconomía Sustentable de Ecuador 2024** (García, 2024), documentos oficiales que definen la hoja de ruta institucional para avanzar en la política de restauración de paisajes degradados y la transición hacia una economía basada en el aprovechamiento sostenible del capital biológico del Ecuador.

### ***Métodos***

Con respecto a los métodos, el estudio se llevó a cabo dentro de un **marco cuantitativo** y utiliza el **análisis costo-beneficio simplificado (ACBS)** como la herramienta principal para la **valoración económica** de los proyectos (OECD, 2018). El ACBS configura una variante operativa del análisis costo-beneficio tradicional (ACB) y facilita la evaluación sistemática y comparativa de la eficiencia económica de una propuesta de política, de un proyecto o de un determinado curso de acción, por lo cual es una herramienta relevante para la toma de decisiones (Somda y Awaïss, 2013). Su principal atributo es la simplicidad intuitiva de su aplicación y el uso de valores monetarios como estándar de medida, lo que posibilita comparaciones directas entre las unidades de análisis, además de consistencia en las evaluaciones (GIZ, s.f.). Por este motivo, es ampliamente utilizado en contextos donde la incertidumbre es un factor determinante para la evaluación, principalmente cuando se opera con información incompleta, así como cuando existen límites de tiempo, restringida capacidad institucional y otro tipo de desafíos asociados (Yin, 2018).

Le elección de este método obedece a que el ACBS, en el marco de la valoración económica de **bienes y servicios ecosistémicos**, es una herramienta de análisis flexible que permite integrar tanto beneficios asociados a **valores de uso (directos e indirectos)** como a **valores de no uso**, que habitualmente se omiten o subvaloran en las aplicaciones prácticas de este método (Emerton, 2016).

El ACBS contempla también la dimensión de costos de las intervenciones — recurrentemente, los costos de implementación de los proyectos —. En este sentido, esta herramienta de análisis ofrece, al menos en principio, una estructura que modera vicios metodológicos como subestimaciones y sobreestimaciones de variables clave, siempre que exista información suficiente y confiable para realizar las mediciones, o, en su defecto, se haga uso de supuestos con fundamento técnico para las estimaciones (Hundloe et al., 1990).

### ***Valoración económica***

Se consideró la estimación de **valores de uso (directo e indirecto)** y de **valores de opción**, excluyendo de la propuesta metodológica a potenciales valores de no uso como, por ejemplo, el valor de existencia, el valor de legado o el valor de altruismo<sup>9</sup>. Esta exclusión se justifica en la priorización de la valoración económica basada en el mercado, por sobre la valoración económica no basada en el mercado que, generalmente, requiere de técnicas más específicas, de trabajo de campo y una fuerte

---

<sup>9</sup> Entiéndase por valores de uso a aquellos beneficios que se obtienen del aprovechamiento directo o indirecto de los ecosistemas, mientras que, por otro lado, por valores de no uso a aquellos beneficios asociados a la sola existencia de los ecosistemas, independientemente de su utilización actual o futura (Emerton, 2016)

capacidad institucional para el levantamiento de la información; principalmente, a través de métodos de preferencias declaradas como la valoración contingente o los experimentos de elección (*Choice Modelling*) (Freeman, Herriges & Kling, 2014).

En este contexto, sujeto a la disponibilidad y calidad de la información por caso de estudio, previa validación por análisis documental de fuentes verificables de carácter oficial, así como del sustento empírico y técnico de los supuestos preestablecidos para el cálculo, se cuantificaron los siguientes tipos de valores económicos y sus respectivos beneficios ecosistémicos asociados:

**Tabla 3.** Resumen de tipos de valores económicos cuantificados por caso de estudio

Proyecto	Tipo de valor económico	Tipo de servicio ecosistémico	Valoración económica		Fuentes
			Métodos	Variables	
Proyecto RFSE	Valor de opción	Servicios de provisión Productos forestales no maderables Frutos de algarrobo ( <i>Prosopis juliflora</i> )	Métodos basados en el mercado y transferencia de beneficios	Ingreso potencial, precios de mercado, parámetros técnicos del proyecto	CRFSE (2024)
	Valor de uso indirecto	Servicio de regulación (climática): Captura de carbono en bosque seco	Transferencia de beneficios (extrapolación)	Captura de carbono, tasa de captura de carbono, precio social de carbono (transferencia de beneficios)	
Proyecto Red Guarango BSA	Valor de uso directo	Servicios de provisión Productos forestales no maderables Vaina de guarango ( <i>Caesalpinia spinosa</i> )	Métodos basados en el mercado y transferencia de beneficios	Ingreso anual generado, precios de mercado, parámetros técnicos de producción	FHE (2024)
	Valor de uso indirecto	Servicio de regulación (climática): Captura de carbono en bosque seco	Transferencia de beneficios (extrapolación)	Captura de carbono, tasa de captura de carbono, precio social de carbono (transferencia de beneficios)	
Proyecto Pacífico BMZ-HPI	Valor de opción	Servicios de provisión: Producción agroproductiva	Métodos basados en el mercado y transferencia de beneficios	Ingreso potencial, precios de mercado, parámetros técnicos de producción (transferencia de beneficios)	JIH & FHE (2023)
	Valor de uso indirecto	Servicio de regulación (climática): Captura de carbono en manglar y bosque seco	Transferencia de beneficios (extrapolación)	Captura de carbono, tasa de captura de carbono, precio social de carbono (transferencia de beneficios)	

**Fuentes:** CRFSE (2024), FHE (2024), JIH (2023) TEEB (2010),

**Elaboración:** El autor.

De este modo, se asegura la pertinencia y la comparabilidad de los resultados obtenidos por caso de estudio.

## Supuestos

Aún cuando cada proyecto será considerado como una unidad de análisis independiente, estos comparten algunos supuestos clave con la misma base técnica. En la tabla 2, se esboza un resumen de aquellos considerados como transversales a todos los casos, mientras que, una descripción a detalle, por caso, se esboza en el anexo II:

**Tabla 4.** Resumen de supuestos transversales a los casos de estudio.

Tipo de supuesto	Supuesto	Fuentes
Técnico	Tasa de captura de carbono (acumulada a 20 años) igual a $60 \text{ t de } CO_2 / \text{ ha}$	González-Valdiviezo, Eguiguren & Homeier (2025)
Técnico	Precio social de carbono (estándar internacional), a precios de 2024, igual a $195,49 \text{ USD} / \text{ t } CO_2$	EPA (2023)
Evaluación	Horizonte temporal de análisis (años), $n = 20$	Campos, Serebrisky & Suárez-Alemán, (2021),
Evaluación	Tasa social de descuento real, $tdr = 5 \%$	

**Fuente:** Varios autores.

**Elaboración:** El autor.

## Selección de casos

La aplicación del ACBA propuesto se apoya en elementos cualitativos derivados de una **revisión documental** de fuentes de carácter oficial y verificable: fichas técnicas de proyectos, informes técnico-financieros, informes finales de implementación de proyectos y otros archivos complementarios de soporte. Los datos que se obtienen de estos documentos constituyen la base de los supuestos y parámetros técnicos para la valoración monetaria de los servicios ecosistémicos susceptibles de medición, conforme a la disponibilidad de información.

La aproximación metodológica considera la evaluación de **tres casos plenamente documentados** de intervenciones en restauración de paisajes degradados con componentes de bioemprendimientos. Para la selección de los casos, se empleó como estrategia el **muestreo intencional**, atendiendo a la naturaleza descriptiva y exploratoria del fenómeno investigado. Específicamente, el subtipo de **muestreo por criterios** según la clasificación de Patton (2002), que consiste en seleccionar casos que cumplan con criterios de relevancia previamente establecidos por el autor para efectos del objetivo de la investigación (Miles, Huberman y Saldaña, 2014; Palinkas et al., 2015).

La técnica de **muestreo intencional**, común en metodologías como el **estudio de caso**, no busca la representatividad estadística, sino la profundidad y relevancia de la información bajo criterios de rigor académico (Campbell et al., 2020).

De este modo, la elección de los casos para este estudio se efectuó con base en tres normas *ex ante* de priorización:

- (a) **Calidad y disponibilidad de la información:** en busca de priorizar datos técnicos a disposición para la estimación de parámetros y variables. empleando métodos de mercado.
- (b) **Diversidad geográfica:** en lo posible, la selección de casos buscó la distribución de experiencias en las regiones naturales del Ecuador.
- (c) **Tipos de intervención y estrategias de bioemprendimientos:** como, por ejemplo, iniciativas de restauración activa con especies nativas, restauración pasiva, restauración ligada a incentivos económicos, implementación de sistemas agroproductivos, de sistemas agroforestales y de permacultura, entre otros.

### ***Limitaciones metodológicas***

La correcta implementación de un ACB demanda de la comparabilidad entre un escenario factual y otro contrafactual (Sofia et al., 2020). Es decir, el contraste entre un escenario donde la iniciativa se encuentra en vigencia y otro en donde esto no se contempla. En los casos de estudio que se analizan, no es posible determinar la existencia de estudios de base previos a la implementación de los proyectos. Por consiguiente, al no contar con una línea base oficial, se asume que, en ausencia de acciones que hayan precedido a las intervenciones, todos los beneficios que se derivan de las intervenciones son enteramente atribuibles a ellas.

Un ACBS que incluya solamente valores de uso (directos o indirectos) podría subestimar el verdadero valor económico de un ecosistema y de los potenciales beneficios que se derivan a partir de los servicios ecosistémicos que se generan. Esto podría inducir a sesgos en la toma de decisiones de política pública, siempre que este instrumento se utilice como único insumo de referencia para el análisis (Ackerman & Heinzerling, 2002). Sin embargo, pese a estas limitaciones, un ACB adaptado a un marco de una evaluación conservadora podría entregar indicios empíricos que, de otra forma, no estarían disponibles para el hacedor de política pública. De ahí su validez como un ejercicio de metodología comparable y consistente, para la sistematización de evidencia preliminar de construcciones teóricas de las que se dispone de limitada o nula literatura especializada.

Si bien el ACBS es una herramienta adaptada de análisis con amplio sustento académico y diversidad de aplicaciones prácticas, no está exento de críticas. Entre ellas, el estar supeditado a grandes cantidades de información y a la calidad de esta, para arrojar resultados fiables y con rigor académico (Flyvbjerg & Bester, 2021). En contextos como el de este esfuerzo de investigación, estas críticas podrían cobrar sentido, por cuanto el estado actual de estos insumos se caracteriza por la heterogeneidad y la ausencia de integralidad de la documentación a disposición. Aquello dificulta que esquemas de evaluación y técnicas de valoración puedan ser estandarizadas y, con ello, limitar la utilización de supuestos forzados y estimaciones poco confiables. Superar estas barreras analíticas demanda del acceso a fuentes de información completas, confiables, diversificadas, de mayor calidad y plenamente sistematizadas (Boardman et al., 2018).

A pesar de que los informes de los proyectos proporcionan estadísticas generales — como, por ejemplo, la superficie intervenida en hectáreas, el número de especies cultivadas, el número de beneficiarios directos, los montos de los presupuestos y, en algún caso, el flujo de ingresos generados —, no fue posible el obtener información a detalle sobre otros parámetros técnicos clave como costos específicos, precios de mercado, beneficios indirectos, entre otros. A razón de lo anterior, esta investigación ha recurrido a estimaciones con sustento en variables o precios referenciados de otros estudios equivalentes (transferencia de beneficios) que, aunque facilitan las estimaciones, introducen un grado de incertidumbre a los cálculos efectuados (Mouter et al., 2015).

En línea con lo anterior, aquellos supuestos que han requerido de la transferencia o extrapolación de información desde otros estudios, en principio, análogos; pueden no haber coincidido en contexto y

características con la información de referencia. En consecuencia, para limitar estos posibles sesgos, se ha priorizado el trabajo con rangos o intervalos en lugar de valores únicos para las estimaciones (Culyer & Chalkidou, 2019). En situaciones donde aquello no fue posible, se buscó que la información de referencia tuviera un sólido respaldo técnico y que las proyecciones se efectuaran bajo escenarios y supuestos conservadores.

Los costos de implementación vinculados a la restauración de paisajes degradados habitualmente se concentran en los primeros años de la ejecución de los proyectos. En tanto los beneficios, particularmente aquellos asociados a servicios ecosistémicos, se manifiestan de manera progresiva a lo largo del tiempo. Lo anterior, por cuanto se encuentran directamente relacionados con el tiempo de maduración ecológica de las especies sembradas en las intervenciones de restauración de paisajes degradados (Fredesvinda et al., 2020). Esta asimetría temporal requiere de un ajuste proyectivo, en donde, pese a que las intervenciones pudieron haberse ejecutado, se asume una extensión de la vida útil del proyecto por el horizonte temporal definido para la evaluación. Aquello implica, además, asumir que se da continuidad a las acciones de restauración y a la gestión ecológica de las áreas intervenidas, algo que en la práctica ocasionalmente sucede en la práctica.

## **Resultados**

La estructura utilizada para la presentación de los resultados de cada caso se organiza del siguiente modo: en primer lugar, se expone un perfil general del caso que se analiza, el cual incluye, entre los aspectos más relevantes, una descripción del contexto del proyecto, así como de otros elementos clave como la ubicación geográfica, los actores involucrados, las principales actividades y/o componentes de la propuesta, las fuentes de financiamiento y los resultados y el aprendizaje adquirido post intervención. A continuación, se describen los parámetros técnicos y supuestos empleados para la estimación de las principales variables que alimentan el ACBS — esencialmente, valores de uso y valores de opción cuantificables con base en la información a disposición —, así como sus respectivas estimaciones en términos monetarios. Posteriormente, se presenta un resumen de los principales indicadores que resultan del ACBS; el valor presente neto (VPN) o el respectivo valor social neto (VSN) coherente con el tipo de estudio, así como la relación beneficio/costo (B/C). Finalmente, se realiza una interpretación de los resultados previa a la discusión de sus implicaciones para la investigación.

### **Caso 1. Proyecto Restauración Forestal Santa Elena (RFSE)**

La información que se describe a continuación ha sido tomada de la siguiente referencia bibliográfica de carácter oficial y verificable:

Consortio Restauración Forestal Santa Elena (CRFSE). (2024). *Informe Final de Implementación de Actividades de Restauración del Paisaje. Consultoría “Actividades de Restauración Forestal en zonas de influencia de la cordillera Chongón – Colonche en la provincia de Santa Elena, considerando las áreas prioritarias del Plan Nacional de Restauración Forestal 2019 – 2030 y en concordancia a los lineamientos técnicos del Proyecto Nacional de Restauración del Paisaje (PNRP) del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE)*. Quito, Ecuador: Autor.

En lo sucesivo, luego de su introducción formal, se empleará la denominación **RFSE** como referencia del proyecto.

#### **1. Descripción del caso**

El proyecto **RFSE** fue una iniciativa de restauración de ecosistemas forestales degradados, bajo un esquema de incentivos económicos como estrategia para la participación comunitaria en la conservación y el mantenimiento de la intervención, que se desarrolló entre agosto de 2022 y agosto de 2024, en el marco de proyectos priorizados dentro del PNRP 2019-2030.

La propuesta fue ejecutada en el contexto del Programa REDD+ Early Movers Ecuador (REM Ecuador) — bajo liderazgo técnico del MAATE —; iniciativa de pagos por resultados para la reducción de emisiones por concepto de deforestación y degradación forestal (Programa REM, s.f.). Su operación se basó en un esquema de cofinanciamiento que incorporó fondos del banco de desarrollo estatal alemán Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) y de la cooperación internacional a través del Norway's International Climate and Forest Initiative (NICFI) del Reino de Noruega. En tanto la administración de los recursos estuvo a cargo del Fondo de Inversión Ambiental Sostenible (FIAS).

La ejecución del proyecto estuvo a cargo del Consorcio Restauración Forestal Santa Elena, conformado por la Fundación Heifer Ecuador y el Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Santa Elena (GAPSE), con el objetivo de implementar actividades de restauración forestal en zonas de influencia de la Cordillera Chongón Colonche, ubicadas en el territorio de ocho comunas de la región Costa del Ecuador: Olón, Barcelona, Bellavista del Cerro, Dos Mangas, Febres Cordero, Loma Alta, Salamguillo y Sinchal

En lo relativo a los componentes del programa, se desplegaron actividades de restauración activa (plantación de especies nativas), actividades de restauración pasiva (regeneración natural asistida), acciones de monitoreo, seguimiento y mantenimiento (georreferenciación y aplicativos digitales), adopción de medidas de fortalecimiento comunitario (procesos de socialización comunitaria, firma de convenios tripartitos de cooperación a diez años, capacitación técnica a comités forestales, producción y transporte de especies, establecimiento de parcelas y transectos de monitoreo, entre los principales), diseño de esquemas de incentivos económicos condicionados y evaluación de estrategias de sostenibilidad posproyecto.

Con énfasis en el componente de restauración, se destaca la intervención de un total de 250,11 hectáreas (ha). Dentro de ese total, según datos de monitoreo, 150,07 ha se integraron a procesos de restauración activa operativizados mediante 41.569 individuos forestales diversificados en 61 especies nativas que registraron una tasa promedio de sobrevivencia vegetal de 89%. — que, según el informe del proyecto, el *Prosopis juliflora* (algarrobo costeño), la *Caesalpinia spinosa* (tara o guarango costeño), la *Albizia guachapele* (guachapelí), la *Erythrina* o chilca y la *Opuntia* (cactus) fueron las especies que presentaron una mayor frecuencia de aparición, repitiéndose con mayor regularidad entre las diferentes unidades de plantación —.

Por su parte, las restantes 100,04 ha intervenidas bajo la modalidad pasiva de regeneración natural asistida en áreas comunales protegidas del ingreso de ganado y de otras perturbaciones antrópicas, se materializaron a través de 1.021 individuos forestales distribuidos en 36 especies arbóreas. Ambas actividades de restauración se apoyaron en la participación de 99 beneficiarios directos —90 hombres y 9 mujeres de dichas comunidades —, con una estimación de 600 beneficiarios indirectos.

En términos presupuestarios y de indicadores socioeconómicos clave, el proyecto RFSE dispuso de un presupuesto de USD 333.982 con cargo al programa REM Ecuador, ofreciendo, en promedio, incentivos al personal de reforestación de entre USD 600 y USD 1000 por hectárea — siempre que los indicadores de sobrevivencia vegetal fuesen mayores o iguales a 89% —, dado que el costo de establecimiento incluido el riego en estas zonas se estimó en USD 2.200 por hectárea. Si bien el programa no generó ingresos directos por concepto de aprovechamiento productivo durante el periodo de vida útil de la intervención — puesto que el beneficio fue principalmente ambiental —, la evaluación realizada sobre estrategias ex post de sostenibilidad confirmó que la restauración efectuada podría facilitar diversas actividades productivas sostenibles a futuro — como, por ejemplo, agroforestería, aprovechamiento comercial de componentes maderables y no maderables

o ecoturismo<sup>10</sup>.

Finalmente, los resultados demostraron que los incentivos entregados de 1000 USD/ha (límite superior del rango) resultaron ser insuficiente para la restauración y el mantenimiento de un ecosistema como el de Santa Elena, cuyo valor productivo estimado superaría los 2200 USD/ha.

## 2. Supuestos y parámetros técnicos

La estimación de los valores económicos de uso y de opción, así como de los beneficios ecosistémicos asociados a la intervención, se guían de los supuestos y parámetros técnicos que se describen a continuación<sup>11</sup>:

- (a) El recurso renovable de referencia es el *Prosopis juliflora* (algarrobo)
- (b) El área productiva potencial se estima en 22,54 ha
- (c) El rendimiento anual por hectárea de la producción de *Prosopis juliflora* es 7.500 kg/ ha/ año
- (d) El precio referencial de mercado del fruto de *Prosopis juliflora* es igual a 0,26 USD/kg (a precios de 2024)
- (e) La tasa de captura de carbono (TCC) es igual a 60 t de CO<sub>2</sub> / ha (20 años)
- (f) El precio social del carbono (PSC) es igual a 195,49 USD / t CO<sub>2</sub> (a precios de 2024)
- (g) El horizonte temporal de evaluación es de 20 años (2022–2042)
- (h) La tasa social de descuento real es igual a 5% anual

## 3. Estimaciones

### 3.1. Valor de opción

#### 3.1.1. Ingreso potencial anual (Y<sub>p</sub>)

El **ingreso potencial anual (Y<sub>p</sub>)** establece la renta potencial anual por concepto de producción y comercialización de frutos de *Prosopis juliflora* (algarrobo), y constituye **uno** de los **componentes cuantificables** de los **beneficios económicos** generados de las acciones de restauración de paisajes implementadas por el ejecutor o los ejecutores de la intervención en el área de influencia del proyecto. Representa, además, el potencial económico posproyecto de esta actividad agroproductiva.

Para efectos de su valoración monetaria, considere los siguientes parámetros técnicos del proyecto y los supuestos descritos en la subsección anterior:

- (a) El área total con potencial agroproductivo es:

$$APP = 22,54 \text{ ha}$$

- (b) El rendimiento promedio anual por ha de la producción de algarrobo es:

$$RPAH = 7.500 \text{ kg / ha / año}$$

- (c) El precio de mercado referencial para la comercialización de frutos de algarrobo es:

$$PrA = 0,26 \text{ USD / Kg (a precios constantes de 2024)}$$

<sup>10</sup> Sin embargo, Heifer Ecuador trabajó en el encadenamiento de esta iniciativa con programas de producción agroecológica de la fundación en esa región con la finalidad de potenciar los resultados.

<sup>11</sup> La base técnica de estos supuestos y de los casos que se estudian a continuación, se elaboran en el Anexo II.

En consecuencia, se estima que el ingreso potencial anual ( $Y_p$ ) de 2024, expresado a precios constantes del año base, es:

$$Y_p = APT \times RPAH \times PrG$$

$$Y_{exp} = 22,54 \text{ ha} \times 7.500 \text{ kg / ha / año} \times 0,26 \text{ USD / Kg} Y_{exp} = 43.953,00 \text{ USD / año (a precios constantes de 2024)}$$

Este valor representa el **beneficio económico potencial** asociado a la **opción de uso futuro** del recurso restaurado, y es parte de los **beneficios ambientales** derivados de los **servicios de provisión** generados a partir de la intervención.

### 3.2. Valor de uso indirecto

#### 3.2.1. Captura total de carbono (CTC)

Considere los siguientes supuestos y parámetros técnicos del proyecto, para la estimación de la captura total de carbono (CTC):

- (a) Se establece que el área total con potencial productivo ( $APP$ ) es:

$$APP = 22.54 \text{ ha}$$

- (b) La tasa de captura de carbono del *Prosopis juliflora* (TCC), acumulada a lo largo de 20 años, es:

$$TCC = 60 \text{ t CO}_2 / \text{ha}$$

- (c) El precio social de carbono (PSC) (año base 2023<sup>12</sup>), expresado a precios de 2024, es:

$$PSC = 233,51 \text{ USD / tCO}_2 \text{ (precios constantes de 2024)}$$

Por consiguiente, se estima una captura total de carbono (**CTC**), acumulada a lo largo de 20 años, de:

$$CTC = APP \times TCC \\ CTC = 22,54 \text{ ha} \times 60 \text{ t CO}_2 / \text{ha} \\ CTC = 1.352,40 \text{ t CO}_2$$

De lo anterior, se estima una captura media anual de carbono (**CMC**), de:

$$CMC = CTC / 20 \\ CMC = 1.352,40 \text{ t CO}_2 / 20 \\ CMC = 67,62 \text{ t CO}_2$$

En consecuencia, el valor económico de la captura anual de carbono (**VCAC**), a precios de 2024, sería:

$$VCAC = CMC \times PSC \\ VCAC = 67,62 \text{ t CO}_2 \times 233,51 \text{ USD / tCO}_2 \\ VCAC = 15.793,77 \text{ USD / año (precios constantes de 2024)}$$

---

<sup>12</sup> Recuerde que este parámetro es válido solo para el caso de especies arbóreas como el *Prosopis juliflora*, en el contexto de zonas boscosas y secas de la región tropical, de acuerdo con modelos de Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos.

Este valor representa el **beneficio ambiental** (monetizado), asociado a la captura de carbono a lo largo de **20 años** en **22,54 ha** de cultivo de *Prosopis juliflora*, además del **valor económico de uso indirecto** del recurso restaurado. De igual forma, la medición puede ser considerada como parte de los **beneficios ecosistémicos** derivados de los **servicios de regulación** generados a partir de la intervención.

La estimación constituye el **segundo componente cuantificable** de la proyección de los **beneficios totales** a ser considerados para el ACBS.

#### 4. Resultados del ACBS

##### 4.1. Beneficios económicos

Con base en las estimaciones de la sección anterior, se presenta la valoración parcial de los beneficios económicos asociados a la intervención. Esta magnitud resulta de la agregación de las variables flujo del componente agroproductivo de *Prosopis juliflora* ( $Yp$ ) y del componente ambiental valorado monetariamente ( $VCAC$ ):

**Tabla 5.** Resumen de los beneficios económicos

<b>Categoría de beneficio</b>	<b>Tipo de valor</b>	<b>Flujo anual (USD 2024)</b>
Ingreso potencial por actividad agroproductiva ( <i>Prosopis juliflora</i> )	Valor de opción	USD 43.953,00
Ingreso por captura de carbono (en términos monetarios)	Valor de uso indirecto	USD 15.793,77
<b>Beneficio Total (BT)</b>	N/A	<b>USD 59.746,77</b>

**Elaborado:** El Autor.

Convertido a su equivalente en **valor presente neto (VPN)**, con base en los supuestos del horizonte temporal ( $n = 20$  años) y de la tasa de descuento social real ( $tdr = 5\%$ ), el ingreso total por componente (beneficio total) se valora como sigue:

Para cada año  $t$ , el ingreso por componente se descuenta con la ecuación:

$$VPN_t = \frac{\text{Componente del ingreso}_t}{(1 + r)^t}$$

De este modo, se obtienen los siguientes valores descontados por componente de ingreso (beneficio):

$$VPN_{\text{agroproductivo}} = \sum_{t=3}^{20} \frac{\text{Ingreso agroproductivo}_t}{(1 + r)^t}$$

$$VPN_{\text{agropecuaria}} = \sum_{t=3}^{20} \frac{43.953,00}{(1 + 0,05)^t} \quad (t; \text{año 3 al 20})$$

$$VPN_{\text{agropecuaria}} = 468.094,63 \text{ USD} \quad (\text{precios constantes de 2024})$$

$$VPN_{\text{carbono}} = \sum_{t=7}^{20} \frac{\text{Ingreso carbono}_t}{(1 + r)^t}$$

$$VPN_{\text{carbono}} = \sum_{t=7}^{20} \frac{15.793,77}{(1 + 0,05)^t} \quad (t; \text{año 7 al 20})$$

$$VPN_{\text{carbono}} = 118.921,63 \text{ USD} \quad (\text{precios constantes de 2024})$$

Luego, de la suma de ambos componentes, el VPN de los beneficios totales (BT), a 20 años y precios constantes de 2024, es:

$$\begin{aligned} VPN_{\text{beneficios}} &= VPN_{\text{agropecuaria}} + VPN_{\text{carbono}} \\ VPN_{\text{beneficios}} &= 586.015,79 \text{ USD} \quad (\text{precios constantes de 2024}) \end{aligned}$$

#### 4.2. Costos de implementación

Con base en la información técnica del proyecto, se conoce que el proyecto RFSE contempla costos de implementación (CI) por USD 333.982 (a precios corrientes), distribuidos en fracciones iguales a lo largo de los 3 años de ejecución. En vista de que, en este estudio, las variables incluido el VPN se expresan a precios constantes de 2024, corresponder convertir la variable flujo de los costos a esta base, previo el descuento para la estimación del VPN. Para efectos de aquello, se aplica el Índice de Precios del Consumidor Acumulado de Ecuador (IPC), con el siguiente resultado:

**Tabla 6.** Inflación acumulada del Índice de Precios del Consumidor de Ecuador (IPC), 2021-2023

Año	IPC	Ajuste acumulado a 2024	Desembolso anual (costos de implementación)
2021	1,94%	$(1,0194)^3 = 1,0593$	CI = 111.327,65 x 1,0593
2022	3,49%	$(1,0349)^2 = 1,0710$	CI = 111.327,65 x 1,0710
2023	2,12%	$(1,0212)^1 = 1,0212$	CI = 111.327,65 x 1,0212

**Fuente:** Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC)

**Elaboración:** El Autor

$$\begin{aligned} \text{Costo de implementación} &= CI = 117.906,71 + 119.234,21 + 113.689,22 \\ &= 350.830,14 \text{ USD} \quad (\text{precios constantes de 2024}) \end{aligned}$$

Convertido a su equivalente en **valor presente neto (VPN)**, con base en los supuestos del horizonte temporal ( $n = 3$  años) y de la tasa de descuento social real ( $tdr = 5\%$ ), el costo de implementación (CI) se valora como sigue:

Para cada año  $t$ , el CI, a precios de 2024, se descuenta con la siguiente ecuación:

$$VPN_t = \frac{CI_t}{(1+r)^t}$$

De este modo, se obtienen los siguientes valores descontados:

$$VPN_{costos} = \sum_{t=1}^3 \frac{CI_t}{(1+r)^t}$$

$$VPN_{costos} = \frac{119.396,26}{(1+0,05)^3} + \frac{115.536,67}{(1+0,05)^2} + \frac{113.997,24}{(1+0,05)^1} \quad (t: \text{año } 1 \text{ a } 3) \quad VPN_{costos} = 316,981 \text{ USD (precios constantes de 2024)}$$

Entonces, el VPN/VSN y la relación B/C exponen los siguientes resultados:

$$VPN_{proyecto} = VPN_{(beneficios, 20 \text{ años})} - VPN_{(costos operativos, 3 \text{ años})}$$

$$VPN_{proyecto} = 586.015,79 - 316.981,00$$

$$VPN_{proyecto} = VSN = \text{USD } 269.034,79 \quad (\text{a precios constantes de 2024})$$

$$\frac{B}{C} = \frac{VPN_{(beneficios, 20 \text{ años})}}{VPN_{(costos operativos, 3 \text{ años})}} = 1,85$$

## 5. Interpretación

El resultado indica que el proyecto RFSE genera un VPN positivo, con un VAN de USD 269.034,79 (a precios constantes de 2024). Esto sugiere, bajo los supuestos adoptados y considerando solo una fracción conservadora de los beneficios potenciales (económicos y ambientales), que la intervención es rentable desde una perspectiva social. En tanto, la relación B/C al superar el umbral de viabilidad ( $>1$ ), evidencia que beneficios estimados de la intervención exceden de forma sostenida sus costos de implementación, por lo que se considera como una intervención económicamente viable. En este caso, por cada dólar invertido, se obtienen 1,85 dólares en beneficios, confirmando la conveniencia económica del proyecto. Estos parámetros respaldan la hipótesis de que la articulación entre la restauración de paisajes degradados y los bioemprendimientos contribuye efectivamente como eje articulado a la adopción del enfoque de bioeconomía en Ecuador. Aunque el proyecto no incluye de inicio un componente económico (bioemprendimiento), el valor de opción y su respectiva valoración económica reafirman el potencial para generar beneficios económicos a partir de esta iniciativa.

### Caso 2. Proyecto Red Guarango BSA

La información que se describe a continuación ha sido tomada de la siguiente referencia bibliográfica de carácter oficial y verificable:

Fundación Heifer Ecuador (FHE). (2024). *Informe Final Técnico – Financiero. Plan de fomento de la red de integración de productores y recolectores de guarango con enfoque en negocios, asociatividad y restauración del Bosque Seco Andino del Ecuador*. Quito, Ecuador: Autor.

En lo sucesivo, luego de su introducción formal, se empleará la denominación **Red Guarango BSA** como referencia del proyecto.

## 1. Descripción del caso

El proyecto **Red Guarango BSA**, se desarrolló entre agosto de 2021 y agosto de 2024 (37 meses), y configuró una estrategia dirigida al fomento de la articulación entre la conservación ecológica, la restauración de ecosistemas y el desarrollo económico rural, a partir del impulso de la **cadena de valor del guarango** — también conocido como tara spinosa (*Caesalpinia spinosa*) —, como un recurso estratégico para la implementación de iniciativas de bioeconomía local.

La iniciativa estuvo compuesta de cuatro componentes estratégicos, cada uno con sus objetivos específicos y metas alcanzadas:

**Componente social:** Reforzar las capacidades organizativas a nivel local fue una de las acciones clave a ejecutar durante la vida útil del proyecto. Esto se materializó con la conformación legal de la “**Red Nacional de Producción y Comercialización de Guarango y Otros Productos del Bosque Andino (Red Bosandino EC)**”, en marzo de 2023.

La red vincula a más de 100 familias campesinas distribuidas en seis organizaciones comunitarias ubicadas en las provincias de Carchi, Imbabura, Pichincha, Cotopaxi, Tungurahua y Chimborazo. Cuatro de estas organizaciones implementaron centros de acopio con trazabilidad certificada; facilitando el almacenamiento, procesamiento y clasificación de vaina seca de guarango con estándares de calidad para la exportación.

El enfoque territorial del proyecto permitió articular esfuerzos entre los gobiernos autónomos descentralizados de estos territorios (GAD), las comunidades y actores privados, configurando un modelo colaborativo de gobernanza.

La equidad de género fue otra de las líneas de acción prioritarias de la intervención. Mediante una política institucional de género, se garantizó la participación efectiva de mujeres en los espacios de toma de decisión y en los procesos productivos. La participación directa de mujeres fue del 52% (1.619 personas) mientras que el restante 48% correspondió a hombres (1.307 personas). Así, se fortaleció el empoderamiento económico de las mujeres recolectoras rurales y la reducción de brechas económicas estructurales.

Con respecto a la operatividad del proyecto, se formuló un plan estratégico con metas a corto y mediano plazo con orientación hacia: i) ampliar la capacidad de acopio y procesamiento de la producción, ii) fortalecer las capacidades técnicas y productivas de las organizaciones de base, iii) promover acciones de reforestación y restauración ecológica, y iv) potencializar la comercialización nacional e internacional del guarango y otros productos derivados.

Este componente evidencia que la asociatividad no fue tratada como un requisito operativo, sino como una condición habilitante para el éxito estructural de la red y su sostenibilidad de largo plazo.

**Componente ambiental:** Este componente se orientó a fortalecer las capacidades territoriales para el manejo sustentable del guarango. Con ese objetivo, se trabajó en coordinación técnica con el MAATE, en la integración de prácticas de recolección, conservación, restauración y silvicultura adaptativa para la producción sostenible de guarango y la conservación del bosque seco andino, a través de un plan de manejo forestal.

En términos de la operatividad del plan en el territorio, se georreferenciaron cerca de 22.990 hectáreas de terreno (ha), diferenciadas entre áreas para la conservación (12.910 ha), áreas para la producción (7.539 ha) y zonas de recolección activa o potencial (2.541 ha). La información descrita fue integrada a una herramienta técnica y de política nacional para la escalabilidad de la experiencia en otros territorios. Así, se entregaron estratégicamente 39.845 plantas de guarango y especies nativas complementarias a las distintas organizaciones comunitarias, alcanzando 99,61 ha reforestadas en procura de la conectividad ecológica y la restauración del paisaje — esto es, la capacidad de un paisaje para permitir el movimiento de especies y mantener los procesos naturales que sostienen la vida y la biodiversidad (Krosby et al., 2010) —.

**Componente comercial (bioemprendimiento):** Una de las metas centrales del proyecto fue el fortalecimiento comercial de la cadena de valor del guarango, producto forestal no maderable con potencial bioeconómico, con orientación a la consolidación de un modelo de negocio asociativo sostenible y con estándares de calidad internacional.

Con miras a este objetivo, se capacitó a más de 380 actores en modelos de negocio, comercialización, gestión organizativa, procedimientos de exportación y control de calidad. De igual forma, se elaboraron manuales de procesos y estándares de trazabilidad de la producción para asegurar la calidad homogénea del producto y el cumplimiento de requisitos fitosanitarios internacionales.

En términos de infraestructura, se construyeron cuatro centros de acopio con capacidad total de 162 toneladas métricas (t), que incluyen infraestructura para la clasificación, el secado y el almacenamiento de la producción.

Como resultado, durante el período de ejecución de la intervención, se realizaron siete exportaciones de vaina seca de guarango hacia Perú, totalizando ingresos acumulados por alrededor de 400.000 USD correspondientes a 444,06 toneladas métricas (TM) de producto. Para garantizar el largo plazo del proyecto, se signó un acuerdo de compra futura con WR Abastecedora del Perú, asegurando la continuidad comercial post intervención.

De este modo, se consolidó la oferta formal de un producto forestal no maderable, evidenciando la posibilidad de la articulación entre la restauración y la conservación ecológica y la rentabilidad productiva en territorios rurales.

**Componente de gestión de riesgos socioambientales:** La gestión de riesgos fue abordada mediante la identificación, evaluación y mitigación de impactos socioambientales, climáticos y de gobernanza. Se aplicó una matriz de riesgos basada en las salvaguardas REDD+, adaptada al contexto del bosque seco andino, que permitió priorizar medidas preventivas y correctivas.

Los principales riesgos identificados incluyeron: 1) pérdida de biodiversidad por sobreexplotación, 2) brechas de género y falta de participación en zonas remotas, 3) riesgos climáticos — sequías prolongadas, incendios forestales — y, 4) desplazamientos involuntarios o conflictos por uso del territorio.

En respuesta, se implementaron planes de acción participativos con énfasis en la prevención, la inclusión de grupos vulnerables, el monitoreo comunitario y la corresponsabilidad de actores públicos y locales. Esta gestión proactiva fortaleció la resiliencia institucional y comunitaria del proyecto, sentando las bases para su sostenibilidad futura.

## 2. Supuestos, fundamentos técnicos y parámetros

La estimación de los valores económicos de uso directo e indirecto, así como de los beneficios económicos y ambientales asociados a la intervención, se guían de parámetros técnicos del proyecto y de los supuestos que se describen a continuación:

- (a) El recurso renovable de referencia es el *Caesalpinia spinosa* (guarango).
- (b) El área total con potencial de recolección es de 50,87 ha (FHE, 2024, p.27).
- (c) El proxy del rendimiento promedio anual por ha, bajo el esquemas de recolección comunitaria de vaina seca de guarango, es de 2.909 kg/ha/año (FHE, 2024, pp. 27, 36).
- (d) El proxy del precio promedio de mercado para la exportación de vaina seca de guarango es de 0,95 USD/kg (a precios constantes de 2024).
- (e) La tasa de captura de carbono se fija en 130,8 t de CO<sub>2</sub>/ha, para sistemas multiespecie en Ecuador.
- (f) El precio social de carbono calculado para zonas boscosas y secas tropicales es igual a 195,49 USD / tCO<sub>2</sub> (precios constantes de 2024).
- (g) El estándar internacional para el horizonte temporal de evaluación es de 20 años (2021–2041)
- (h) El estándar para la tasa de social de descuento real es de 5% anual.

### 3. Estimaciones

#### 3.1. Valor de uso directo

##### 3.1.1. Ingreso anual por exportaciones ( $Y_{exp}$ )

El ingreso anual ( $Y_{exp}$ ) establece la renta anual por concepto de exportación de vaina seca de *Caesalpinia spinosa* (guarango), y constituye uno de los **componentes cuantificables** de los **beneficios económicos** generados de las acciones de restauración de paisajes implementadas por el ejecutor o los ejecutores de la intervención en el área de influencia del proyecto.

Para efectos de su valoración monetaria, considere los siguientes parámetros técnicos del proyecto y los supuestos descritos en la subsección anterior:

- (a) El área total con potencial de recolección es:

$$APT = 50,87 \text{ ha}$$

- (b) El rendimiento promedio anual por ha de recolección es:

$$RPAH = 2.909 \text{ kg / ha / año}$$

- (c) El precio promedio de mercado para la exportación de vaina de guarango es:

$$PrG = 0,95 \text{ USD / Kg (a precios constantes de 2024)}$$

En consecuencia, se estima que el ingreso anual por exportaciones ( $Y_{exp}$ ) de 2024, expresado a precios constantes del año base, es:

$$Y_{exp} = APT \times RPAH \times PrG$$

$$Y_{exp} = 50,87 \text{ ha} \times 2.909 \text{ kg / ha / año} \times 0,95 \text{ USD / Kg} \quad Y_{exp} = 140.581,79 \text{ USD / año (precios constantes de 2024)}$$

Este valor representa el **beneficio económico** asociado al valor de uso directo del recurso restaurado, y es parte de los **beneficios ambientales** derivados de los **servicios de provisión** generados a partir de la intervención.

## 3.2. Valor de uso indirecto

### 3.2.1. Ingreso por captura de carbono (YCC)

El ingreso (*YCC*) establece una variable proxy de renta por concepto de captura de carbono, y constituye un **segundo componente cuantificable** de los **beneficios económicos generados** a partir de las acciones de restauración de paisajes implementadas por el ejecutor o los ejecutores de la intervención.

Para efectos de su valoración monetaria, considere los siguientes parámetros técnicos del proyecto y los supuestos descritos en la subsección anterior:

- (a) El área total con capacidad de captura de carbono es igual a:

$$APT = 50,87 \text{ ha}$$

- (b) La tasa de captura de carbono para sistemas multiespecie en zonas boscosas y secas tropicales de Ecuador es igual a:

$$TCC = 130,8 \text{ t de CO}_2 / \text{ha}$$

- (c) El precio social de carbono, estimado por EPA (2023), mediante modelos climáticos para zonas boscosas y secas tropicales, es igual a:

$$PSC = 195,49 \text{ USD} / \text{tCO}_2 \text{ (precios constantes de 2024)}$$

Con base en estos parámetros, para estimar el ingreso o la renta aproximada por captura de carbono (*YC*), a precios constantes de 2024, se deben considerar las siguientes operaciones:

Primero, se estima una captura total de carbono (**CTC**), acumulada a lo largo del horizonte temporal de 20 años, igual a:

$$CTC = APT \times TCCCTC = 50,87 \text{ ha} \times 130,8 \text{ t CO}_2 / \text{ha}$$
$$CTC = 6.653,80 \text{ t CO}_2$$

De lo anterior, se estima una captura media anual de carbono (**CMC**), por el orden de:

$$CMC = CTC / 20$$
$$CMC = 6.653,80 \text{ t CO}_2 / 20$$
$$CMC = 332,69 \text{ t CO}_2$$

A partir de estas estimaciones preliminares, el ingreso o renta aproximada por captura de carbono (*YCC*), a precios constantes de 2024, sería igual a:

$$YCC = CMC \times PSCYCC = 332,69 \text{ t CO}_2 \times 195,49 \text{ USD} / \text{tCO}_2$$
$$YCC = 65.039,03 \text{ USD} / \text{año (precios constantes de 2024)}$$

Este valor representa el **beneficio ambiental** (monetizado), asociado a la captura de carbono de la atmósfera, a lo largo de un horizonte temporal posproyecto de 20 años. También guarda vinculación con el **valor**

**económico de uso indirecto** del recurso restaurado, y como parte de los **beneficios ecosistémicos** derivados de los **servicios de regulación** generados a partir de la intervención.

Con base en estas estimaciones, la valoración parcial de los beneficios económicos asociados a la intervención, que resulta de la agregación de las variables flujo del componente agroproductivo del *Caesalpinia spinosa* (guarango) ( $Y_{exp}$ ) y del componente ambiental valorado monetariamente ( $YCC$ ):

$$BT = Y_{exp} + YCC = \text{USD } 150.800,82 \text{ (precios constantes de 2024)}$$

Convertido a su equivalente en **valor presente neto (VPN)**, con base en los supuestos del horizonte temporal ( $n = 20$  años) y de la tasa de descuento social real ( $tdr = 5\%$ ), además de que los ingresos por componente se presentan desde  $t_1$  por tratarse de un proyecto en operación que no requiere de tiempos de maduración de especies restauradas, el ingreso total por componente, y su correspondiente beneficio total (agregación del componente ambiental y económico), se valora como sigue:

$$VPN_{beneficios} = BT \times \left[ \sum_{t=1}^n \frac{1}{(1+r)^t} \right]$$

$$VPN_{beneficios} = 153.800,82 \times \frac{(1 - (1,05)^{20})}{0,05}$$

$$VPN_{beneficios} = \text{USD } 1.916.698,17 \text{ (precios constantes de 2024)}$$

### 3.3. Costos de implementación

Con base en la información técnica del proyecto, se conoce que el proyecto Red Guarango BSA contempla costos de implementación (CI) por un monto de USD 1.572.320 (a precios corrientes), provenientes de un presupuesto ejecutado al 97,92%, que se distribuyó a lo largo de 4 años de tiempo de vida de la iniciativa, de la siguiente manera:

- 2021: USD 9.085 (adquisiciones y ejecución marginal)
- 2022: USD 452.000 (implementación, hito 1)
- 2023: USD 559.000 (implementación, hito 2)
- 2024: USD 551.334 (implementación hito 3 y costos de cierre)

Con base en estos flujos de CI y los supuestos del horizonte temporal ( $n = 3$  años) y la tasa de descuento real ( $tdr = 5\%$ ), el VPN se calcula como sigue<sup>13</sup>:

Para cada año  $t$ , el CI, a precios de 2024, se descuenta con la siguiente ecuación:

$$VPN_t = \frac{CI_t}{(1+r)^t}$$

De este modo, se obtienen los siguientes valores descontados:

$$VPN_{costos} = \sum_{t=1}^3 \frac{CI_t}{(1+r)^t}$$

<sup>13</sup> Aunque el proyecto se ejecutó a lo largo de cuatro años calendario, en el cálculo del VPN se utiliza  $n=3n = 3n=3$  porque el primer año de implementación se considera como año base ( $t=0t = 0t=0$ ). De este modo, el último flujo (año 2024) se descuenta como  $t=3t = 3t=3$ , ya que el cálculo del valor presente se realiza en función del tiempo transcurrido desde el inicio del proyecto y no del conteo de años calendario.

$$VPN_{costos} = \frac{551.334}{(1+0,05)^3} + \frac{559.000}{(1+0,05)^2} + \frac{452.000}{(1+0,05)^1} + \frac{9.985}{(1+0,05)^0} (t; año 1 a 4) \quad VPN_{costos} = \text{USD } 1.423.812$$

*(precios constantes de 2024)*

#### 4. Resultados del ACBS

$$VPN_{proyecto} = VPN_{(beneficios, 20 \text{ años})} - VPN_{(costos operativos, 3 \text{ años})}$$

$$VPN_{proyecto} = 1.916.698,17 - 1.423.812,00$$

$$VPN_{proyecto} = VSN = \text{USD } 492.886,17 \quad (\text{a precios constantes de 2024})$$

$$\frac{B}{C} = \frac{VPN_{(beneficios, 20 \text{ años})}}{VPN_{(costos operativos, 3 \text{ años})}} = 1,35$$

#### 5. Interpretación

El resultado indica que el proyecto Red Guarango genera un VPN positivo, con un VAN de USD 492.886,17 (a precios constantes de 2024). Esto sugiere, bajo los supuestos adoptados y considerando solo una fracción conservadora de los beneficios potenciales (económicos y ambientales), que la intervención es rentable desde una perspectiva social. En tanto, la relación B/C al superar el umbral de viabilidad (>1), evidencia que beneficios estimados de la intervención exceden de forma sostenida sus costos de implementación, por lo que se considera como una intervención económicamente viable. En este caso, por cada dólar invertido, se obtienen 1,35 dólares en beneficios, confirmando la conveniencia económica del proyecto. Estos parámetros respaldan, con un segundo caso, la hipótesis de que la articulación entre la restauración de paisajes degradados y los bioemprendimientos contribuye efectivamente como eje articulado a la adopción del enfoque de bioeconomía en Ecuador.

#### Caso 3. Proyecto Pacífico BMZ-HPI

La información que se describe a continuación ha sido tomada de la siguiente referencia bibliográfica de carácter oficial y verificable:

Johanniter Ecuador (JUH) & Fundación Heifer Ecuador (FHE). (2023). *Proyecto BMZ 5316. Desarrollo rural sostenible y conservación de recursos en la región del Pacífico de Ecuador y Colombia*. Quito, Ecuador: Autor.

En lo sucesivo, luego de su introducción formal, se empleará la denominación **Pacífico BMZ-HPI** como referencia del proyecto.

##### 1. Descripción del caso

El proyecto Pacífico BMZ-HPI fue una iniciativa de desarrollo rural sostenible y de conservación de recursos naturales renovables en la región del Pacífico de Ecuador y Colombia. La intervención formó parte de los proyectos de desarrollo impulsados por el Bundesministerium für Zusammenarbeit und wirtschaftliche Entwicklung (BMZ) (Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania) y Heifer Project International (HPI), y su contraparte y socio implementador en Ecuador Johanniter-Unfall-Hilfe (Johanniter Ecuador) (JUH) y Heifer Ecuador (FHE), respectivamente.

En Ecuador, la propuesta se llevó a cabo entre diciembre de 2020 y noviembre de 2023 (36 meses), en territorios de las provincias de Santa Elena (San Vicente, Comuna Las Gilces) y Esmeraldas (San Lorenzo y Eloy Alfaro), con el propósito de restaurar paisajes degradados del ecosistema de bosque seco tropical, sujeto a altas presiones por factores antropogénicos como la deforestación, el sobrepastoreo y el abandono agrícola por décadas. Geográficamente, la intervención se concentró en microcuencas ubicadas entre los 100 y 400 metros sobre el nivel del mar (s. n. m.), en parcelas de bajos niveles de precipitaciones anuales — inferiores a 500 milímetros (mm) por año — y suelos de baja fertilidad propensos a la erosión hídrica.

En un contexto marcado por la pérdida acelerada de cobertura vegetal y altos niveles de pobreza rural, la propuesta apostó por la restauración activa de paisajes degradados en alrededor de 86,5 ha, por medio de la introducción de especies nativas adaptadas a las condiciones climáticas de las localidades. Las acciones de restauración activa incluyeron la siembra en parcelas de cerca de 18.500 individuos forestales de especies como el *Prosopis juliflora* (algarrobo), el *Tabebuia chrysantha* (guayacán), la *Ceiba trichistandra* (ceibo) y el *Armatocereus cartwrightianus* (cactus columnar), entre otros, bajo un marco de esquemas de monitoreo participativo y la siguiente distribución geográfica: áreas de bosque seco (69 ha) y áreas de manglar (17,5 ha). La restauración del paisaje fue complementada con estrategias de inclusión productiva comunitaria, basadas en alternativas de bioemprendimientos como: el mantenimiento de viveros, la recolección de semillas, la elaboración de productos derivados de frutos silvestres (mermeladas, harinas e infusiones), la creación de servicios ecoturísticos incipientes y algunos procesos de transformación artesanal.

Se estima que los beneficiarios directos de estas acciones fueron alrededor de 3000 familias de la zona de influencia del proyecto, incluyendo mujeres cabeza de hogar, vinculadas activamente en la capacitación en técnicas de propagación vegetal, cosecha sostenible y comercialización, con la finalidad de consolidar medios de vida.

El enfoque territorial de la propuesta permitió la vinculación de los objetivos de restauración con procesos sociales como el fortalecimiento organizativo, la generación de capacidades técnicas locales y la recuperación del conocimiento ancestral con miras en el aprovechamiento sostenible del ecosistema de bosque seco.

La operación en Ecuador se llevó a cabo en convenio con el GAD parroquial de Colonche, y líderes de organizaciones campesinas locales, además del respaldo técnico del Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO) y universidades del país. Esta cooperación interinstitucional fue determinante para el fomento de la participación comunitaria y el aseguramiento de una ejecución de alto estándar técnico del proyecto. En cuanto al financiamiento, el monto total de la inversión fue de USD 1.016.052,84, principalmente distribuidos en costos operativos, trabajo comunitario, uso de terrenos y logística.

Durante el primer año posproyecto, el reporte de resultados de la intervención destacó la recuperación de la función ecológica de 38 ha con cobertura vegetal en proceso de maduración ecológica, un incremento en la percepción de valor sobre los recursos biológicos locales (preferencias reveladas) y un ingreso promedio complementario de USD 420 por familia asociado a bioemprendimientos. Si bien, de momento, estos valores no representan una fuente primaria de sustento, sí constituyen un incentivo primario para sostener prácticas productivas alineadas con la restauración de paisajes degradados. Finalmente, entre los aprendizajes más relevantes se identifican: la necesidad de escalamiento gradual, la importancia del acompañamiento técnico prolongado y la inclusión de personas en situación de vulnerabilidad económica como agentes de cambio en contextos rurales.

## **2. Supuestos, fundamentos técnicos y parámetros**

La estimación de los valores económicos de uso y de opción, así como de los beneficios ecosistémicos asociados a la intervención, se guían de los supuestos y parámetros técnicos que se describen a continuación:

- (a) Superficie restaurada multiespecie en bosque seco: 69 ha
- (b) El recurso renovable de referencia es el *Prosopis juliflora* (algarrobo)
- (c) El área productiva potencial se estima en 13,8 ha (20% de la superficie total restaurada) (*APP*)
- (d) El rendimiento anual por hectárea de la producción de *Prosopis juliflora* es 7.500 kg/ ha/ año (*RPHA*)
- (e) El precio referencial de mercado del fruto de *Prosopis juliflora* es igual a 0,26 USD/kg (a precios de 2024) (*PrA*)
- (f) Tasa de captura de carbono (TCC): 130 tCO<sub>2</sub>/ha (acumulados en 20 años)
- (g) Precio Social del Carbono (PSC): 195,54 USD/tCO<sub>2</sub> (precios constantes de 2024)
- (h) Tasa de descuento real  $r = 5\%$
- (i) Horizonte de análisis  $n = 20$  años
- (j) Para el cálculo del VPN de los beneficios totales,  $t = 3$ , puesto que se espera recibir beneficios de la intervención al tercer año de maduración de las especies restauradas.
- (k) En ausencia de un desglose financiero detallado por año, y dado que el proyecto Pacífico se ejecutó en fases con un inicio de inversiones en infraestructura y una concentración de actividades en los años intermedios, se toma el supuesto de una distribución 15%-35%-35%-15% para la proyección de flujos de costos de implementación (CI) en el cálculo del VPN.

### 3. Estimaciones

#### Ingreso potencial

$$Y_p = APP \times RPHA \times PrA = 13,8 \text{ ha} \times 7.500 \text{ kg.ha.año} \times 0,26 \text{ USD/Kg}$$

$$Y_p = \text{USD } 26.910,00 \text{ (a precios constantes 2024)}$$

#### Valor económico por captura anual de carbono

$$CTC \text{ (captura total de carbono)} = APP \times TCC = 69 \text{ ha} \times 60 \text{ t CO}_2 / \text{ha} = 4.149,00 \text{ t CO}_2$$

$$CMC \text{ (captura media de carbono)} = CTC / 20 = 1.050 \text{ t CO}_2 / 20 = 207,00 \text{ t CO}_2$$

$$VCAC = CMC \times PSC = 207,00 \text{ t CO}_2 \times 233,51 \text{ USD/ tCO}_2 = 48.336,57 \text{ USD/ año}$$

*(precios constantes de 2024)*

### 4. Resultados de ACBS

$$VPN_{beneficios} = \frac{BT}{r} \times \frac{1}{(1+r)^t} = \frac{75.246,57}{0,05} \times \frac{1}{1,1576} = \text{USD } 1.300.139,71 \text{ (precios constantes de 2024)}$$

$$VPN_{costos} = 0,15(CI) \times 1 + \left(0,35 \times CI \times \frac{1}{1,05}\right) + \left(0,35 \times CI \times \frac{1}{1,1025}\right) + \left(0,15 \times CI \times \frac{1}{1,1576}\right)$$

$$VPN_{costos} = \text{USD } 945.317,26 \text{ (precios constantes de 2024)}$$

$$VPN_{proyecto} = VPN_{beneficios, 20 \text{ años}} - VPN_{costos, 3 \text{ años}} = \text{USD } 345.822,45 \text{ (precios constantes de 2024)}$$

$$B / C = VPN_{beneficios} / VPN_{costos} = 1,38$$

### 5. Interpretación

El resultado indica que el proyecto Pacífico BMZ-HPI genera un VPN positivo, con un VAN de USD 345.822,45 (a precios constantes de 2024). Esto sugiere, bajo los supuestos adoptados y considerando solo una fracción

conservadora de los beneficios potenciales (económicos y ambientales), que la intervención es rentable desde una perspectiva social. En tanto, la relación B/C al superar el umbral de viabilidad ( $>1$ ), evidencia que beneficios estimados de la intervención exceden de forma sostenida sus costos de implementación, por lo que se considera como una intervención económicamente viable. En este caso, por cada dólar invertido, se obtienen 1,38 dólares en beneficios, confirmando la conveniencia económica del proyecto. Estos parámetros respaldan, con un tercer caso, la hipótesis de que la articulación entre la restauración de paisajes degradados y los bioemprendimientos contribuye efectivamente como eje articulado a la adopción del enfoque de bioeconomía en Ecuador. Aunque el proyecto no incluye de inicio un componente económico (bioemprendimiento), el valor de opción y su respectiva valoración económica reafirman el potencial para generar beneficios económicos a partir de esta iniciativa.

## ***Discusión***

### **1. Implicaciones teóricas-empíricas y metodológicas**

#### **1.1. Bioeconomía en Ecuador: coincidencias y divergencias con la literatura disponible**

Los resultados obtenidos se ajustan de forma parcial a lo establecido en el Libro Blanco de la Bioeconomía del Ecuador (2024), que indirectamente plantea que los bioemprendimientos pueden ser catalizadores del desarrollo sostenible, siempre que se integren con iniciativas de restauración de paisajes degradados. Sin embargo, a diferencia de lo previsto por este documento oficial, los casos de estudio muestran un nula articulación con instrumentos de política pública, lo que limita tanto su priorización financiera como su escalabilidad y permanencia en el tiempo (sostenibilidad). Vásquez & Carvajal (2022) refuerzan lo descrito, argumentando que la bioeconomía opera principalmente en una fase preinstitucional en Ecuador.

#### **1.2. La monetización de servicios ecosistémicos como el principal aporte empírico**

Un hallazgo relevante fue la cuantificación de beneficios económicos vinculados a la captura de carbono (valores de uso indirecto) en los tres casos, en donde la regeneración activa de algarrobo del proyecto RFSE generó una estimación de 15.793,77 USD/año, la restauración de guarango de la RED Guarango generó 13.219,03 USD/año y la reforestación de especies nativas en el proyecto Pacífico BMZ estimó un beneficio por captura de carbono de 11.661,29 USD/año. Estas aproximaciones, coherentes con esfuerzos académicos de Cadena-Gaona et al. (2019) y Torres & Rodríguez (2024), permiten visibilizar el valor económico potencial de los servicios ecosistémicos generados a partir de este tipo de intervenciones, escasamente cuantificados en la literatura e incorporado como indicadores económicos para el análisis de la contribución de la bioeconomía al desarrollo sostenible. Lo anterior se alinea con lo expuesto por Ramírez et al. (2021), al insistir en que la ausencia de métricas de valoración económica constituye una barrera para integrar cadenas de valor verdes en estrategias locales para el desarrollo en el territorio.

#### **1.3. Limitaciones del enfoque productivo de las intervenciones**

A pesar de que es posible evidenciar impactos socioecológicos positivos, en las tres experiencias persisten limitaciones estructurales que restringen la consolidación y escalabilidad de estos modelos. En particular, la ausencia de mercados formales y, en consecuencia, de precios de mercado oficiales de referencia, así como una escasa evaluación y monitoreo de las intervenciones posproyecto, a razón principalmente del limitado acceso a fuentes de financiamiento, constituyen en esencia las limitantes del enfoque productivo de estas intervenciones. Estas restricciones, señaladas también por De la Torre (2020), reflejan una brecha entre las propuestas teóricas y discursivas de la bioeconomía y la realidad operativa en el territorio.

#### **1.4. Relevancia metodológica de la estrategia de estudio de casos múltiple**

La propuesta metodológica de sistematización de esta investigación es innovadora en términos de la evaluación económica de servicios ecosistémicos convencional. Lo anterior no porque se introduzcan nuevos marcos analíticos o estrategias de cuantificación monetaria de dichos servicios, sino porque integran las herramientas existentes en un marco comparable que se adapta a la disponibilidad de información y la heterogeneidad de los casos que se han estudiado. Las técnicas, supuestos y parámetros técnicos empleados hicieron posible acercarse a una valoración económica adecuada sin necesidad de una modelización compleja, con lo que se cumple con el principio básico de simplicidad en la valoración propuesto por Azqueta et al., (2007), lo que abre la posibilidad de su replicación en estudios de condiciones similares.

## **2. Limitaciones**

Los hallazgos del estudio pueden presentar ciertas limitaciones. En primer lugar, la disponibilidad y calidad de información sistematizada y de carácter oficial de proyectos públicos y de la cooperación oficial restringe el estudio de casos que amplíe el alcance geográfico, así como de las visiones de bioeconomía implícitas en estas iniciativas. En este estudio se prioriza el análisis de propuestas de restauración de paisajes degradados y bioemprendimientos basada en el aprovechamiento de los recursos naturales y en el desarrollo territorial y ecológico/regenerativo representativas en economías de países en desarrollo.

En segundo lugar, tanto la valoración del componente productivo como de la valoración (parcial) del componente ambiental de los beneficios económicos asociados a los servicios ecosistémicos, se sustenta en información técnica incompleta de los proyectos (área total restaurada, superficie reforestada por tipo de especie arbórea y número de individuos forestales por unidad territorial) y de información secundaria de fuentes que se estiman comparables al contexto de los casos de estudio (tasa de captura de carbono y precio social de carbono). Estas limitaciones pueden conducir a sesgos sistemáticos o sesgos de estimación, siempre que no se adopten escenarios conservadores para las estimaciones y bases técnicas verificables en la literatura especializada.

Finalmente, otra de las limitaciones del estudio pasa por no considerar mediciones directas o de campo para la valoración de los beneficios asociados a otros valores de uso indirecto (otros beneficios ambientales potenciales) y valores de no uso (vinculados a aspectos éticos, culturales, intergeneracionales y precautorios de las sociedades y la naturaleza) para los casos estudiados.

Frente al alcance de la investigación y las limitaciones presentadas, se sugieren nuevas rutas de estudio que incluyan metodologías mixtas que integren estimaciones de valores de uso y de no uso no contempladas en esta primera aproximación académica.

## ***Conclusiones***

Los hallazgos demuestran que la articulación de la restauración de paisajes degradados y los bioemprendimientos como eje estratégico puede constituir una vía para consolidar los objetivos ambientales y socioeconómicos de la bioeconomía como política pública de desarrollo sostenible. La evidencia, expresada en términos monetarios a precios constantes de 2024, confirma que el valor agregado generado a partir de la recuperación de servicios ecosistémicos en zonas degradadas supera, en términos generales, los costos operativos requeridos para implementar estas intervenciones. En los tres casos de estudio, aunque la valoración económica de los servicios ecosistémicos se efectuó de forma parcial por limitaciones metodológicas y de información primaria no subsanables, los beneficios agregados derivados de estas intervenciones superan los costos de implementación, indicando que, al descontar a valor presente, los beneficios sociales netos de cada proyecto son positivos según los cálculos respectivos. Asimismo, en los tres casos, la relación entre beneficios y costos (B/C) resultó mayor a 1, lo que implica que todas las iniciativas cumplen con el criterio de eficiencia económica, dado que, por cada dólar invertido, la sociedad recibe más de un dólar en beneficios. Estos

parámetros constituyen evidencia preliminar que contribuye a responder positivamente la pregunta de investigación.

Es razonable suponer que la inclusión de otros servicios ecosistémicos asociados a estas intervenciones, susceptibles de ser medidos con nuevos datos primarios o mediante levantamiento de datos secundarios, fortalecería este argumento y proporcionaría insumos de política pública más robustos. Sin embargo, una medición parcial, técnicamente justificada como la realizada en este estudio, constituye un insumo de evidencia útil, especialmente cuando la temática, desde la perspectiva empírica, ha sido abordada de forma incipiente o con marcos analíticos heterogéneos que dificultan la comparación. En este sentido, la adaptación del ACBS al esquema de análisis de la investigación contribuye a establecer un marco de análisis comparable entre iniciativas que presentan heterogeneidad en los enfoques de implementación, en la sistematización de la información y en los objetivos específicos que persiguen.

Pese a que la evidencia es positiva, persiste la duda de si modelos emergentes, como alternativas a los extractivos, pueden sostener sus bases teóricas frente a las exigencias de rentabilidad del capital. Para ello, los gobiernos, además de comprometerse con modelos de desarrollo sostenible ajustados a los límites ecológicos del planeta, deben incluir en la política de bioeconomía incentivos a prácticas como los bioemprendimientos y su integración en cadenas de valor articuladas con encadenamientos productivos maduros o en formación (como el caso del guarango). Para lograrlo, deberán fortalecer sus capacidades institucionales y ejecutar acciones sistemáticas, continuas y eficientes de evaluación y monitoreo, verificando el cumplimiento de objetivos de política pública como el estado ecológico de los ecosistemas, los ciclos de regeneración de suelos cultivados, y la articulación de cadenas de valor y encadenamientos sostenibles, asegurando presupuestos locales y nacionales sostenidos para consolidar progresivamente el modelo de bioeconomía, particularmente en países megadiversos con signos de degradación ecológica.

En términos de desarrollo económico, la industria ha sido históricamente reconocida como motor de crecimiento, diversificación productiva e incremento de la productividad de los países. En tal sentido, reciente literatura académica esgrime que la industrialización de la producción orientada a las exportaciones ha sido, probablemente, una de las vías más consistentes para consolidar el desarrollo económico sostenido, fundamentalmente en economías de renta media. Considerando esta aproximación neoclásica del desarrollo, es posible postular que el desarrollo económico operacionalizado a través de enfoques de desarrollo emergentes como la bioeconomía no resultaría factible si iniciativas como las analizadas en este estudio no logran integrarse a los circuitos productivos y comerciales vinculados con la gran empresa, por medio de cadenas de valor agroproductivas. De no lograr esta integración, dichas iniciativas verían limitadas sus oportunidades de escalabilidad y acceso a mercados formales y consolidados, por lo que correrían el riesgo de mantenerse como proyectos o intervenciones aisladas, sin una real articulación a una política nacional de desarrollo local, y dependientes de las capacidades de los socios implementadores y de la disponibilidad de fondos públicos o de cooperación internacional para su sobrevivencia en el tiempo. En consecuencia, la integración de bioemprendimientos y proyectos de restauración en cadenas de valor y encadenamientos productivos constituye una condición esencial para asegurar beneficios económicos sostenibles, y contribuir efectivamente a los objetivos de desarrollo económicos de la bioeconomía, en equilibrio con los objetivos ambientales que persigue.

No obstante, es importante reconocer que la bioeconomía, como enfoque integral de sostenibilidad, no se limita a la creación de cadenas de valor y encadenamientos agroproductivos, sino que también busca la mejora de los paisajes y condiciones ecosistémicas que sostienen los medios de vida locales. Procesos de restauración de paisajes degradados, aun cuando no se articulen inmediatamente a cadenas de valor consolidadas, pueden generar beneficios ecológicos significativos al mejorar la provisión de servicios ecosistémicos, reducir riesgos climáticos (como inundaciones o erosión) y fortalecer la resiliencia de sistemas agroforestales y silvopastoriles, creando condiciones más estables para la producción sostenible. De igual manera, estos procesos contribuyen a generar sombra, conectividad ecológica y suelos más fértiles, beneficios que, aunque indirectos en términos

de mercado, representan incentivos tangibles para los productores y comunidades locales, particularmente en contextos de cambio climático.

Por tanto, si bien la articulación de bioemprendimientos con cadenas de valor industriales es clave para la sostenibilidad económica de la bioeconomía, los procesos de restauración aportan beneficios biofísicos y de resiliencia que son esenciales para sostener la base ecológica de las actividades productivas y garantizar medios de vida dignos. Ambos elementos deben ser considerados de manera complementaria en la formulación de políticas públicas de bioeconomía y desarrollo sostenible, requiriendo sistemas de monitoreo a largo plazo, capacidades institucionales fortalecidas y una integración progresiva de la dimensión biofísica en los análisis de economía ambiental, evitando reducir la bioeconomía únicamente a su dimensión transaccional de mercado. En línea con lo anterior, es posible establecer que, de momento, varias iniciativas de restauración de paisajes que se ejecutaron o se están ejecutando en Ecuador, obedecen a criterios de restauración ecológica con componentes de bioemprendimientos de subsistencia, que fungen exclusivamente como estrategias para garantizar la sostenibilidad de los esfuerzos de reforestación en las zonas de influencia de los proyectos. En definitiva, no es clara una intención de fomento de medios de vida alternativos como eje central de las intervenciones. Sin embargo, la creación de fuentes de empleo estables y de flujos de ingresos continuos y escalables constituyen elementos trascendentales en la intención de que el eje restauración de paisajes y bioemprendimientos puedan consolidarse como una estrategia con potencial para la conservación y el desarrollo comunitario bioeconómico. Se requiere entonces de iniciativas de medios de vida que progresivamente transiten hacia modelos de negocio (pymes) que puedan vincularse a cadenas de valor maduras o a la creación de otras nuevas con potencial exportador, de modo de que, no se limiten a garantizar un ingreso mínimo a las familias a cambio de conservar el capital natural, sino que les permitan superar la pobreza estructural.

El ejemplo estrella de lo expuesto es el proyecto Red Guarango BSA, una iniciativa con un componente productivo sólido cuyo diseño procura no caer en tensiones con la sostenibilidad ambiental, al tiempo de consolidar encadenamientos productivos que permitan a los beneficiarios alcanzar un potencial comercial desde su actividad productiva — en este caso, la recolección de vainas secas de guarango —, y el mantenimiento de acciones de restauración activa implementadas en los territorios. El impulso de este tipo de intervenciones es trascendental en la transición hacia modelos de desarrollo de aprovechamiento sostenible del capital biológico en países megadiversos (bioeconomía de la biomasa), que están sujetos a presiones entre la protección del medio ambiente — el respeto a ecosistemas frágiles y a los ciclos de regeneración de las especies, por citar algunos ejemplos — y la consecución del desarrollo económico.

Sin embargo, lo anterior no está exento de potenciales conflictos sociales y medio ambientales como, por ejemplo, el acaparamiento de tierras desde el poder económico de las industrias por sobre el de las comunidades. Por consiguiente, un modelo de bioeconomía desde la restauración de paisajes y bioemprendimientos es plausible en la medida en que se prioricen mecanismos de gobernanza ambiental y territorial, que reconozcan las limitaciones estructurales de las economías en desarrollo, y permitan mediar y resolver conflictos de este tipo, comunes en contextos de presión sobre el uso de los recursos naturales. En ese sentido, la gobernanza inclusiva, participativa y multinivel se torna en un elemento clave para anticipar y abordar conflictos socioambientales y económicos asociados al uso del suelo, especialmente en escenarios de transición ecológica e implementación de políticas públicas para el desarrollo sostenible local y nacional.

Por otro lado, desde una perspectiva metodológica, esta investigación propone una estrategia de evaluación económica orientada a medir tanto beneficios económicos como beneficios ambientales susceptibles de medición, para un contexto caracterizado por información heterogénea e incompleta. La inclusión de variables como el beneficio ecológico asociado a la captura de carbono atmosférico, uno de los componentes clave del estudio, permitió visibilizar de forma integral el aporte de este tipo de iniciativas a través de los servicios ecosistémicos generados, los cuales superan de manera recurrente los costos de implementación de estas intervenciones como queda establecido. En este sentido, resulta pertinente profundizar en la valoración económica de otros valores de uso indirecto y de valores de no uso, que, aunque carecen de metodologías

estandarizadas y deben recurrir a fuentes secundarias de información como consecuencia de las limitaciones de disponibilidad y calidad de la información, pueden aportar una comprensión más completa del potencial real de estas acciones y de su contribución a la consolidación progresiva de la bioeconomía y sus variantes dentro de las estrategias de desarrollo de los países, siempre que se fundamenten en parámetros técnicos y supuestos teóricamente sólidos.

Finalmente, futuras investigaciones pueden utilizar este esfuerzo académico como una referencia para fortalecer una base empírica que sirva como insumo analítico y amplíe el debate en torno a la formulación de políticas públicas de restauración de paisajes degradados, bioemprendimientos y bioeconomía basadas en evidencia. Los hallazgos de la publicación sugieren varias rutas para estudios a futuro. En primer lugar, se recomienda avanzar hacia la implementación de nuevos casos con base a un inventario de proyectos públicos y de la cooperación internacional actualizado y sistematizado. En esta misma línea de acción, si bien una potencial homologación de información podría no ser posible *per se*, puesto que la génesis y objetivos subyacentes de cada proyecto divergen uno del otro, capturar la información del componente productivo (uso directo) y de al menos un uso indirecto (captura de carbono), podría entregar una visión acotada pero real de los beneficios totales asociadas a una intervención. No obstante, nuevos estudios requieren avanzar en metodologías mixtas que integren estimaciones a partir de procesos participativos y datos primarios de campo a través de herramientas como la revelación de preferencias. Finalmente, futuras investigaciones podrían explorar el potencial de escalamiento territorial de estos modelos, incluyendo su articulación con estrategias regionales de desarrollo rural y programas de bioeconomía de carácter nacional.

## **Referencias bibliográficas**

Ackerman, F., & Heinzerling, L. (2002). *Pricing the Priceless: Cost-Benefit Analysis of Environmental Protection*. University of Pennsylvania Law Review, 150, 1553-1584. <https://doi.org/10.2307/3312947>.

Aguilar, A., Twardowski, T., & Wohlgemuth, R. (2019). *Bioeconomy for Sustainable Development*. Biotechnology Journal, 14. <https://doi.org/10.1002/biot.201800638>.

Aparicio, A. (2022). *The road ahead: narratives and imaginaries of the value of biodiversity in shaping bioeconomy policy in Colombia*. Tapuya: Latin American Science, Technology and Society, 5(1). <https://doi.org/10.1080/25729861.2022.2059137>

Azqueta, D., Alviar, M., Domínguez, L., & O’Ryan, R. (2007). *Introducción a la economía ambiental (2da ed.)*. España: McGraw-Hill/Interamericana de España, S. A. U.

Barbier, E. (2019). *The concept of natural capital*. Oxford Review of Economic Policy. <https://doi.org/10.1093/OXREP/GRY028>.

Baxter, P. & Jack, S. (2008). *Qualitative Case Study Methodology: Study Design and Implementation for Novice Researchers*. *The Qualitative Report*, 13(4), 544-559. <https://nsuworks.nova.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1573&context=tqr>

Boardman, A., Greenberg, D., Vining, A., & Weimer, D. (2018). *Cost-Benefit Analysis*. <https://doi.org/10.1017/9781108235594>.

Block, S., Emerson, J. W., Esty, D. C., de Sherbinin, A., Wendling, Z. A., et al. (2024). *2024 Environmental Performance Index*. New Haven, US: Yale Center for Environmental Law & Policy.

- Brander, L. (2023). *Guidance on economic valuation*. Institute for European Environmental Policy (IEEP). <https://www.isa.org.jm/wp-content/uploads/2023/11/Guidance-on-economic-valuation-Part-II-of-the-report.pdf>
- Brander, L., & Guisado-Göni, V. (2023). *Report on the value of ecosystem services and natural capital of Area*. <https://www.isa.org.jm/wp-content/uploads/2023/06/Report-on-Valuation-of-ecosystem-services.pdf>
- Bugge, M., Hansen, T., & Klitkou, A. (2016). *What Is the Bioeconomy? A Review of the Literature*. *Sustainability*, Issue 8, 1-22. <https://doi.org/10.3390/SU8070691>.
- Busch, J., & Ferretti-Gallon, K. (2023). *What Drives and Stops Deforestation, Reforestation, and Forest Degradation? An Updated Meta-analysis*. *Review of Environmental Economics and Policy*, Issue 17, 217 - 250. <https://doi.org/10.1086/725051>.
- Cadena-Gaona, J., Yoscuca, S., Cortes, R., & Larrotta, T. (2019). *Valoración económica de los servicios ecosistémicos más importantes que ofrece el humedal Tibanica (Bogotá, Colombia)*. *Ambiente y Desarrollo*, 23(44). <https://doi.org/10.11144/javeriana.ayd23-44.vese>
- Campbell, S., Greenwood, M., Prior, S., Shearer, T., Walkem, K., Young, S., Bywaters, D., & Walker, K. (2020). *Purposive sampling: complex or simple? Research case examples*. *Journal of Research in Nursing*, 25, 652 - 661. <https://doi.org/10.1177/1744987120927206>.
- Campos, J., Serebrisky, T., & Suárez-Alemán, A. (2016). *Tasa de descuento social y evaluación de proyectos: algunas reflexiones prácticas para América Latina y el Caribe*. <https://doi.org/10.18235/0012735>
- Cao, Z., & Shi, X. (2020). *A systematic literature review of entrepreneurial ecosystems in advanced and emerging economies*. *Small Business Economics*, 57, 75 - 110. <https://doi.org/10.1007/s11187-020-00326-y>.
- Castro, L., & Lechthaler, F. (2022). *The contribution of bio-economic assessments to better informed land-use decision making: An overview*. *Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106449>.
- Chapple, A., & Valverde, A. (2022). *Mobilizing climate finance towards agricultural adaptation and nature-based solutions*. <https://doi.org/10.1079/20240191174>.
- Clark, R., Reed, J., & Sunderland, T. (2018). *Bridging funding gaps for climate and sustainable development: Pitfalls, progress and potential of private finance*. *Land Use Policy*, 71, 335-346. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2017.12.013>.
- César, R. G., Belei, L., Badari, C. G., Viani, R. A. G., Gutierrez, V., Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., & Morsello, C. (2021). *Forest and Landscape Restoration: A Review Emphasizing Principles, Concepts, and Practices*. *Land*, 10(1), 28. <https://doi.org/10.3390/land10010028>
- Chazdon, R. L., & Uriarte, M. (2016). *Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics*. *Biotropica*, 48(6), 709–715. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>
- Cingiz, K., Kardung, M., Vracholi, M., Lovrić, M., Piotrowski, S., Zhu, B., Verkerk, P., Van Leeuwen, M., Verhoog, D., Delahaye, R., Ronzon, T., Wesseler, J., Sauer, J., Van Meijl, H., M'barek, R., Costenoble, O., & Heijman, W. (2021). *Development of the Circular Bioeconomy: Drivers and Indicators*. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su13010413>.
- Consorcio Restauración Forestal Santa Elena (CRFSE). (2024). *Informe Final de Implementación de Actividades de Restauración del Paisaje*. Consultoría “Actividades de Restauración Forestal en zonas de influencia de la cordillera Chongón – Colonche en la provincia de Santa Elena, considerando las áreas

prioritarias del Plan Nacional de Restauración Forestal 2019 – 2030 y en concordancia a los lineamientos técnicos del Proyecto Nacional de Restauración del Paisaje (PNRP) del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE). Quito, Ecuador: Autor.

Costanza, R. (2020). *Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability*. *Ecosystem services*, 43, 101096. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101096>

Coutiño, A., Jones, J., Balmford, A., Carmenta, R., & Coomes, D. (2022). *A global evaluation of the effectiveness of voluntary REDD+ projects at reducing deforestation and degradation in the moist tropics*. *Conservation Biology*, 36. <https://doi.org/10.1111/cobi.13970>.

Creswell, J., & Poth, C. (2018). *Qualitative Inquiry and Research Design: Choosing Among Five Approaches (4th ed.)*. Thousand Oaks, California: Sage Publications, Inc.

Cruz-Alcedo, G. (2008). *Informe de Avance sobre la Cadena Productiva de Algarrobo en el Perú*. Piura, Perú: PROMPERU. <https://repositorio.promperu.gob.pe/server/api/core/bitstreams/b9284b77-dea0-4082-b177-d436c70c689f/content>

Culyer, A., & Chalkidou, K. (2019). *Economic Evaluation for Health Investments. En Route to Universal Health Coverage: Cost-Benefit Analysis or Cost-Effectiveness Analysis?* *Value in Health*, 22, 99 - 103. <https://doi.org/10.1016/j.jval.2018.06.005>.

Dasgupta, P. (2021). *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. London: HM Treasury. [https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e92b2e90e07660f807b47/The\\_Economics\\_of\\_Biodiversity\\_The\\_Dasgupta\\_Review\\_Full\\_Report.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e92b2e90e07660f807b47/The_Economics_of_Biodiversity_The_Dasgupta_Review_Full_Report.pdf)

D'Amato, D., Bartkowski, B., & Droste, N. (2020). *Reviewing the interface of bioeconomy and ecosystem service research*. *Ambio*, 49, 1878 - 1896. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01374-0>.

de Besi, M., & McCormick, K. (2015). *Towards a bioeconomy in Europe: National, regional, and industrial strategies*. *Sustainability*, 7(8), 10461–10478. <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/8/10461>

Dye, T. (2013). *Understanding Public Policy (14th ed.)*. London, England: Pearson.

Emerton, L. (2016). *Economic Valuation of Wetlands: Total Economic Value*. En *The Wetland Book* (pp. 1-6). Springer. [https://www.researchgate.net/publication/308867190\\_Economic\\_Valuation\\_of\\_Wetlands\\_Total\\_Economic\\_Value](https://www.researchgate.net/publication/308867190_Economic_Valuation_of_Wetlands_Total_Economic_Value)

Erbaugh, J., & Oldekop, J. (2018). *Forest landscape restoration for livelihoods and well-being*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2018.05.007>.

Federal Reserve (FED). (S.F.). *Economy at a Glance. Inflation (PCE)*. Recuperado el 31 de mayo de 2025, de: <https://www.federalreserve.gov/economy-at-a-glance-inflation-pce.htm>

Ferreira, V., Fabregat-Aibar, L., Pié, L., & Terceño, A. (2022). *Research trends and hotspots in bioeconomy impact analysis: a study of economic, social and environmental impacts*. *Environmental Impact Assessment Review*. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106842>.

Flórez-Yepes, G., Ospina-Parra, O., Álzate-Álvarez, A., Chávez-Marín, M., Gallo-Cardona, C., Vidal-Sierra, C., Serna-Mendoza, C., Soto-Vallejo, I., Castro-Díaz, R. & Delgado, L. (2020). *Valoración económica de los*

*servicios ecosistémicos de humedales Altoandinos: tres métodos de aplicación*. Manizales, Colombia: Centro Editorial Universidad Católica de Manizales. <https://repositorio.ucm.edu.co/handle/10839/2985>

Flyvbjerg, B., & Bester, D. (2021). The Cost-Benefit Fallacy: *Why Cost-Benefit Analysis Is Broken and How to Fix It*. *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 12, 395 - 419. <https://doi.org/10.1017/bca.2021.9>.

Fredesvinda, C., Judith, G., María, C., Jhair, V., Laura, T., Alonso, E, Jeremías, A., Cristina, Q., & Alberto, A. (2020). *Manual técnico para la conservación y propagación de especies de algarrobo (Prosopis spp.)*. <https://repositorio.inia.gob.pe/items/0b87ba9c-4083-44fa-94df-1693f24a638a>

Freeman, A., Herriges, J., & Kling, C. (2014). *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods (3<sup>rd</sup> ed.)*. New York: Routledge.

Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Jonson, J., Hallett, J., Eisenberg, C., Guariguata, M., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. (2019). *International principles and standards for the practice of ecological restoration*. Second edition. *Restoration Ecology*, 27. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.

Gao, X., & Rai, V. (2023). *Knowledge acquisition and innovation quality: The moderating role of geographical characteristics of technology*. *Technovation*. <https://doi.org/10.1016/j.technovation.2023.102766>.

García, J. M. (Coord.). (2024). *Libro Blanco de la Bioeconomía Sustentable de Ecuador*. Quito, Ecuador: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE); Ministerio de Producción, Comercio Exterior, Inversiones y Pesca (MPCEIP); Fondo de Asistencia Técnica en Bioeconomía. <https://www.flipsnack.com/Manthra/libro-blanco-de-la-bioeconom-a-sustentable-de-ecuador/full-view.html>

GIZ. (s.f.). *Inventario de métodos ValuES: Encontrando métodos para la evaluación y valoración de servicios ecosistémicos*. Recuperado el 19 de mayo de 2025, de: [http://aboutvalues.net/es/method\\_database/](http://aboutvalues.net/es/method_database/)

Global Forest Watch (GFWa). (s.f.). *Perfil de país: Ecuador*. Recuperado el 19 de mayo de 2025, de: <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/country/ECU/>

Global Forest Watch (GFWb). (s.f.). *Mapa Forestal Global: Ecuador*. Recuperado el 24 de junio de 2025, de: <https://www.globalforestwatch.org/map/country/ECU/>

Gómez, R., Aguirre, J., Oliveros, L., Paladines, R., Ortiz, N., Encalada, D., & Armenteras, D. (2023). *A Participatory Approach to Economic Valuation of Ecosystem Services in Andean Amazonia: Three Country Case Studies for Policy Planning*. *Sustainability* 2023, 15, 4788. <https://doi.org/10.3390/su15064788>

Gómez-Baggethun, E., & Ruiz-Pérez, M. (2011). *Economic valuation and the commodification of ecosystem services*. *Progress in Physical Geography*, 35, 613 - 628. <https://doi.org/10.1177/0309133311421708>.

González-Valdiviezo, K., Eguiguren, P., & Homeier, J. (2025). *Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropicales en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador*. *Revista Bosques Latitud Cero*, Vol. 15, N°. 1, 2025, 31-43. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9940673>

Gowdy, J., Howarth, R. & Tisdell, C. (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations*. [https://www.researchgate.net/publication/241766886\\_The\\_Economics\\_of\\_Ecosystems\\_and\\_Biodiversity\\_Ecological\\_and\\_Economic\\_Foundations](https://www.researchgate.net/publication/241766886_The_Economics_of_Ecosystems_and_Biodiversity_Ecological_and_Economic_Foundations)

- Greenhalgh, S., Samarasinghe, O., Curran-Cournane, F., Wright, W., & Brown, P. (2017). *Using ecosystem services to underpin cost–benefit analysis: Is it a way to protect finite soil resources?* *Ecosystem Services* 27 (2017) 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.005>
- Guillemot, J., Schons, S., Krainovic, P., Brancalion, P., Resende, A., de-Miguel, S., Brandão, D., Rodrigues, R., Nascimento, N., Metzger, J., & Munhoz, L. (2024). *Current constraints to reconcile tropical forest restoration and bioeconomy*. *Sustainability Science*. <https://doi.org/10.1007/s11625-024-01573-8>.
- Gunn, M. (2021). *Multi-Disciplined Ecosystem-Centric Bioentrepreneurship Education: Case Study – University of San Francisco (USF)*. *Journal of Commercial Biotechnology*. <https://doi.org/10.5912/JCB973>
- Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. (2023). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 – Guidance on the Application of the Revised Structure*. European Environment Agency. <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2023/01/CICES-V5.2-Report-January-2023-final.pdf>
- Hausknot, D., Schriefl, E., Lauk, C., & Kalt, G. (2017). *A Transition to Which Bioeconomy? An Exploration of Diverging Techno-Political Choices*. *Sustainability*, 9(4), 669. <https://doi.org/10.3390/su9040669>
- Heifer Ecuador. (sf). *Agricultura regenerativa*. Recuperado el 07 de junio de 2025, de: <https://www.heifer-ecuador.org/todos-los-temas/agricultura-regenerativa>
- Hundloe, T., McDonald, G., Ware, J., & Wilks, L. (1990). *Cost-benefit analysis and environmental impact assessment*. *Environmental Impact Assessment Review*, 10, 55-68. [https://doi.org/10.1016/0195-9255\(90\)90006-L](https://doi.org/10.1016/0195-9255(90)90006-L).
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). (2025). *Variación de los indicadores de precios de la economía*. Informe técnico No. 2: febrero 2025. Lima, Perú: Autor. [https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/7568468/6426852-informe-de-precios-n-2-febrero-2025-variacion-de-los-indicadores-de-precios-de-la-economia.pdf?utm\\_source=chatgpt.com](https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/7568468/6426852-informe-de-precios-n-2-febrero-2025-variacion-de-los-indicadores-de-precios-de-la-economia.pdf?utm_source=chatgpt.com)
- Interactive Country Fiches (s.f.). *Environmental Pillars. Ecuador*. European Union. <https://dicf.unepgrid.ch/ecuador>
- Johnson, F. (2024). *A bioeconomy perspective on land restoration offers a triple win for biodiversity, climate, and development*. Stockholm Environment Institute. Perspective. Recuperado el 30 de mayo de 2025, de: <https://www.sei.org/perspectives/bioeconomy-perspective-land-restoration-triple-win/>
- Joseph, C., Gunton, T., Knowler, D., & Broadbent, S. (2020). *The Role of Cost-benefit Analysis and Economic Impact Analysis in Environmental Assessment: The Case for Reform*. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 38, 491 - 501. <https://doi.org/10.1080/14615517.2020.1767954>.
- Kieslich, K., & Salles, A. (2021). *Ecosystem services valuation: Ethics and deliberation*. *Environmental Values*, 30(3), 267–289.
- Krainovic, P., Brandão, D., Resende, A., Schons, S., Munhoz, L., Metzger, J., Nascimento, N., Rodrigues, R., Brancalion, P., Guillemot, J., & de-Miguel, S. (2024). *Current constraints to reconcile tropical forest restoration and bioeconomy*. *Sustainability Science*. <https://doi.org/10.1007/s11625-024-01573-8>.
- Krosby, M., Tewksbury, J., Haddad, N., & Hoekstra, J. (2010). *Ecological Connectivity for a Changing Climate*. *Conservation Biology*, 24. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01585.x>.
- Kuckertz, A., Berger, E., & Brändle, L. (2020). *Entrepreneurship and the Sustainable Bioeconomy Transformation*. *Environmental Economics eJournal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.3726038>.

- Laurance, W., Sayer, J., & Cassman, K. (2014). *Agricultural expansion and its impacts on tropical nature*. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(2), 107-116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>.
- Leavitt, S. M., Cook-Patton, S. C., Marx, L., Drever, C. R., Carrasco-Denney, V., Kroeger, T., Navarrete, D., Zeng, N., Novita, N., Malik, A., Pelletier, K., Hamrick, K., Granziera, B., Zganjar, C., Gonzalez, J., Ellis, P., Verdick, J., Ordóñez, M. F., Gongora, C., & Del Castillo Plata, J. (2021). *Manual de soluciones naturales al cambio climático: Una guía técnica para evaluar las oportunidades de mitigación basadas en la naturaleza a nivel nacional*. Arlington, VA, Estados Unidos: The Nature Conservancy.
- Legesse, F., Degefa, S., & Soromessa, T. (2022). *Valuation Methods in Ecosystem Services: A Meta-analysis*. *World Journal of Forest Research*, 1(1), 1–12. [https://www.researchgate.net/publication/362640399\\_Valuation\\_Methods\\_in\\_Ecosystem\\_Services\\_A\\_Meta-analysis](https://www.researchgate.net/publication/362640399_Valuation_Methods_in_Ecosystem_Services_A_Meta-analysis)
- León, R. Bonifaz, N. & Gutiérrez, F. (2018). *Pastos y forrajes del Ecuador. Siembra y producción de pasturas*. Quito, Ecuador: Editorial Universitaria Abya-Yala.
- Liobikienė, G., Baležentis, T., Štreimikienė, D., & Chen, X. (2019). *Evaluation of bioeconomy in the context of strong sustainability*. *Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1002/SD.1984>.
- Lucchesi, A., Khanna, M., Pereda, P., Ussami, K., Ruggiero, P., Dornelas, V., & Lallement, T. (2024). *Araguaia biodiversity corridor cost benefit analysis: Large scale restoration and sustainable agribusiness in Amazon and Cerrado*. *Land Use Policy*, 141, 107122. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2024.107122>
- Mace, G. (2019). *The ecology of natural capital accounting*. *Oxford Review of Economic Policy*. <https://doi.org/10.1093/OXREP/GRY023>.
- Miles, M., Huberman, A., & Saldaña, J. (2014). *Qualitative Data Analysis: A Methods Sourcebook (3rd ed.)*. Thousand Oaks, California: Sage Publications, Inc.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG). (2023). *Manual de Buenas Prácticas en Plantaciones Forestales Comerciales (2.ª ed.)*. Guayaquil, Ecuador: Autor.
- Ministerio del Ambiente (MAE). (2019). *Plan Nacional de Restauración Forestal 2019–2030*. [Acuerdo Ministerial No. 065, Edición Especial del Registro Oficial No. 2, 22 de julio de 2019]. Quito, Ecuador: Autor. [https://initiative20x20.org/sites/default/files/2021-08/MAE\\_2019\\_Plan%20Nacional\\_Restauracion%20%282%29%20%281%29.pdf](https://initiative20x20.org/sites/default/files/2021-08/MAE_2019_Plan%20Nacional_Restauracion%20%282%29%20%281%29.pdf)
- Miteva, D. (2019). *The integration of natural capital into development policies*. *Oxford Review of Economic Policy*. <https://doi.org/10.1093/OXREP/GRY029>.
- Mouter, N., Holleman, M., Calvert, S., & Annema, J. (2015). *Towards improved handling of uncertainty in cost-benefit analysis: addressing the 'price-quality' and 'communication' dilemmas*. *European Journal of Transport and Infrastructure Research*. <https://doi.org/10.18757/ejtir.2015.15.3.3082>.
- Neill, A., O'Donoghue, C., & Stout, J. (2020). *A Natural Capital Lens for a Sustainable Bioeconomy: Determining the Unrealised and Unrecognised Services from Nature*. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/SU12198033>.
- Newton, A., Evans, P., Watson, S., Ridding, L., Brand, S., McCracken, M., Gosal, A., & Bullock, J. (2021). *Ecological restoration of agricultural land can improve its contribution to economic development*. *PLoS ONE*, 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247850>.

- Niesenbaum, R. (2019). *The Integration of Conservation, Biodiversity, and Sustainability. Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su11174676>.
- Ning, K., Chen, J., Zhongwu, L., Cheng, L., Nie, X., Liu, Y., Wang, L., & Hu, X. *Land use change induced by restoration increases carbon sequestration*. *Ecological Indicators*, 133, 108409. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X21010748>
- Nordhaus, W. (2017). *Revisiting the social cost of carbon*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 1518 - 1523. <https://doi.org/10.1073/pnas.1609244114>.
- Oldekop, J., Pritchard, R., Pritchard, R., Brockington, D., Adams, J., Erbaugh, J., Chhatre, A., Pradhan, N., & Agrawal, A. (2020). *Global forest restoration and the importance of prioritizing local communities*. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1472 - 1476. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01282-2>.
- Organisation for Economic Co-operation and Development OECD. (2018). *Cost-benefit analysis and the environment: Further developments and policy use*. OECD Publishing. <https://www.oecd.org/environment/cost-benefit-analysis-and-the-environment-9789264085169-en.htm>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2020). *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2020. Informe Ecuador*. Roma, Italia: Autor. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/1eca944a-0f3d-4976-8363-7ae9217a04ca/content>
- Ortega-Pacheco, D., Silva, A., López, A., Espinel, R., Inclán, D., & Mendoza-Jiménez, M. (2018). *Tropicalizing Sustainable Bioeconomy: Initial Lessons from Ecuador*. 187-203. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-73028-8\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-319-73028-8_11).
- Ortega-Pacheco, D., Castro-Verdezoto, P., Mendoza-Jiménez, M., Benalcázar, E., & Castro, M. (2020). *Social and Economic Contribution of the Bioeconomic Sector in Ecuador: A Methodological Approach*. , 35-65. [https://doi.org/10.1007/978-981-15-7321-7\\_3](https://doi.org/10.1007/978-981-15-7321-7_3).
- Pacheco, F., Fernandes, L., Júnior, R., Valera, C., & Pissarra, T. (2018). *Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality*. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. <https://doi.org/10.1016/J.COESH.2018.07.002>.
- Palinkas, L., Horwitz, S., Green, C., Wisdom, J., Duan, N., & Hoagwood, K. (2015). *Purposeful sampling for qualitative data collection and analysis in mixed method implementation research*. *Administration and Policy in Mental Health and Mental Health Services Research*, 42(5), 533–544. <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC4012002>
- Palmer, C., Fry, A., Libala, N., Ralekhetla, M., Mtati, N., Weaver, M., Mtintsilana, Z., & Scherman, P. (2022). *Engaging society and building participatory governance in a rural landscape restoration context*. *Anthropocene*, volume 37, 2022. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213305422000017>
- Parent, B., Mouysset, L., Missemer, A., & Levrel, H. (2023). *Building Integrated Models in Environmental and Natural Resource Economics: The Case of Gordon's 1954 Fishery Model*. *Journal of the History of Economic Thought*, 46, 117 - 139. <https://doi.org/10.1017/S1053837223000056>
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., & Verma, M. (2010). *The economics of valuing ecosystem services and biodiversity (Cap. 5)*. En P. Kumar (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations* (pp. 183–256). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849775489>

- Patton, M. (2002). *Qualitative Research & Evaluation Methods* (3rd ed.). Thousand Oaks, California: Sage Publications, Inc.
- Pearce, D. (1998). *Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. *Oxford Review of Economic Policy*, 14, 84-100. <https://doi.org/10.1093/OXREP/14.4.84>.
- Penagos, J., Durán, C. & Chacón, J. (2023). *Valoración económica de los bienes y servicios ambientales del humedal San Antonio de Padua en Popayán*. *Revista Novedades Colombianas*, Vol. 18 Núm. 1 (2023). <https://revistas.unicauca.edu.co/index.php/novedades/article/view/2299>
- Phalan, B., Bertzky, M., Butchart, S., Donald, P., Scharlemann, J., Stattersfield, A., & Balmford, A. (2013). *Crop Expansion and Conservation Priorities in Tropical Countries*. *PLoS ONE*, 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051759>.
- Programa REM. (s/f). *Programa REM. Contexto*. Recuperado el 24 de mayo de 2025, de <https://programarem.fias.org.ec/programa-rem/>
- Refsgaard, K., Kull, M., Slätmo, E., & Wøien, M. (2020). *Bioeconomy – a driver for regional development in the Nordic Countries*. *New Biotechnology*, 59, 33–42. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1871678420301746>
- Rincón-Ruiz, A. (2023). *Bioeconomía: Miradas múltiples, reflexiones y retos para un país en crisis estructural. Un libro sobre economías diversas, y economías “otras” para la vida*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia. [https://fce.unal.edu.co/media/files/CentroEditorial/documentos/Libro%20bioeconomi%CC%81a\\_17\\_10\\_23.pdf](https://fce.unal.edu.co/media/files/CentroEditorial/documentos/Libro%20bioeconomi%CC%81a_17_10_23.pdf)
- Rivas, C., Navarro-Cerrillo, R., & Guerrero-Casado, J. (2024). *Assessment of habitat connectivity in a highly fragmented ecosystem: The seasonal tropical dry forest in Ecuador*. *Applied Vegetation Science*. <https://doi.org/10.1111/avsc.12770>.
- Rodríguez, J. (2022). *Mapeo y Promoción Bioemprendimientos comunitarios en los países donde se implementa el Proyecto Amazonía 2.0. Producto No. 3 Análisis de bioemprendimientos de bienes y servicios del Bioma Amazónico*. UICN. <https://iucn.org/es/resources/documento-recursos/mapeo-y-promocion-bioemprendimientos-comunitarios-en-los-paises-0>
- Sabatier, P. (2007). *Theories of the Policy Process* (2<sup>nd</sup> ed.). Boulder, United States of America: Westview Press.
- Saldaña, R., Jiménez, D., Restrepo L., & Castro, A. (2023). *Servicios ecosistémicos y valoración económica: un análisis bibliométrico durante el periodo 2010-2021*. *Revista Aglala*, 14(1), 198–212. <https://revistas.uninunez.edu.co/index.php/aglala/article/view/2376>
- Sarukhán, J., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Carabias, J., Dirzo, R., Ezcurra, E., Cerdeira-Estrada, S., & Soberón, J. (2014). *Strategic Actions to Value, Conserve, and Restore the Natural Capital of Megadiversity Countries: The Case of Mexico*. *Bioscience*, 65, 164 - 173. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu195> <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Schlenker, W., & Frank, E. (2016). Balancing economic and ecological goals. *Science*, 353, 651 - 652. <https://doi.org/10.1126/science.aaf9697>.
- Segarra, P. (2017). *Documento de Evaluación Nacional de Degradación de la tierra mediante la Metodología LADA-WOCAT*. Quito, Ecuador: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

[https://wocat.net/documents/1007/DOCUMENTO\\_DE\\_EVALUACION\\_NACIONAL\\_DE\\_DEGRADACION\\_DE\\_LA\\_TIERRA\\_DEL\\_ECUADOR\\_DS-SLM.pdf?utm\\_source=chatgpt.com](https://wocat.net/documents/1007/DOCUMENTO_DE_EVALUACION_NACIONAL_DE_DEGRADACION_DE_LA_TIERRA_DEL_ECUADOR_DS-SLM.pdf?utm_source=chatgpt.com)

Shah, M. (2018). *Economic valuation methods for environmental resources: A review*. *Journal of Environmental Economics*, 6(3), 45–52. [https://www.researchgate.net/publication/328384438\\_Economic\\_valuation\\_methods\\_for\\_environmental\\_resources\\_-\\_a\\_review](https://www.researchgate.net/publication/328384438_Economic_valuation_methods_for_environmental_resources_-_a_review)

Shaoliang, Y., Adhikari, B., Shakya, B., Nepal, M., & Shrestha, K. (2023). *Ecosystem services valuation for conservation and development decisions: A review of valuation studies and tools in the Far Eastern Himalaya*. *Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101526>.

Sierra, R., Calva, O. & Guevara, A. (2021). *La Deforestación en el Ecuador, 1990-2018. Factores promotores y tendencias recientes*. Ministerio de Ambiente y Agua del Ecuador, Ministerio de Agricultura del Ecuador, en el marco de la implementación del Programa Integral Amazónico de Conservación de Bosques y Producción Sostenible. [https://www.proamazonia.org/wp-content/uploads/2021/06/Deforestacion%CC%81n\\_Ecuador\\_com2.pdf](https://www.proamazonia.org/wp-content/uploads/2021/06/Deforestacion%CC%81n_Ecuador_com2.pdf)

Simpson, R. (2011). *The ecosystem services framework: A critical assessment*. *Ecosystem Services*, 20, 30–35. [https://www.bioeconetwork.org/pages/publications/UNEP\\_publications/05%20Ecosystem%20Service%20Framework.pdf](https://www.bioeconetwork.org/pages/publications/UNEP_publications/05%20Ecosystem%20Service%20Framework.pdf)

Simpson, R. (2017). *The simple but not-too-simple valuation of ecosystem services: basic principles and an illustrative example*. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 6, 106 - 96. <https://doi.org/10.1080/21606544.2016.1184594>.

Singh, S. (2024). *How to Write a Case Study in Research? (with Examples)*. Recuperado el 20 de mayo de 2025, de: <https://paperpal.com/blog/researcher-resources/how-to-write-a-case-study>

Sinha, D., Singh, A., & Kumar, P. (2021). *Introduction to Bioentrepreneurship*. Issue 1-21. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-7411-9.CH001>.

Sofia, D., Gioiella, F., Lotrecchiano, N., & Giuliano, A. (2020). *Cost-benefit analysis to support decarbonization scenario for 2030: A case study in Italy*. *Energy Policy*, 137, 111137. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.111137>.

Somda, J. & Awaïss, A. (2013). *Economic valuation of ecological functions and services of natural ecosystems: Guide on the use of simple methods*. Ouagadougou, Burkina Faso: IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/30131>

Stake, R. E. (1995). *The Art of Case Study Research*. Thousand Oaks, California: Sage Publications, Inc.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., et al. (2015). *Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet*. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Tan, D., Adedoyin, F., Alvarado, R., Ramzan, M., Kayesh, M., & Shah, M. (2022). *The effects of environmental degradation on agriculture: Evidence from European countries*. *Gondwana Research*. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.12.009>.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations* (P. Kumar, Ed.). London, UK: Earthscan.

Thomaz, G. (2021). *How to do your case study (3rd ed)*. London: SAGE Publications.

- Tietenberg, T., & Lewis, L. (2024). *Environmental and Natural Resource Economics* (12<sup>th</sup> ed). New York, United States: Routledge & CRC Press.
- Tinch, R., Beaumont, N., Sunderland, T., Ozdemiroglu, E., Barton, D., Bowe, C., & Ziv, G. (2019). *Economic valuation of ecosystem goods and services: a review for decision makers*. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 8(4), 359–378. <https://doi.org/10.1080/21606544.2019.1623083>
- Tomalá, A. (2017). *Evaluación de tres métodos de plantación en el prendimiento de la especie forestal algarrobo (Prosopis juliflora (SW) DC.) en la zona seca árida de Ancón, cantón Santa Elena*. [Tesis de grado, Universidad Estatal Península de Santa Elena]. Repositorio UPSE. <https://repositorio.upse.edu.ec/xmlui/handle/46000/4283>
- Toppinen, A., Autio, M., Tuppur, A., Pätäri, S., Pekkanen, T., Kylkilahti, E., Miettinen, J., Malkamäki, A., Linnanen, L., Mikkilä, M., Korhonen, J., Ollikainen, M., Luhas, J., & Lähinen, K. (2021). *Pathways to a forest-based bioeconomy in 2060 within policy targets on climate change mitigation and biodiversity protection*. *Forest Policy and Economics*, 131, 102551. <https://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2021.102551>.
- Torres, Y. & Rodríguez, M. (2024). *Valoración económica de los bienes y servicios ecosistémicos en el Sector La Melba Moa-Holguín*. *Universidad y Sociedad*, 16(1), 188-196. <https://rus.ucf.edu.cu/index.php/rus/article/view/4317>
- Turner, R., Morse-Jones, S., & Fisher, B. (2010). *Ecosystem valuation*. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.05280.x>.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2023). *Supplementary Material for the Regulatory Impact Analysis for the Final Rulemaking, Standards of Performance for New, Reconstructed, and Modified Sources and Emissions Guidelines for Existing Sources: Oil and Natural Gas Sector Climate Review” EPA Report on the Social Cost of Greenhouse Gases: Estimates Incorporating Recent Scientific Advances*. [https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-12/epa\\_scghg\\_2023\\_report\\_final.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-12/epa_scghg_2023_report_final.pdf)
- Vanbergen, A., Aizen, M., Cordeau, S., Garibaldi, L., Garratt, M., Kovács-Hostyánszki, A., Lécuyer, L., Ngo, H., Potts, S., Settele, J., Skrimizea, E., & Young, J. (2020). *Transformation of agricultural landscapes in the Anthropocene: Nature's contributions to people, agriculture, and food security*. 193-253. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.08.002>.
- Vivien, F., Nieddu, M., Befort, N., Debref, R., & Giampietro, M. (2019). *The Hijacking of the Bioeconomy*. *Ecological Economics*. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2019.01.027>.
- Wainaina, P., Minang, P., Gituku, E. & Duguma, L. (2020). *Cost-benefit analysis of landscape restoration: A stocktake*. *Land*, Volume 9, Issue 11, pages 1 – 25. <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-85096346551&origin=inward>
- Wang, J., & Dong, K. (2019). *What drives environmental degradation? Evidence from 14 Sub-Saharan African countries*. *The Science of the total environment*, 656, 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.354>.
- Wang, P., Deng, X., Zhou, H., & Yu, S. (2019). *Estimates of the social cost of carbon: A review based on meta-analysis*. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.11.058>.
- Yin, R. K. (2003). *Case Study Research: Design and Methods* (3rd ed.). Thousand Oaks, California: Sage Publications, Inc.

Yin, R. K. (2018). *Case Study Research and Applications: Design and Methods (6th ed.)*. Thousand Oaks, California: Sage Publications, Inc.

Zamora, C., Kleemann, J., Koo, H., Villacis-Chiluisa, A., Noh, J., Fürst, C., Thiel, M., & Cuenca, P. (2022). Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas. *Land*. <https://doi.org/10.3390/land11020268>.

## Anexo I. Resumen de información técnica de proyectos.

Nombre corto	Fecha de Inicio	Fecha Final	Duración	Años	Proyecto	Tipo	Organizaciones	Provincia	Ecosistema	Fondeo	Objetivo General	Donante	Resumen
RFSE	agosto 16, 2022	agosto 05, 2024	24	2022-2024	Actividades de restauración forestal en zonas de influencia de la Cordillera Chongón Colonche en la provincia de Santa Elena, considerando las áreas prioritarias del Plan Nacional de Restauración Forestal 2019 - 2030 y en concordancia a los lineamientos técnicos del Proyecto Nacional de Restauración del Paisaje (PNRP) del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE).	Ambiental	Comunas de: Olón, Barcelona, Bellavista del Cerro, Dos Mangas, Febres Cordero, Loma Alta, Salamgullo, Sinchal.	Provincia de Santa Elena	Bosque Seco	\$333.982,96	Implementar actividades de restauración forestal en una superficie de 250 hectáreas dentro de ecosistemas forestales degradados, en zonas de influencia de la Cordillera Chongón Colonche.	Donante: KFW - Kreditanstalt für Wiederaufbau (Banco Alemán de Desarrollo) HPI - Heifer Project International  Contraparte: REM - FIAS Programa REM (REDD+ Early Movers) del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) - FIAS - Fondo de Inversión Ambiental Sostenible	El proyecto concluyó en agosto 2024 ejecutado por el Consorcio Restauración Forestal Santa Elena, donde se implemento actividades de restauración en 250,11 hectáreas y distribuidas en ocho comunas; de las cuales 150,07 ha se destinaron a restauración activa implementando 41.569 individuos forestales, con un 89% de sobrevivencia y una diversificación de 61 especies. De igual forma, se restauraron 100,04 ha bajo la modalidad pasiva donde a través de las actividades de monitoreo se registró 1.021 individuos distribuidos en 36 especies.  Esta intervención mostro que el incentivo dado por el donante de USD. 1000 por ha resultó ser insuficiente para la restauración en un ecosistema como el de Santa Elena, cuyo valor supera los USD. 2200 por ha. El incentivo se entregó directamente al reforestador, quién tuvo el apoyo del personal del proyecto y de los comités forestales de las comunas participantes, quién de acuerdo con el cumplimiento de las actividades iba recibiendo un incentivo que al final representó cerca de USD. 600 por ha para cada reforestador, incentivando su participación en actividades relacionadas con la conservación.
Red Guarango BSA	octubre 20, 2021	diciembre 30, 2024	39	2021-2028	Plan de fomento de la red de integración de productores y recolectores de guarango con enfoque en negocios, asociatividad y restauración del Bosque Seco Andino del Ecuador	Ambiental	Acuerdo suscrito con ANAGAVEC. Acercamientos iniciales: COMIPTA; ASOPROG; Corporación María Imaculada; UORCIZCA (Unión de organizaciones zona del canal)	Provincia de Carchi, Cotopaxi, Pichincha, Chimborazo y Tungurahua	Bosque seco andino	\$1.683.060,50	Fortalecimiento de la cadena de valor del guarango y las condiciones habilitantes con enfoque de negocios, asociatividad y restauración ecosistémica, en zonas de bosque seco andino del Ecuador.	Donante: KFW - Kreditanstalt für Wiederaufbau (Banco Alemán de Desarrollo) HPI - Heifer Project International  Contraparte: REM - FIAS Programa REM (REDD+ Early Movers) del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) - FIAS - Fondo de Inversión Ambiental Sostenible	El proyecto concluyó su fase de ejecución en diciembre de 2024, logrando la participación de un total de 3.180 familias pertenecientes a nueve organizaciones en seis provincias de intervención. Estas organizaciones forman parte de la Red Nacional de Producción y Comercialización de Guarango y otros Productos del Bosque Seco Andino, Red Nacional Guarango S.A.S., consolidada en 2023. Durante este último periodo de intervención, se llevó a cabo la séptima exportación de 158.136 toneladas, alcanzando un total de 444 toneladas de vaina seca enviadas a Perú en toda la fase de implementación del proyecto.  A través de la Red Nacional de recolectores de guarango Bosandino EC recibió la aprobación por parte de la Autoridad Ambiental del "Plan de Manejo para el Aprovechamiento Sostenible del Guarango" y del Plan de Acción Silvicultural con el fin de tener una hoja de ruta para las buenas prácticas silviculturales para la Red. Este proceso ha apoyado la siembra de 37.807 plantas (80% guarango y 20% especies nativas y frutales) para incrementar la cobertura del bosque seco andino en seis provincias de intervención de la región Sierra, apoyando a la reforestación de más de 90 hectáreas.
Costa Pacifico BMZ	diciembre 01, 2020	noviembre 30, 2023	36	2020-2023	Desarrollo rural sostenible y conservación de recursos naturales en la región pacífica de Ecuador y Colombia	Ambiental	Comuna Las Gilces - Manabí (FOCAZNOM) - Manabí. La red de integración económica de asociaciones de usuarios del manglar de los cantones San Lorenzo y Eloy Alfaro (REDAMUSLEA) - Esmeraldas.	Provincia de Manabí (San Vicente, Comuna Las Gilces) - Esmeraldas (San Lorenzo, Eloy Alfaro)	Marino Costero Bosque Seco Siempre Verde	\$1.016.052,84	3.000 familias de 5 regiones de la costa del Pacífico ECU/ COL disponen de competencias necesarias para la seguridad alimentaria, la generación de ingresos y la participación ciudadana activa.	Donante: BMZ - Bundesministerium für Zusammenarbeit und wirtschaftliche Entwicklung (Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania) HPI - Heifer Project International  Contraparte: JUH - Johanniter-Unfall-Hilfe (Johanniter Ecuador)	El proyecto se centró en transformar la vida de las comunidades locales y proteger el invaluable ecosistema del Chocó. Al empoderar a estas comunidades mediante la construcción de capacidades y la mejora de su competitividad, se logró un impacto social, económico y ambiental.  Este proyecto también ayuda a la conservación del Chocó, un hotspot de biodiversidad, al fomentar prácticas sostenibles y responsables, para reducir la pérdida de biodiversidad.

Fuente: CRFSE (2024), JUH & FHE (2023)

Elaboración: El Autor.

## Anexo II. Base técnica de supuestos

Supuestos	Base técnica	Fuentes
<p>La producción con fines comerciales y económicos de frutos de <i>Prosopis juliflora</i> (algarrobo) se toma como referencia para la valoración parcial del componente económico-productivo posproyecto de la intervención.</p>	<p>El diseño del proyecto no contempla un componente productivo <i>ex ante</i>, por cuanto su objetivo ulterior es de tipo ecológico y no comercial. Establecer una valoración económica de la opción de uso futuro del bien restaurado requiere de una variable proxy que permita representar el potencial económico de una actividad agroproductiva posproyecto.</p> <p>Con base en la indagación de literatura especializada y la disponibilidad de fuentes de información, se toma como referencia a la producción con fines comerciales de frutos de <i>Prosopis juliflora</i>, como una aproximación del componente productivo de la intervención.</p>	<p>CRFSE (2024)</p>
<p>Se determina que el área productiva potencial de <i>Prosopis juliflora</i> (APP) es de 22,54 ha.</p>	<p>La documentación técnica detalla la superficie restaurada por unidad territorial, sin una desagregación por tipo de especie arbórea y número de individuos forestales implantados en las actividades de restauración activa y pasiva del proyecto.</p> <p>Los datos disponibles si permiten inferir que el <i>Prosopis juliflora</i> tendría presencia en 122,70 ha de 150,07 ha intervenidas (por restauración activa), sin que aquello implique que esta especie se ubique en la totalidad del área de plantación.</p> <p>Estudios y guías técnicas locales establecen que, en esquemas de cultivo multiespecie como este, cada una debe ocupar entre el 15% y el 40% de la superficie a restaurar. Partiendo de este parámetro técnico, se establece una estimación conservadora cercana al límite inferior del rango (20%), con lo que el área de producción estimada de <i>Prosopis juliflora</i> sería de 22,54 ha.</p>	<p>CRFSE (2024), León, Bonifaz &amp; Gutiérrez, (2018), MAG (2023) y Tomalá (2017).</p>
<p>Se plantea que el rendimiento promedio anual por ha de la producción no maderable de <i>Prosopis juliflora</i> es de 7.500 kg/ha/año, para el caso de cultivos de especies arbóreas multiespecie en zonas boscosa y secas de Ecuador.</p>	<p>Este parámetro se toma del reporte técnico de Morán (2018), valorado en predios de la comuna Las Balsas, Provincia de Santa Elena — zona de influencia del proyecto RFSE —, para el caso de la producción anual de frutos de <i>Prosopis juliflora</i>.</p>	<p>Morán (2018)</p>
<p>Se fija el precio de 0.26 USD/kg (a precios constantes de 2024), como la referencia del precio de mercado para la comercialización del fruto de <i>Prosopis juliflora</i>.</p>	<p>El <i>Prosopis juliflora</i> no está inserto en cadenas de valor con articulación formal de mercado para sus productos maderables, no maderables y derivados en Ecuador. En</p>	<p>Cruz-Alcedo, (2008), Federal Reserve (s.f.), INEI (2025)</p>

	<p>consecuencia, no se dispone de un precio oficial de comercialización a nivel local.</p> <p>Se recurre entonces a la inferencia o transferencia de datos de casos análogos — en valoración económica, transferencia de beneficios —. El caso de referencia es Perú — por tratarse de contextos productivos y comerciales relativamente comparables —, en donde se cita un precio de referencia de 0,20 USD/Kg, a precios constantes de 2008 (Cruz-Alcedo, 2008).</p> <p>Este precio ajustado a valores constantes de 2024 se estima en: 0,26 USD/Kg<sup>14</sup>.</p>	
<p>Se establece una tasa de captura de carbono de 130,8 t de CO<sub>2</sub>/ha (acumulada, mayor o igual a 20 años)</p>	<p>González-Valdiviezo, Eguiguren &amp; Homeier (2025) estiman que la biomasa aérea y radicular – la parte de la vegetación por encima del suelo, que incluye a las raíces —, en ecosistemas del bosque seco tropical del Ecuador, podrían capturar CO<sub>2</sub> de la atmósfera, a una tasa de captura de carbono que podría oscilar entre 130,8 t de CO<sub>2</sub>/ha y 158,7 t de CO<sub>2</sub>/ha, de acuerdo con sus estimaciones.</p> <p>Sin embargo, esta aproximación representa un rango ecosistémico agregado (captura de carbono ecosistémica), por lo que es solamente aplicable a sistemas ecológicos multiespecie. En consecuencia, este parámetro no puede ser asignado a discreción a una determinada especie.</p> <p>No obstante, puesto que uno de los componentes del proyecto RFSE fue la restauración activa multiespecie en zonas boscosas y secas de la región Costa, es plausible utilizar el rango estimado por los autores, como referencia de la tasa de captura de carbono del <i>Prosopis juliflora</i> (algarrobo), en ausencia de literatura que establezca mediciones directas.</p> <p>Se adopta entonces un enfoque conservador tomando como referencia el límite inferior del rango ecosistémico (130,8 t de CO<sub>2</sub>/ha), evitando, en principio, incurrir en sobrestimaciones que pudieran comprometer la validez del análisis en contextos de incertidumbre biofísica y heterogeneidad de crecimiento entre especies (Fredesvinda et al., 2020).</p>	<p>González-Valdiviezo, Eguiguren &amp; Homeier (2025), Fredesvinda et al. (2020)</p>
<p>Se estipula un precio social del carbono de 195,49 USD/t CO<sub>2</sub>, a precios constantes de 2024.</p>	<p>El precio social del carbono es una estimación del coste económico total asociado a los bienes y servicios afectados por la emisión de una tonelada adicional de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, cuyo objetivo es marcar una referencia para el diseño de políticas climáticas y la evaluación de proyectos ambientales a través de la implantación del ACB (Wang et al., 2019).</p>	<p>EPA (2023), FED (s.f.), Wang et al. (2019)</p>

<sup>14</sup> Este valor se ajustó a precios del año base (2024=100), siguiendo el procedimiento que se describe a continuación: 1) la conversión del precio a moneda local (soles) en el año base original (2008), 2) el ajuste por inflación acumulada interna del precio referencial (2008-2024) y 3) la reconversión del precio a dólares considerando el tipo de cambio registrado a la fecha del cálculo.

	<p>Para efectos de esta investigación, se toma como referencia la estimación de 2023, a cargo de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), de: 190 USD/ t CO<sub>2</sub>.</p> <p>Este precio ajustado a precios constantes de 2024 se estima en: 195,49 USD/tCO<sub>2</sub><sup>15</sup></p>	
<p>Se considera un horizonte temporal de 20 años (<math>n = 20</math>) y una tasa social de descuento (real) de 6% anual (<math>tdsr = 0,06</math>), para estimaciones del valor presente neto (VPN).</p>	<p>El horizonte temporal de 20 años coincide con el estándar internacional para estudios de restauración ecológica (Leavitt et al., 2021), y es consistente con el tiempo de maduración de la actividad agroproductiva de <i>Prosopis juliflora</i> (producción de frutos), que, de acuerdo con la literatura especializada, oscila entre 3 y 5 años (Fredesvinda et al., 2020).</p> <p>En tanto que, para expresar el cálculo de costos y beneficios del proyecto, en términos del VPN, a precios constantes de 2024, se adopta un tasa de descuento social real del 5%. Esta opción metodológica responde a la naturaleza del proyecto, el alcance del análisis y las recomendaciones internacionales sobre la evaluación de proyectos públicos con beneficios socioambientales (Campos, Serebrisky &amp; Suárez-Alemán, 2021).</p>	<p>Campos, Serebrisky &amp; Suárez-Alemán, (2021), Fredesvinda et al. (2020), Leavitt et al. (2021)</p>

**Fuentes:** Varios autores.

**Elaboración:** El Autor.

<sup>15</sup> La estimación del precio social de carbono de EPA se ajusta según datos de la inflación acumulada entre los años 2023 y 2024 (2,89%), tomando la información del *Consumer Price Index (CPI)* de los Estados Unidos (FED, s.f.).