



**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL  
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

**DIVISIÓN DE EDUCACIÓN**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**Evaluación de la degradación por aprovechamiento maderero en bosques de Costa Rica**

**Tesis sometida a consideración de la División de Educación y la Escuela de Posgrado  
como requisito para optar al grado de**

***MAGISTER SCIENTIAE***

**en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad**

**Marcella Claudette Sarti Arellano**

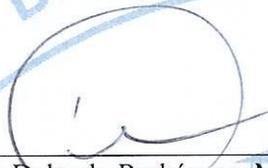
**Turrialba, Costa Rica**

**2024**

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero de la estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE  
BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

**FIRMANTES:**



---

Diego Delgado Rodríguez, M.Sc.  
**Codirector de tesis**



---

Marie-Ange Ngô Bieng, Ph.D.  
**Codirectora de tesis**



---

Sergio Vilchez Mendoza, Ph.D.  
**Miembro Comité Consejero**



---

Róger Villalobos Soto, M.Sc.  
**Miembro Comité Consejero**



---

Mariela Leandro Muñoz, Ph.D.  
**Decana, Escuela de Posgrado**



---

Marcella Claudette Sarti Arellano  
**Candidata**

## AGRADECIMIENTOS

A mi mamá, Vicky, gracias por ser el pilar de vida, la persona que más me ama y que amo. Gracias por sacrificar sus sueños para formar la mujer que soy hoy en día. ¡Mis éxitos son suyos!

A mi abuela, Rosa; mi tía, Lilly; mi hermana, Sofía; y mi padrastro, Armando, gracias por el apoyo incondicional en todo momento, nunca me he sentido sola, a pesar de la distancia, gracias a su cariño.

Agradezco al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) y a Recursos Naturales de Canadá por brindarme la beca que me permitió alcanzar este sueño.

Al CATIE y a la Escuela de Posgrado por darme la oportunidad de estudiar y vivir la experiencia inolvidable e invaluable que comprende CATIE.

A mi comité de tesis: Diego Delgado por su guía constante y apoyo incondicional, no importando el día ni la hora; a Marie Ange Ngo Bieng, por su paciencia, consejos e inspiración para mi carrera como investigadora; a Roger Villalobos, por compartirme su experiencia, darle un enfoque más allá de lo científico a esta tesis y por ser el mejor director de maestría; y, finalmente, a Sergio Vilchez, gracias por ser mi mentor en ecología y programación, por todas aquellas tazas de café que compartimos y darme la oportunidad de ser su pupila.

A Marlene Camacho, Ruperto Quesada y Bryan Finegan, gracias por la asesoría para la realización de esta tesis.

A mis profesores de la maestría, en especial a Alejandra Martínez, Adina Chain, Fernando Carrera, Pablo Imbach y Eduardo Corrales, gracias al tiempo que dedicaron a enriquecer mi formación académica, profesional y personal.

A mis amigos que conocí gracias a CATIE: Simón, Carissa, Ireana y Danilo. Gracias por su compañía, por las risas, los viajes por toda Costa Rica, por los cafés o “yoditos” y por su amistad que vale más que el oro.

A Gus, gracias por tu apoyo incondicional durante todo este recorrido, gracias por estar en mis momentos de alegría y también en los de aflicción. Gracias por hacerme sentir como en casa. ¡Qué suerte haber coincidido en esta vida contigo!

# ÍNDICE

ÍNDICE DE CUADROS.....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS.....	vii
<b>Artículo No. 1: Indicadores ecológicos utilizados para la evaluación de la degradación de bosques tropicales: una revisión sistemática de literatura .....</b>	<b>ix</b>
Resumen .....	ix
Abstract .....	ix
1. Introducción.....	1
2. Metodología.....	3
2.1. Protocolo de selección de indicadores .....	3
2.2. Criterios de selección y exclusión.....	4
2.3. Procesamiento de los estudios elegidos .....	5
3. Resultados.....	6
3.1. Características de los estudios incluidos.....	6
3.2. Indicadores para evaluar degradación forestal por categoría.....	7
3.3. Métodos de medición de los indicadores para la evaluación de degradación de bosques .....	9
3.4. Caracterización de los indicadores más frecuentemente utilizados .....	10
4. Discusión .....	11
5. Conclusiones e implicaciones para la evaluación de la degradación de bosques tropicales .....	14
Referencias bibliográficas.....	15
Anexos .....	29
Anexo 1. Listado de estudios seleccionados .....	29
Anexo 2. Indicadores provenientes de los 76 estudios seleccionados .....	37
<b>Artículo No. 2: Evaluación de la degradación por aprovechamiento maderero en bosques de Costa Rica .....</b>	<b>51</b>
Resumen .....	51
Abstract .....	51
1. Introducción.....	52
2. Metodología.....	55

2.1.	Minería de datos .....	57
2.1.1.	Depuración de bases de datos .....	57
2.1.2.	Corrección de diámetros .....	57
2.1.3.	Asignación de características .....	58
2.2.	Selección de indicadores para evaluar degradación.....	58
2.2.1.	Efecto del aprovechamiento forestal en las características ecológicas en bosques tropicales: una herramienta de simulación .....	58
2.2.2.	Criterios de selección para los indicadores .....	62
2.3.	Valores de los bosques de referencia.....	63
2.4.	Evaluación del estado de degradación .....	63
3.	Resultados.....	64
3.1.	Caracterización de las parcelas analizadas.....	64
3.2.	Indicadores clave para evaluar degradación .....	68
3.3.	Valores de referencia de los bosques tropicales de Costa Rica.....	71
3.4.	Condición del estado de degradación en bosques de Costa Rica.....	73
3.4.1.	Evaluación basada en indicadores individuales .....	73
3.4.2.	Evaluación de la degradación a nivel de atributo .....	78
3.4.3.	Evaluación de la degradación a nivel de parcela .....	79
4.	Discusión .....	81
5.	Conclusiones.....	84
6.	Consideraciones finales .....	84
	Referencias bibliográficas.....	85
	Anexos .....	99
	Anexo 1. Asignación de características a las especies de la base de datos .....	99
	Anexo 2. Detalle de la estimación de los indicadores utilizados .....	103
	Indicadores de estructura .....	103
	Indicadores de diversidad .....	103
	Indicadores de diversidad funcional .....	105
	Anexo 3. Selección de parcelas del bosque de referencia para el bosque seco tropical .....	106
	Anexo 4. Reglas para la herramienta de simulación .....	107

## ÍNDICE DE CUADROS

### **Artículo No. 1: Indicadores ecológicos utilizados para la evaluación de la degradación de bosques tropicales: una revisión sistemática de literatura**

<b>Cuadro 1.</b> Descripción de las categorías para los indicadores de estado del bosque obtenidos .....	5
<b>Cuadro 2.</b> Porcentaje de indicadores de acuerdo con cada categoría y tipo de medición .....	9

### **Artículo No. 2: Evaluación de la degradación por aprovechamiento maderero en bosques de Costa Rica**

<b>Cuadro 1.</b> Indicadores propuestos para evaluar degradación en bosques .....	60
<b>Cuadro 2.</b> Argumentos utilizados en la herramienta de simulación .....	62
<b>Cuadro 3.</b> Número de parcelas por zona de vida y tipo de bosque .....	65
<b>Cuadro 4.</b> Características de estructura y riqueza de especies por tipo de bosque .....	66
<b>Cuadro 5.</b> Presencia de especies comerciales por zona de vida .....	69
<b>Cuadro 6.</b> Valores de referencia para cada indicador seleccionado y zona de vida .....	72
<b>Cuadro 7.</b> Porcentaje de parcelas con valores por debajo del valor de referencia para el atributo de estructura ..	75
<b>Cuadro 8.</b> Porcentaje de parcelas con valores por debajo del valor de referencia para el atributo de diversidad ..	76
<b>Cuadro 9.</b> Porcentaje de parcelas con valores por debajo del valor de referencia para el atributo funcional .....	78
<b>Cuadro 10.</b> Porcentaje de parcelas degradadas por atributo y tipo de bosque .....	79

## ÍNDICE DE FIGURAS

### **Artículo No. 1: Indicadores ecológicos utilizados para la evaluación de la degradación de bosques tropicales: una revisión sistemática de literatura**

<b>Figura 1.</b> Fases de selección de estudios del protocolo PRISMA .....	4
<b>Figura 2 .</b> Porcentaje de estudios seleccionados y sus años de publicación .....	6
<b>Figura 3.</b> Porcentaje de estudios para revistas con más de un estudio seleccionado .....	6
<b>Figura 4 .</b> Distribución geográfica de estudios sobre la evaluación de degradación forestal según región y cantidad de investigaciones .....	7
<b>Figura 5.</b> Número y porcentaje de indicadores por categoría .....	7
<b>Figura 6.</b> Indicadores más frecuentes pertenecientes a las categorías de diversidad, estructura y funcional .....	8
<b>Figura 7.</b> Indicadores más frecuentes pertenecientes a las categorías de condición y contexto espacial .....	9
<b>Figura 9.</b> Frecuencia de los diez indicadores más utilizados y sus categorías en los estudios seleccionados .....	11

### **Artículo No. 2: Evaluación de la degradación por aprovechamiento maderero en bosques de Costa Rica**

<b>Figura 1.</b> Diagrama para la elaboración de la metodología de evaluación de degradación forestal .....	56
---	----

<b>Figura 2.</b> Diagrama de flujo de los componentes y decisiones del simulador.....	59
<b>Figura 3 .</b> Parcelas seleccionadas, su ubicación por zona de vida y categoría de bosque en Costa Rica .....	64
<b>Figura 4.</b> PCA de los distintos tipos de bosques .....	67
<b>Figura 5.</b> Cinco especies más dominantes por zona de vida de acuerdo con al IVI.....	67
<b>Figura 6 .</b> Proporción de especies de acuerdo con su grupo funcional para la zona de vida bmht.....	68
<b>Figura 7.</b> Número de parcelas simuladas a las cuales se les aplicaron escenarios de perturbación por zona de vida .....	68
<b>Figura 8.</b> Valores de d para distintos escenarios y para cada indicador de la zona de vida de bmht.....	70
<b>Figura 9.</b> Matriz de indicadores seleccionados basados en el valor d de Cohen .....	71
<b>Figura 10.</b> Porcentaje de parcelas con valores de indicadores por debajo del valor de referencia para los indicadores de estructura. ....	74
<b>Figura 11.</b> Porcentaje de parcelas con valores de indicadores por debajo del valor de referencia para los indicadores de diversidad .....	76
<b>Figura 12.</b> Porcentaje de parcelas con valores de indicadores por debajo del valor de referencia para los indicadores funcionales .....	77
<b>Figura 13.</b> Porcentaje de parcelas degradadas por atributo .....	78
<b>Figura 14.</b> Porcentaje de parcelas degradadas de manera general para cada zona de vida y tipo de bosque .....	79
<b>Figura 15.</b> Dinámica del estado de degradación.....	81

## LISTA DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

<b>Bhp6</b>	Bosque húmedo premontano transición a basal
<b>Bht</b>	Bosque húmedo tropical
<b>Bmhp</b>	Bosque muy húmedo premontano
<b>Bmhp6</b>	Bosque muy húmedo premontano transición a basal
<b>Bmht</b>	Bosque muy húmedo tropical
<b>Bmht12</b>	Bosque muy húmedo tropical transición a premontano
<b>Bpp</b>	Bosque pluvial premontano
<b>Bst</b>	Bosque seco tropical
<b>CATIE</b>	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
<b>CBD</b>	Convenio sobre la Diversidad Biológica
<b>CCT</b>	Centro Científico Tropical
<b>CODEFORSA</b>	Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos

<b>CWM AFE</b>	Media ponderada de la comunidad para área foliar específica
<b>CWM DM</b>	Media ponderada de la comunidad para densidad de madera
<b>CWM N</b>	Media ponderada de la comunidad para contenido de nitrógeno foliar
<b>CWM P</b>	Media ponderada de la comunidad para contenido de fósforo foliar
<b>DAP</b>	Diámetro a la altura del pecho
<b>FAO</b>	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
<b>FDis</b>	Dispersión funcional
<b>FDiv</b>	Divergencia funcional
<b>FEve</b>	Uniformidad o equidad funcional
<b>FONAFIFO</b>	Fondo Nacional de Financiamiento Forestal
<b>FRic</b>	Riqueza funcional
<b>FUNDECOR</b>	Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central
<b>IFN</b>	Inventario Forestal Nacional
<b>INISEFOR</b>	Instituto de Investigación y Servicios Forestales de la Universidad Nacional
<b>IPCC</b>	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
<b>ITCR</b>	Instituto Tecnológico de Costa Rica
<b>ITTO</b>	Organización Internacional de las Maderas Tropicales
<b>IVI</b>	Índice de valor de importancia
<b>OEFo</b>	Observatorio de Ecosistemas Forestales de Costa Rica
<b>OET</b>	Organización para Estudios Tropicales
<b>PICO</b>	Población, intervención, comparador y output
<b>PRISMA</b>	Preferred Reporting Items for Systematic Review and Meta-Analysis
<b>REDD+</b>	Reducción de las emisiones de la deforestación
<b>SINAC</b>	Sistema Nacional de Áreas de Conservación
<b>TFP</b>	Tipos funcionales de plantas
<b>UNEP</b>	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
<b>WOS</b>	Web of Science

# Artículo No. 1: Indicadores ecológicos utilizados para la evaluación de la degradación de bosques tropicales: una revisión sistemática de literatura

Marcella Claudette Sarti Arellano<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza- CATIE; Turrialba, Costa Rica

[Marcella.sarti@catie.ac.cr](mailto:Marcella.sarti@catie.ac.cr)

## Resumen

Actualmente, existe una amplia diversidad de términos para describir la condición de un ecosistema forestal y esta variabilidad conceptual ha dado lugar a una diversidad de métodos para evaluar a los ecosistemas forestales, acompañada de una gran variedad de indicadores utilizados. En esta investigación, se analiza el estado del arte de los indicadores empleados para estimar la “degradación forestal”, siendo este el término adoptado en el estudio. Se revisaron setenta y seis estudios, de los cuales se extrajeron ciento noventa y ocho indicadores, clasificados en cinco categorías principales: estructura, diversidad, funcionalidad, condición o perturbación del ecosistema, y contexto espacial. La frecuencia de uso de estos indicadores varió considerablemente, evidenciando la necesidad de una metodología estandarizada que sea replicable y eficiente. Tal metodología debería basarse en indicadores fáciles de medir, de bajo costo y que integren diferentes categorías, proporcionando una visión más completa del estado de degradación de los ecosistemas. Una metodología de este tipo facilitaría a investigadores y gestores a cumplir con los objetivos de manejo, así como con políticas y tratados internacionales relacionados con el monitoreo forestal. Contar con una metodología estandarizada, integradora y adaptada a los ecosistemas tropicales también es clave para conservar los bosques y garantizar la sostenibilidad de sus servicios ecosistémicos a largo plazo.

**Palabras clave:** *bosques tropicales, degradación, integridad del ecosistema, naturalidad, salud del ecosistema, indicadores de diversidad, indicadores de estructura, indicadores funcionales, indicadores de composición.*

---

## Abstract

Currently, there is a wide variety of terms used to describe the condition of a forest ecosystem and this conceptual variability has led to a diversity of methods for evaluating forest ecosystems, accompanied by a broad range of indicators employed. This study analyzes the state of the art of indicators used to assess forest degradation, which is the term adopted in this research. A total of 76 studies were reviewed, from which 198 indicators were extracted and classified into five main categories: structure, diversity, functionality, ecosystem condition or disturbance, and spatial context. The frequency of use of these indicators varied considerably, highlighting the need for a standardized methodology that is both replicable and efficient. Such a methodology should rely on indicators that are easy to measure, cost-effective, and capable of integrating different categories, thereby providing a more comprehensive view of the state of ecosystem degradation. A methodology of this kind would support researchers and managers in achieving management goals, as well as meeting international policies and agreements related to forest monitoring. Having a standardized, integrative, and ecosystem-adapted methodology is also essential for conserving tropical forests and ensuring the long-term sustainability of their ecosystem services.

**Keywords:** *tropical forest, forest degradation, ecosystem integrity, forest naturalness, ecosystem health, diversity indicators, structural indicators, functional indicators, composition indicators*

## 1. Introducción

La evaluación de la capacidad de los bosques para mantener biodiversidad y suplir servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas ha sido un tema de interés a lo largo de las últimas décadas. Esta capacidad se ha relacionado con el estado de ciertos atributos de los bosques relativos a su estructura, diversidad y/o funcionalidad y nombrada de múltiples formas: “estado de degradación” (Ghazoul et al., 2015; Putz & Redford, 2010; Simula, 2009; Thompson et al., 2013), “salud ” (Costanza, 2012; FAO, 2020; Haq et al., 2023; Kruse, 2019; Trumbore et al., 2015), “naturalidad” (Bončina et al., 2017; European environment agency, 2014; Winter, 2012), “calidad ” e “integridad” del ecosistema (Tierney et al., 2009). Todos estos términos pueden tomarse de manera general como sinónimos, por ello, en esta investigación se hablará de “degradación”.

Impulsores de cambio como la deforestación y la sobreexplotación puede llevar a la desaparición o degradación de estos atributos provocando la disminución o pérdida de servicios ecosistémicos (Eguiguren et al., 2019; Malhi et al., 2014), llegando a afectar a millones de personas, especialmente a las de más bajos recursos económicos (Brandon, 2015a). Desde 1990 a 2020, se han deforestado 368 millones de hectáreas de bosques tropicales y se estima que el área de bosques degradados pueda ser mayor (FAO, 2020; Goldstein, 2014).

Las causas antropogénicas más reconocidas de la degradación de los atributos ecológicos son: la extracción de madera y leña, extracción de productos no maderables, incendios, invasión agrícola y pecuaria, fragmentación y cambio climático (Angelsen, 2008; M. C. Hansen et al., 2020; IPCC, 2022; Laurance et al., 2018; Olokeogun, 2022). En Latinoamérica, más del 70 % de la degradación de los bosques es a causa de la tala de madera ilegal (Hosonuma et al., 2012), la cual se espera que siga incrementándose en los próximos años debido al aumento demográfico y económico en países tropicales (Ngo Bieng et al., 2021).

Se han propuesto metodologías para la evaluación del estado de degradación de los bosques, frecuentemente desarrolladas para regiones no tropicales (ver A. J. Hansen et al., 2024; Winter, 2012) como Europa (Baiges et al., 2022; Chirici et al., 2011; European Environment Agency, 2012; European environment agency, 2014; Vayreda et al., 2023), Australia (Gibbons et al., 2008), China (Shu et al., 2021) y Estados Unidos (Tierney et al., 2009; Unnasch et al., 2009). En las regiones tropicales se han realizado esfuerzos para entender las variaciones de un componente específico del ecosistema, como la diversidad taxonómica, funcional, biomasa o estructura (Baraloto et al., 2012; Carreño-Rocabado et al., 2012; Longo et al., 2016; Schmitt et al., 2020; Schnitzer & Bongers, 2011), pero escasamente se encuentran evaluaciones sobre el estado de degradación de los bosques tropicales desde un enfoque integral, con una metodología estandarizada y tomando en cuenta indicadores de distinta categoría, como en el caso particular de Mora (2022) para bosques tropicales de México.

A pesar de la creciente preocupación por la degradación de los bosques, reflejada en objetivos internacionales como la meta No.15 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, el objetivo No.5 de las metas Aichi del Convenio sobre Diversidad Biológica y la meta No.1 del Plan Estratégico para Bosques de las Naciones Unidas (FAO and UNEP, 2020), determinar el área exacta de bosques degradados a nivel mundial sigue siendo un desafío. Esto se debe a la falta de una definición reconocida de forma unánime, y a la existencia de múltiples interpretaciones del significado de degradación, según los servicios ecosistémicos de interés y la escala temporal y espacial consideradas (Ghazoul et al., 2015; Thompson et al., 2013). Los indicadores utilizados a menudo se seleccionan con base en contextos locales, limitando la comparación de resultados (Ghazoul & Chazdon, 2017a; Goldstein, 2014). A pesar de estas dificultades, diversos autores enfatizan la importancia de evaluar distintos atributos de los bosques para su monitoreo

y gestión efectiva (Bustamante et al., 2016; Mora, 2022; Winter, 2012).

Propuestas metodológicas para la evaluación del estado de bosques, como las de Hansen et al., (2024), Mora (2022), Noss (1999), Rosenfield et al., (2023) y Thompson et al., (2013), plantean la importancia del uso combinado de indicadores de composición, estructura, diversidad y funcionalidad del bosque, indicadores de producción maderera, régimen de perturbación, disponibilidad de hábitat e indicadores a nivel de paisaje. Los indicadores por utilizar (Vásquez-Grandón et al., 2018) deben ser claros, cuantitativos, e idealmente con mediciones repetitivas a través del tiempo (A. J. Hansen et al., 2024).

Entre los indicadores para la evaluación del estado de degradación de un bosque, para fines ecológicos y/o productivos, se encuentran los indicadores de estructura, estos indicadores hacen referencia a la configuración y distribución de especies en distintos tamaños (Hui et al., 2019). Los indicadores de estructura se basan en atributos, tales como: el área basal y la densidad de individuos (Mora, 2022; Rosenfield et al., 2023), la fisionomía de las copas, la forma y patrón de crecimiento del tallo (incluido el diámetro a la altura del pecho) y la estratificación vertical (McElhinny et al., 2005; Nadkarni et al., 2008). (Mora, 2022; Rosenfield et al., 2023).

Otro de los grupos de indicadores son los de composición y diversidad, comúnmente conocidos como “índices de biodiversidad” (Purvis & Hector, 2000; Swingland, 2001). Al medir la biodiversidad se consideran dos aspectos claves: la riqueza de especies, que se refiere al número de especies presentes, y la equidad que indica la homogeneidad de la abundancia de las especies (Lakićević & Srđević, 2018; Stirling & Wilsey, 2001). Para calcular estas dos relaciones, existen diversos índices taxonómicos, tales como: Shannon-Wiener, Simpson (Simpson, 1949), Índice de Pielou (Pielou, 1966), Margalef y Berger-Parker (Lakićević & Srđević, 2018). Los números de Hill, un marco unificado de la diversidad, se han utilizado ampliamente para realizar comparaciones entre sitios (Hill, 1973; Jost, 2006). Además, algunos de estos índices también son aplicables a escala de paisaje, tal y como lo plantean diversos autores (McGarigal, 2015; O’Neill et al., 1988; Turner, 1990), por lo que su aplicabilidad para evaluar ecosistemas es amplia.

Los indicadores de biodiversidad son elementos indispensables para las evaluaciones integrales de los ecosistemas, ya que la biodiversidad es la encargada de proporcionar los bienes y servicios ecosistémicos al ser humano (Díaz et al., 2015; Mace et al., 2012; Moreno et al., 2017). La medición de estos indicadores no solo puede ser útil para conocer el estado de degradación de un ecosistema, sino también contribuye a la mejora de las estrategias de conservación, ya que permite evaluar cambios en la distribución y abundancia de especies y sus atributos en el tiempo o espacio, lo que resulta útil de conocer para la toma de decisiones (Moreno et al., 2017).

En ecosistemas tropicales, los impactos a la biodiversidad son usualmente medidos a través de los índices de diversidad taxonómica clásicos, siendo menos frecuentes los índices de diversidad funcional (Edwards et al., 2014; López-Bedoya et al., 2022). La diversidad funcional se basa en la medición de rasgos funcionales y, a partir de estos, es posible agrupar a las especies en grupos funcionales, basados en cómo utilizan los recursos y en la función que desempeñan en el ecosistema (Moore, 2013; Mouillot et al., 2013). Sin embargo, para poder medir la diversidad funcional es un requisito indispensable la identificación taxonómica rigurosa de los individuos y la adecuada aplicación de protocolos para la medición de rasgos funcionales (Salgado Negret, 2015). Algunos de los indicadores multirasgos más utilizados son la riqueza funcional (FRic), uniformidad funcional (FEve) y la divergencia funcional (FDiv) (Baraloto et al., 2012; Mouchet et al., 2010; Schleuter et al., 2010; Villéger et al., 2008).

A pesar de que los índices clásicos de diversidad taxonómica, índices de diversidad funcional e índices de estructura a distintas escalas son cruciales para evaluar la condición o estado de un ecosistema y su

capacidad de proveer servicios ecosistémicos (Baraloto et al., 2012; Cardinale et al., 2012; Salgado Negret, 2015), es fundamental considerar también al régimen de perturbación como un indicador. Las perturbaciones de gran extensión o alta frecuencia determinan la resiliencia del ecosistema: a mayor extensión o frecuencia, menor la riqueza de grupos funcionales, quedando aquellas especies tolerantes a la perturbación (Gladstone-Gallagher et al., 2019). Las perturbaciones frecuentes y/o severas que impiden la recuperación natural del ecosistema (Ghazoul & Chazdon, 2017a; Howell et al., 2011; Vásquez-Grandón et al., 2018a).

Ante la diversidad de enfoques utilizados para evaluar la degradación forestal, esta investigación tiene como objetivo principal: analizar el estado del arte de los indicadores empleados en dichas evaluaciones, mediante una revisión sistemática de la literatura científica existente. Asimismo, se busca clasificar estos indicadores según su afinidad y método de medición y discutir sus implicaciones prácticas. Esto permitirá optimizar la selección de indicadores en futuras propuestas de evaluación de la degradación en bosques tropicales.

## **2. Metodología**

### **2.1. Protocolo de selección de indicadores**

Se realizó una revisión sistemática de literatura para identificar indicadores que normalmente se han utilizado en evaluaciones del estado de los bosques, esta también se basó en las fases del protocolo PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*), el cual comprende una guía estandarizada para reportar revisiones sistemáticas de manera rigurosa y transparente (Page et al., 2021). Respecto a los criterios de elegibilidad, se seleccionaron artículos, capítulos de libros y actas contenidas en la base de datos de *Web of Science* (WOS), una de las plataformas más importantes y reconocidas con una amplia base de datos de literatura científica. La búsqueda se realizó en mayo de 2024 y se tomaron en cuenta estudios recientes, publicados desde el 2018 hasta el 2024 en inglés y español. No se discriminó el acceso libre de los artículos, y aquellos que no estuvieran disponibles de forma gratuita fueron solicitados directamente a los autores.

Para orientar la selección de palabras clave para la búsqueda avanzada, se siguió la metodología PICO (población, intervención, comparador y resultados u *outputs*) sugerida por Bilotta et al., (2014). La metodología PICO propone plantear una pregunta e identificar de esta forma la población, intervención, comparador y resultados para escoger las palabras clave más útiles. La pregunta planteada para esta investigación con base en los bosques tropicales (población), fue: ¿los indicadores de estructura, diversidad y funcionalidad medidos tras perturbaciones como: tala, incendios o pastoreo (intervención), permiten identificar y evaluar la degradación (resultados) en comparación con bosques no degradados (comparador)?

Además, para la selección de palabras clave también se realizó una revisión de literatura previa con la intención de determinar los términos equivalentes que utilizan los autores para referirse a la evaluación de la degradación (Bončina et al., 2017; Costanza, 2012; European environment agency, 2014; FAO, 2020; Ghazoul et al., 2015; Haq et al., 2023; Kruse, 2019; Putz & Redford, 2010; Simula, 2009; Thompson et al., 2013; Tierney et al., 2009; Trumbore et al., 2015; Winter, 2012). Se recabó información respecto a las perturbaciones más frecuentes causantes de la reducción de atributos de los bosques (Angelsen, 2008; M. C. Hansen et al., 2020; Hosonuma et al., 2012; IPCC, 2022; Laurance et al., 2018; Olokeogun, 2022) y las categorías generales de los indicadores utilizados en las evaluaciones (A. J. Hansen et al., 2024; Kruse, 2019; Mora, 2022; Noss, 1999; Rosenfield et al., 2023; Thompson et al., 2013). Esta información fue combinada con operadores booleanos generando la siguiente configuración de búsqueda avanzada

en WOS:

((((TS=(tropical forest AND forest degradation OR forest health OR forest integrity OR forest naturalness OR forest assessment)) AND TS=(disturbance OR perturbation OR logging OR grazing OR fire)) AND TS=(indicators OR composition indicators OR structure indicators OR diversity indicators OR functional indicators OR functional traits OR leaf traits OR tree traits OR wood traits)) AND PY=(2018-2024)) AND LA=(English OR Spanish)

## 2.2. Criterios de selección y exclusión

De acuerdo con las tres fases de selección de estudios establecidas por el método PRISMA, aplicadas en esta investigación (Figura 1), la búsqueda avanzada identificó un total de 604 estudios. Estos fueron sometidos a un proceso de tamizaje basado en el título, las palabras clave y el resumen. Se seleccionaron aquellos estudios centrados en la evaluación de bosques con un enfoque en comunidades de plantas vasculares, dado que este grupo de plantas es comúnmente utilizado en inventarios forestales. Los estudios elegidos debían incluir en el resumen información sobre el uso de indicadores y comparaciones entre ecosistemas, considerando tanto sitios perturbados como de referencia. Asimismo, los indicadores analizados debían estar relacionados con aspectos ecológicos de la estructura, diversidad o funcionalidad del bosque, excluyendo aquellos estudios que se centraran en indicadores relacionados con el clima, el suelo o los genes.

Los indicadores seleccionados para esta fase debían ser claros, medibles, cuantificables y capaces de poder ser utilizados de manera general y no solo para un sitio o situación en específico. Además, también fueron tomados en cuenta aquellos ponderadores necesarios para poder calcular un indicador. Se entenderá como ponderador a aquel factor que ajusta o contribuye al cálculo del indicador. Por ejemplo, para calcular un índice de valor de importancia (IVI) se requiere previamente el área basal de las especies, por ser el ponderador, y el IVI el indicador. Para los propósitos prácticos de esta investigación, los ponderadores se consideraron como indicadores.

Se seleccionaron 87 estudios analizados, de los cuales se descartaron 11 debido a que no utilizaban indicadores claros, o bien, no estaban enfocados en plantas vasculares. Los estudios seleccionados y los descartados son enlistados en el Anexo 1.

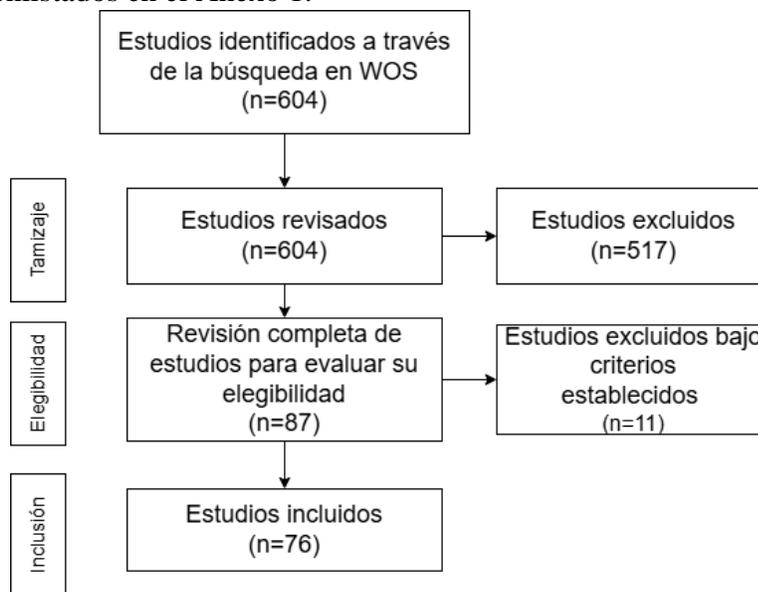


Figura 1. Fases de selección de estudios del protocolo PRISMA

### 2.3. Procesamiento de los estudios elegidos

Para el análisis de los indicadores se clasificaron en diferentes categorías relacionadas con los atributos del bosque (Cuadro 1) y según el método de medición empleado (campo, sensores remotos o ambos, en dado caso el mismo indicador pudiese ser medido de ambas formas). Adicionalmente, se identificaron y cuantificaron el número y la frecuencia de uso de cada indicador en los estudios analizados.

**Cuadro 1.** Descripción de las categorías para los indicadores de estado del bosque obtenidos

Categoría	Descripción
Estructura	Indica la cantidad y distribución espacial de los componentes del bosque, en donde puede tomarse en cuenta la fisionomía del árbol, la estratificación y diversidad vertical y componentes del dosel(Nadkarni et al., 2008). Engloba atributos, como: la disposición del follaje, espaciamiento entre árboles, biomasa, regeneración y madera muerta(McElhinny et al., 2005). La estructura de un bosque describe cómo los árboles utilizan los recursos, llenan un espacio y crecen, determinando relaciones de espaciamiento, flujo de recursos y configuraciones del dosel que influyen en la composición del bosque (West et al., 2009).
Diversidad	La biodiversidad es la responsable del funcionamiento de un ecosistema, haciendo posible la provisión de servicios ecosistémicos (Brockhoff et al., 2017). Los indicadores hacen referencia a la riqueza y equidad de especies en un área (Lakićević & Srđević, 2018; Stirling & Wilsey, 2001). En términos generales, es posible calcular la diversidad en: diversidad gamma (número efectivo de especies totales), diversidad beta (número especies distintas entre dos sitios) o diversidad alfa (diversidad de especies en un sitio)(Tuomisto, 2010).
Funcionalidad	Toman en cuenta rasgos funcionales de las especies, los cuales están relacionados a los procesos y servicios ecosistémicos (Mason & De Bello, 2013; Violle et al., 2007). Distintos índices funcionales miden distancias entre los rasgos en un espacio multivariado, en donde se puede incluir la abundancia o contribución de una especie (Petchev & Gaston, 2006). Existen los índices unirasgos, los cuales estiman una media ponderada de la comunidad para un solo rasgo, y los índices multirasgos, estos son los más comunes, calculan riqueza, uniformidad y divergencia(Villéger et al., 2008).
Condición o régimen de perturbación	Indicadores que proporcionan información sobre la presencia y el régimen de perturbaciones en un área. Estos indicadores deben estar alineados con las interpretaciones de los indicadores de estructura, diversidad y funcionalidad, ya que las condiciones del bosque en relación con las perturbaciones se reflejan en dichos indicadores.
Contexto espacial	Corresponden a métricas espaciales del paisaje, las cuales se centran en cómo se está utilizando la tierra y cómo esto cambia en el paisaje(Uuemaa et al., 2013). Estos indicadores pueden evaluar el cambio eficientemente, pero requieren de sensores remotos, procesamiento de la información, unidades espaciales apropiadas e indicadores útiles (Lausch & Herzog, 2002).

### 3. Resultados

#### 3.1. Características de los estudios incluidos

De los 76 estudios incluidos (Anexo 1), el 98.5 % fueron artículos científicos y únicamente un estudio correspondía al capítulo de un libro. El 100 % de los estudios están en idioma inglés y en su mayoría fueron publicados en los años 2020 y 2021 (Figura 2), siendo la mayoría del año 2021. Por otra parte, los estudios seleccionados pertenecen a 48 revistas distintas, de las cuales la más frecuente es *Forest Ecology and Management* con 11 estudios seguida por *Ecological Indicators* con 8 y *Remote Sensing* con 5 (Figura 3).

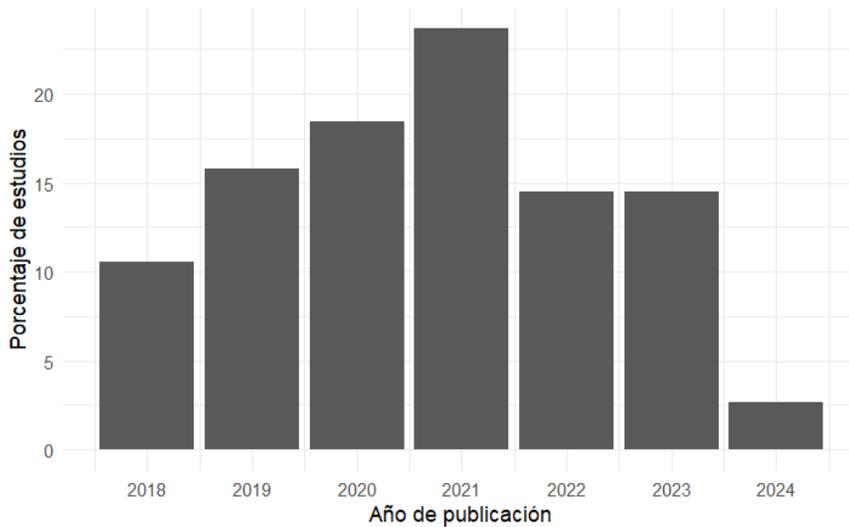


Figura 2. Porcentaje de estudios seleccionados y sus años de publicación.

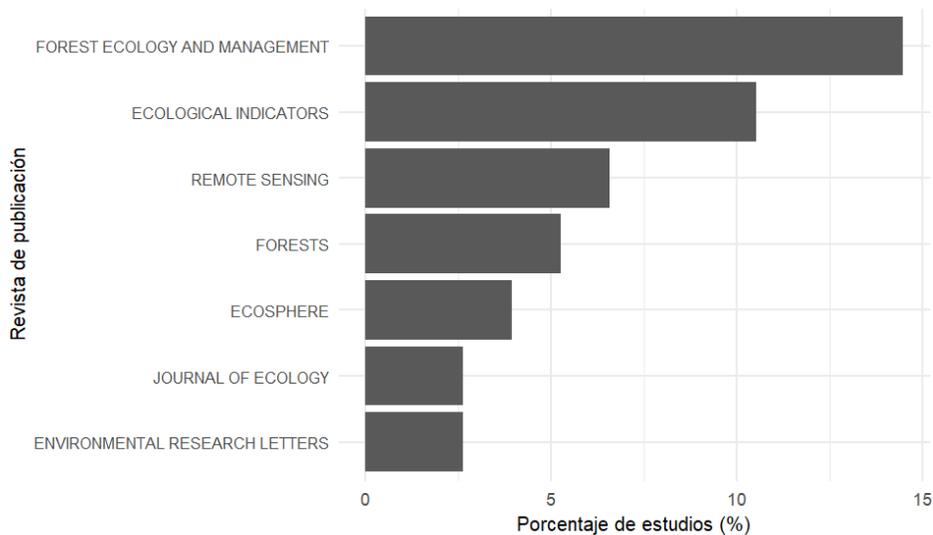
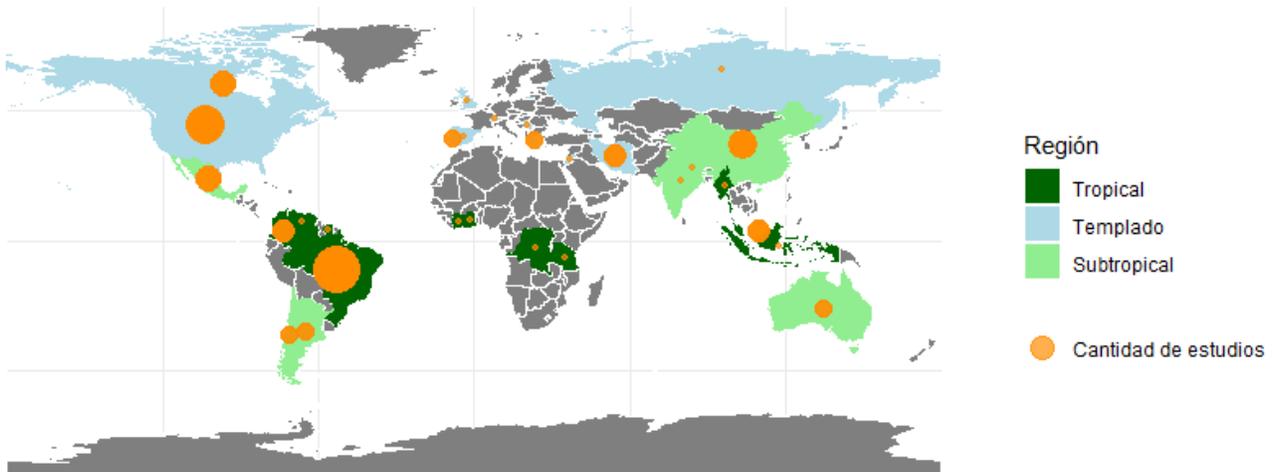


Figura 3. Porcentaje de estudios para revistas con más de un estudio seleccionado.

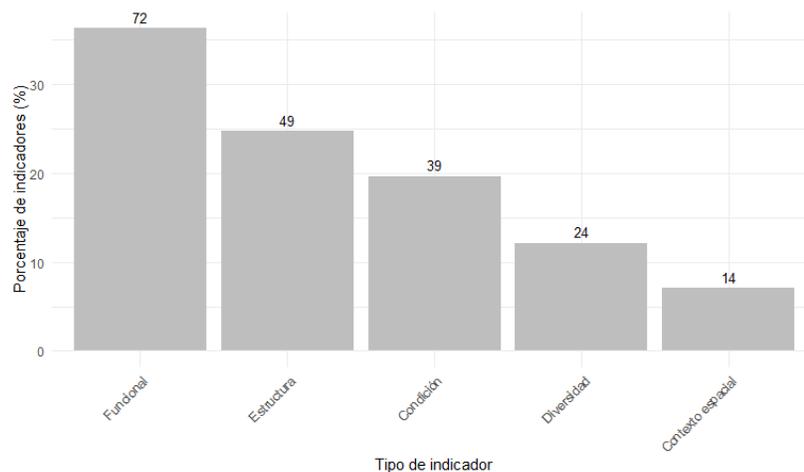
Los bosques tropicales fueron los más representados en los estudios seleccionados con un 48.68 %, seguidos por los bosques templados con un 31.57 %, subtropicales con un 7.89 % y estudios que abarcan múltiples tipos de bosques con un 7.89 %. Estos últimos incluyen investigaciones que evaluaron diferentes tipos de bosques o que no realizaron distinciones entre ellos. Finalmente, los bosques boreales estuvieron menos representados con un 3.95 %. En el caso de los bosques tropicales, que son el enfoque principal de este estudio, la mayoría de las investigaciones se centraron en la Amazonía y el bosque Atlántico de Brasil. Cabe destacar la notable ausencia de estudios sobre la evaluación de la degradación en los bosques tropicales de Centroamérica (Figura 4).



**Figura 4 .** Distribución geográfica de estudios sobre la evaluación de degradación forestal según región y cantidad de investigaciones.

### 3.2. Indicadores para evaluar degradación forestal por categoría

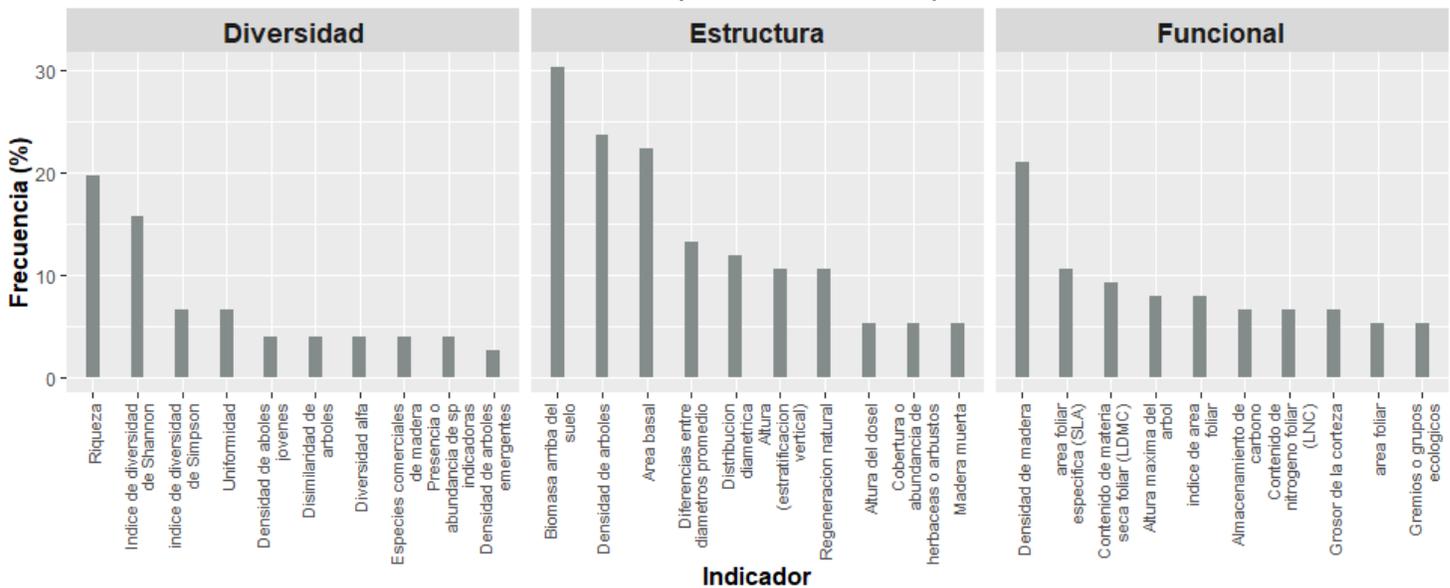
Se identificaron 198 indicadores para la evaluación de la degradación de distintos tipos de bosques (Anexo 2). La categoría con mayor cantidad de indicadores es la funcional (36.7 %), seguida por estructura (20.1 %), condición (19.6 %), diversidad (16.6 %) y, finalmente, sobre el contexto espacial (7.03 %) (Figura 5).



**Figura 5.** Número y porcentaje de indicadores por categoría.

Considerando el conjunto de estudios seleccionados, los indicadores de diversidad más utilizados incluyen la riqueza de especies, que aparece en el 19.7 % de los estudios, seguida del índice de diversidad de Shannon (15.78 %) y el índice de diversidad de Simpson (6.57 %). En cuanto a los indicadores de estructura, la biomasa aérea es el indicador más frecuente, presente en poco más del 30 % de los estudios revisados. Le siguen la densidad de árboles en un área determinada (23.68 %) y el área basal (22.36 %). Otros indicadores estructurales destacados incluyen aquellos relacionados con los diámetros de los árboles, como la distribución diamétrica y la diferencia entre diámetros medios. Además, la madera muerta también es otro indicador considerado dentro de esta categoría, ya que representa a los árboles que han muerto de manera natural debido a su ciclo de vida o dinámicas ecológicas, excluyendo las perturbaciones antropogénicas; los árboles podrían estar muertos en el suelo o en pie.

En cuanto a los indicadores funcionales, destaca la densidad de madera (21.05 %), ampliamente observada en diversos tipos de bosques, incluyendo bosques templados de coníferas, tropicales de hoja ancha, subtropicales e incluso manglares. Otros indicadores funcionales relevantes incluyen el área foliar específica (10.53 %), el contenido de materia seca foliar (9.21 %), la altura máxima de los árboles y el índice de área foliar (7.89 %) (Figura 6).

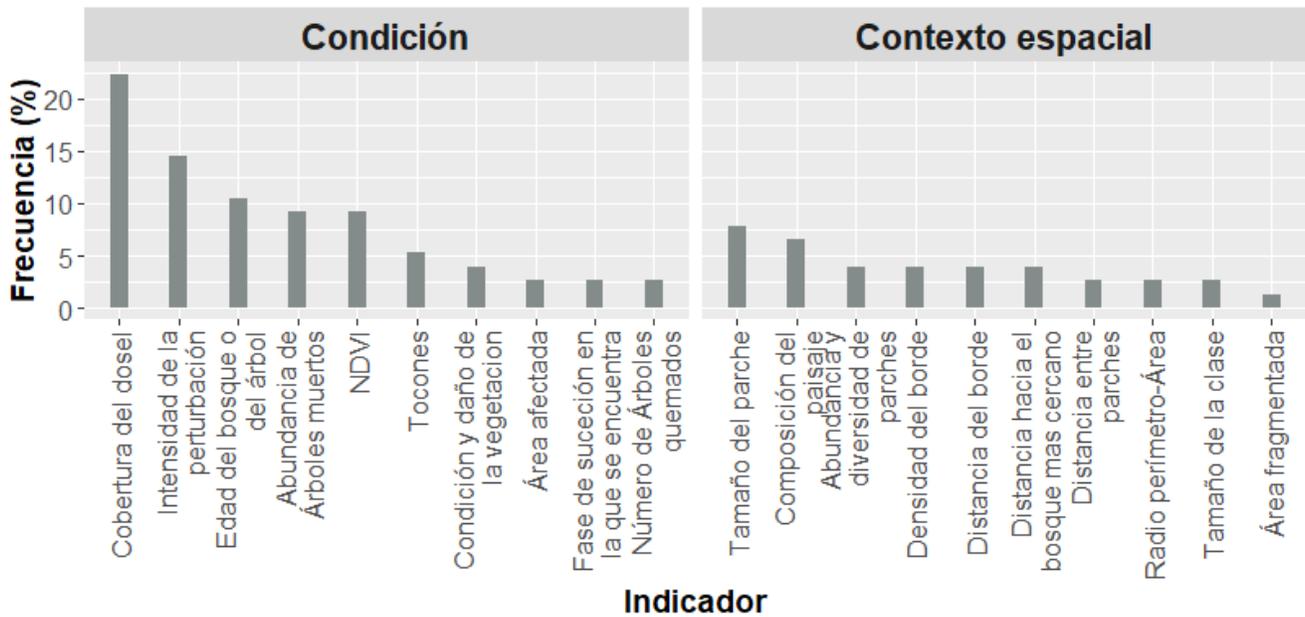


**Figura 6.** Indicadores más frecuentes pertenecientes a las categorías de diversidad, estructura y funcional.

*Nota:* las frecuencias están calculadas sobre el total de estudios seleccionados.

Los indicadores de contexto espacial son los menos representados en los estudios analizados (Figura 7). Entre ellos, los más utilizados incluyen el tamaño del parche (6.58 %), la composición del paisaje (6.57 %), la distancia de un sitio al parche de bosque más cercano, la distancia desde el núcleo de un parche hasta su borde, así como la densidad y diversidad de parches (3.94 %).

En cuanto a los indicadores de condición, el más frecuente es la cobertura del dosel (22.37 %) y el indicador sobre la intensidad de la perturbación (14.4 %). Además, otro indicador importante es el de árboles muertos (9.21 %). A diferencia de la madera muerta, clasificada dentro de los indicadores de estructura, este indicador cuantifica específicamente los árboles que han muerto a causa de perturbaciones como incendios o actividades de aprovechamiento y que no necesariamente esa madera muerta sería de provecho para el bosque.



**Figura 7.** Indicadores más frecuentes pertenecientes a las categorías de condición y contexto espacial

*Nota:* las frecuencias están calculadas sobre el total de estudios seleccionados.

### 3.3. Métodos de medición de los indicadores para la evaluación de degradación de bosques

Según el Cuadro 2, el 58.3 % de los indicadores se obtienen mediante mediciones de campo, mientras que el 33.7 % a través de sensores remotos. Una pequeña proporción, del 8 %, puede medirse por ambas vías, como es el caso de la cobertura del dosel, la intensidad de las perturbaciones y la biomasa. Los indicadores relacionados con el contexto espacial, al estar vinculados a escalas de paisaje, hace posible que todos sean evaluados a través de sensores remotos. En contraste, los indicadores de diversidad y funcionales presentan una menor proporción que puede ser evaluada mediante este método.

**Cuadro 2.** Porcentaje de indicadores de acuerdo con cada categoría y tipo de medición

	Estructura	Diversidad	Funcional	Condición	Contexto espacial	Porcentaje (%)
<b>Campo</b>	9.1	12.6	33.2	3.5	0	58.3
<b>Sensores</b>	8.5	3.0	2.5	13.0	6.5	33.7
<b>Ambas</b>	2.5	1.0	1.0	3.0	0.5	8.0
<b>Total</b>	20.1	16.6	36.7	19.6	7.0	100.0

### 3.4. Caracterización de los indicadores más frecuentemente utilizados

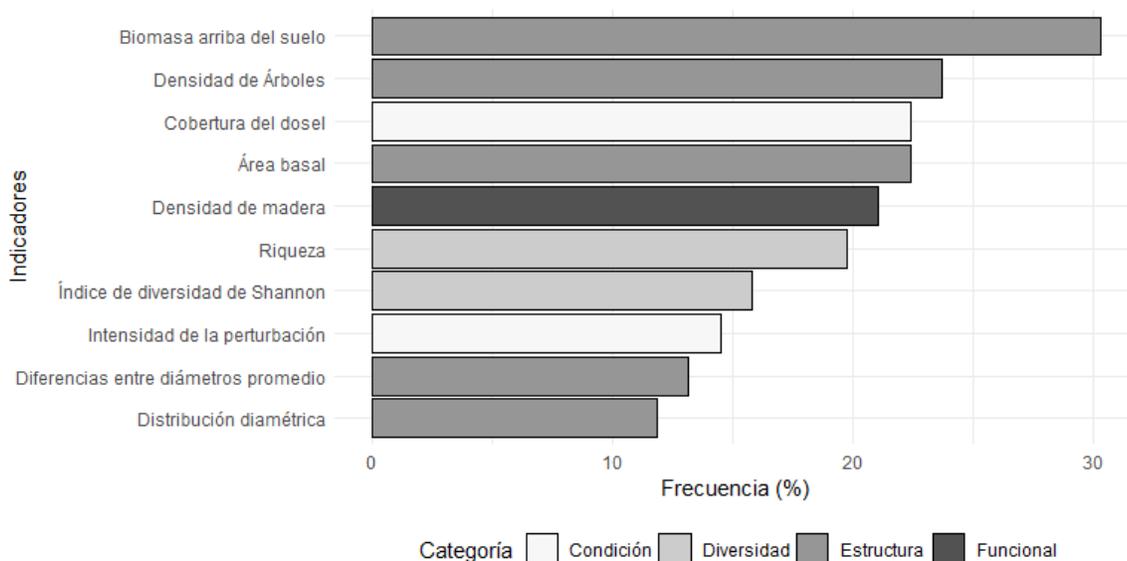
De los 198 indicadores identificados, en la Figura 9 destacan los 10 más utilizados en las evaluaciones de degradación de bosques. Al analizar sus categorías, se observa que la mitad corresponden a indicadores de estructura, seguidos por los de diversidad y condición, con dos indicadores cada uno y, finalmente, un único indicador funcional. En este grupo de indicadores destacados, no se incluyen los relacionados con el contexto espacial. Aunque la categoría funcional reúne el mayor número de indicadores identificados en general, no se encuentra entre los de mayor frecuencia en los estudios analizados. En contraste, los indicadores de estructura son los más comúnmente utilizados.

La biomasa encabeza la lista, presente en el 30 % de los estudios analizados. Este indicador, ampliamente estudiado en contextos de perturbaciones como sequías, aprovechamiento forestal, fragmentación, efecto borde e incendios, puede ser medido tanto por sensores remotos como en campo. En segundo lugar, se encuentra la densidad de árboles, reportada en el 23.7 % de los estudios. Este indicador se asocia con perturbaciones como sequías, incendios, pastoreo, efecto borde y plagas, y su medición se realiza exclusivamente en campo. Cabe destacar que muchos estudios que incluyeron densidad de árboles también evaluaron biomasa, lo que indica su complementariedad en las evaluaciones.

La cobertura del dosel, presente en el 22.4 % de los estudios, ocupa el tercer lugar. Este indicador es clave para detectar perturbaciones, ya que se asume que una reducción en la cobertura refleja algún grado de deterioro del bosque. Su medición puede realizarse tanto en campo como mediante sensores remotos, ampliando su aplicabilidad. El área basal comparte la frecuencia del 22.4 % con la cobertura del dosel. Este indicador requiere mediciones en campo, ya que depende del diámetro de los árboles. Luego, la densidad de madera, presente en el 21.1 % de los estudios, se posiciona como un rasgo funcional relevante para evaluar la resistencia de los árboles ante perturbaciones, como incendios, y para inferir la fase sucesional de los bosques. Este indicador puede obtenerse tanto en campo como a partir de bases de datos globales.

En cuanto a indicadores de diversidad, destacan la riqueza de especies (19.7 %) y el índice de Shannon (15.8 %), ambos medidos en campo. Ambos suelen analizarse de forma complementaria, ya que ofrecen perspectivas distintas, pero interrelacionadas sobre la diversidad alfa. Otro indicador dentro del top 10 más frecuentes es la intensidad de la perturbación, presente en el 14.4 % de los estudios, y medido mediante métodos de campo o sensores remotos. Este indicador detalla aspectos clave del régimen de perturbaciones, como su intensidad, duración o frecuencia. Los estudios que lo incluyen suelen centrarse en perturbaciones causadas por incendios o aprovechamiento forestal, buscando relacionar su intensidad con otros indicadores, como biomasa o diversidad funcional.

Finalmente, los indicadores relacionados con el diámetro ocupan los últimos lugares en la lista: la diferencia entre diámetros medios (13.2 %) que generalmente compara mediciones antes y después de una perturbación y la distribución de clases diamétricas (11.8 %) que evalúa la presencia equilibrada de árboles pequeños, medianos y grandes en un ecosistema sin indicios de degradación. Ambos son indicadores medidos en campo, esenciales para caracterizar la estructura forestal (Figura 8).



**Figura 8.** Frecuencia de los diez indicadores más utilizados y sus categorías en los estudios seleccionados.

## 4. Discusión

### Estudios seleccionados

A pesar de haber especificado en la búsqueda especializada que se tomaran en cuenta los bosques tropicales, se obtuvieron 76 estudios con evaluaciones para bosques subtropicales, templados y boreales, los cuales no fueron descartados, ya que se consideró que tenían indicadores que podían ser igual de útiles para la evaluación en bosques tropicales. Como, por ejemplo, la investigación de Cosovic (2022), la cual utiliza diferencias entre los diámetros de los árboles y riqueza en individuos de dosel y en regeneración en bosques templados. De igual manera, Ford et al. (2018) utilizaron un enfoque funcional al evaluar los rasgos funcionales de área foliar específica y contenido de materia seca foliar en ecosistemas de encino ante el pastoreo. Incluso Côté et al. (2019) desarrollaron un marco metodológico para medir la naturalidad de bosques boreales en Canadá, combinando todos los enfoques que también fueron considerados en esta revisión de literatura: estructura, diversidad, contexto espacial, factores relacionados a la funcionalidad del ecosistema y de su condición.

### Indicadores utilizados para evaluar degradación forestal

Más de la mitad de los indicadores observados se presentaron en un solo estudio. Esto se debe al nivel de especialización y objetivos específicos de cada investigación. Por ejemplo, en la investigación de Bakhtiyari et al. (2019) se propone una serie de indicadores funcionales para la evaluación integral de ecosistemas de manglar, por lo que es posible encontrar indicadores relacionados a la osmosis y salinidad. Otro estudio relacionado con ecosistemas semi áridos, según Alananbeh et al. (2023), utiliza indicadores relacionados al contenido de agua y temperatura en hojas y tallos.

Del total de indicadores, se evidenció una notable cantidad asociados a la categoría funcional, lo que refleja la amplia diversidad de rasgos funcionales disponibles para el análisis (Chave et al., 2009; Salgado Negret, 2015; Wright et al., 2004). Esto incluye el uso de información tanto a nivel de rasgos individuales, como mediante índices que integran múltiples rasgos (Lavorel et al., 2008; Mouchet et al., 2010; Schleuter et al., 2010; Villéger et al., 2008). Sin embargo, los indicadores funcionales no fueron los más utilizados en los estudios seleccionados, probablemente debido a las dificultades en la medición de rasgos funcionales y las implicaciones metodológicas asociadas (Lepš et al., 2006; Pakeman, 2014; Pérez-

Harguindeguy et al., 2016). En contraste, la mitad de los diez indicadores más frecuentes pertenecen a la categoría de estructura. Esto puede atribuirse a su relativa simplicidad en la medición, menor costo y requerimiento de experiencia técnica, ya que no es necesario realizar una identificación taxonómica precisa. Además, los indicadores de estructura ofrecen una gran versatilidad al poder ser obtenidos tanto *in situ* como mediante sensores remotos (Coote et al., 2013; Osović et al., 2020).

### **Indicadores de estructura**

El indicador más frecuente en los estudios analizados, la biomasa arriba del suelo, combina variables como: el diámetro, la especie, la densidad de madera y, en algunos casos, la altura, para estimarse mediante ecuaciones alométricas. Este indicador ha recibido atención por parte de investigadores y gobiernos debido a su estrecha relación con el carbono, lo que lo posiciona como una herramienta clave no solo a nivel ecológico, sino también político. La biomasa es fundamental en el contexto de la reducción de emisiones, los proyectos de carbono, y el cumplimiento de compromisos internacionales, como los acuerdos de la UNFCCC (Brown, 2002; Cairns et al., 2003; Köhl et al., 2020; Thompson et al., 2013). Además, otro factor que favorece su amplio uso es el esfuerzo significativo que se ha dedicado al desarrollo de ecuaciones alométricas específicas por especie y a la compilación de datos sobre densidad de madera (Chave et al., 2009; Zanne et al., 2009).

Entre otros indicadores de estructura frecuentemente utilizados se encuentran la densidad total de árboles, la densidad por clases diamétricas, el área basal, y las diferencias entre diámetros promedio. Estos indicadores son cuantitativos, relativamente fáciles de medir y analizar, y se emplean ampliamente en diferentes tipos de ecosistemas. Su uso es habitual en inventarios forestales (Osović et al., 2020; Pucher et al., 2022). Un análisis más detallado de la densidad de individuos y su distribución diamétrica está representado por la forma de "J" invertida, que ha sido estudiada como un indicador de regeneración y condición del bosque. Este patrón es indicativo del estado de madurez del bosque (Maua et al., 2020; Picard et al., 2021; Sellan et al., 2017), por lo que puede ser empleado en complementariedad con la densidad y asignación de clases diamétricas.

### **Indicadores de diversidad**

Respecto a los indicadores de diversidad más utilizados, la riqueza de especies y el índice de diversidad de Shannon, son comunes en distintas propuestas metodológicas para la evaluación de la degradación de bosques (Kruse, 2019; Mora, 2022; Rosenfield et al., 2023; Thompson et al., 2013). Otros autores resaltan la importancia de tomar en cuenta otros indicadores de diversidad, tales como: la riqueza, abundancia o área basal de especies comerciales; especies indicadoras; y, abundancia de árboles grandes. El análisis de especies comerciales es útil para el conocimiento de regímenes de aprovechamiento y diseño de estrategias de manejo (Elogne et al., 2023; Landburg et al., 2021). De igual manera, si se poseen datos a través del tiempo para un sitio, es posible observar las dinámicas de las especies comerciales, si se reducen sus poblaciones o si aumentan.

Por otra parte, los árboles grandes, se espera que sean árboles con edades avanzadas, los cuales representan un factor importante al mantener el volumen de biomasa en bosques tropicales (Clark & Clark, 1996). Slik et al. (2013) en su investigación, evidencia que pocos árboles grandes (1.5 % del total de árboles muestreados), que almacenan el 25.1 % de biomasa arriba del suelo, por lo que la remoción de estos árboles posee gran impacto sobre el bosque. Además, también indicó una correlación positiva entre la densidad de madera y los árboles grandes. Para esta investigación, los árboles grandes fueron clasificados como un indicador de diversidad al brindar información, primeramente, sobre la composición del bosque, aunque también puede ser un indicador de estructura.

Otros indicadores que posiblemente puedan ser incorporados, dependiendo de la información y recursos

disponibles, son las especies indicadoras y madera muerta. Un indicador observado en varios de los estudios relacionado a especies indicadoras fue la abundancia de lianas, ya que estas pueden beneficiarse de sitios perturbados en los bosques, al ser demandantes de luz (Campbell et al., 2014). Además, se ha observado que las lianas pueden beneficiarse del aumento de CO<sub>2</sub> atmosférico y la sequía estacional, por lo que los incrementos en su abundancia y biomasa son un indicador estructural importante en bosques tropicales (Bruy et al., 2017; Phillips et al., 2002; Schnitzer et al., 2014; Schnitzer & Bongers, 2011).

La madera muerta medida en los estudios, típicamente de gran tamaño e indicativa de ecosistemas maduros debido a la muerte de los árboles de avanzada edad, ha sido incorporada en distintas metodologías a nivel de país (European Environment Agency, 2012; European environment agency, 2014; Woodall et al., 2021). Esta madera puede estar en pie o en el suelo y conforma una base importante de la cadena trófica del ecosistema al incorporar hábitat para una diversidad de organismos descomponedores, lo que garantiza el ciclaje de nutrientes, mejoramiento de la calidad del suelo y provee de hábitat para epífitas, aves e invertebrados, y mantiene reservas importantes de carbono (Lachat et al., 2013; Lombardi et al., 2008; Rondeux & Sanchez, 2010; Vayreda et al., 2023). Además, esta información está habitualmente contenida en inventarios forestales, por lo que es un buen indicador cualitativo para la evaluación de la degradación en bosques tropicales.

### **Indicadores funcionales**

Actualmente, se considera que para tener una visión más integral del estado de la biodiversidad, es necesario tomar en cuenta el enfoque funcional, como se ha realizado en investigaciones como las de Meza et al. (2023) y Baraloto et al. (2012). Con ello se muestra un panorama más completo de la dinámica de biodiversidad ante las distintas perturbaciones, ya que no requiere de la pérdida de especies, sino de pérdida de atributos y/o funciones para detectar cambios (Mason & De Bello, 2013; Mouillot et al., 2013). Sin embargo, para poder calcular estos indicadores, es necesaria la identificación taxonómica de especies, la evaluación de la estructura del bosque y la obtención de rasgos de interés para las especies dominantes.

La selección de los indicadores funcionales puede depender de la disponibilidad de información y recursos para medirlos, ya que los protocolos requieren de niveles de experiencia específicos (Salgado Negret, 2015) y el no poseer información completa o consistente puede alterar significativamente los resultados (Pakeman, 2014; Pakeman & Queded, 2007). Adicionalmente, si se considera utilizar información de medición ya existente, es importante tomar en cuenta las condiciones de donde se tomó el rasgo, ya que pueden variar dependiendo del contexto (Liu et al., 2016). En dado caso de que las condiciones sean favorables, la medición de diversidad funcional también debería de tomar en cuenta índices multirasgos, tales como: FRic, FDiv y FEve, los cuales pueden complementar la información de los indicadores de diversidad taxonómica y proveer de información sobre el funcionamiento del ecosistema (Mouchet et al., 2010; Schleuter et al., 2010; Villéger et al., 2008).

### **Indicadores de condición del ecosistema y contexto espacial**

Para las categorías de condición y contexto espacial, las cuales pueden estar estrechamente relacionadas, existen indicadores vinculados al paisaje, su área y composición a través del tiempo (Turner, 2005; Turner & Gardner, 2015) los que son necesarios de incorporar en las evaluaciones de condición de los ecosistemas, ya que el estado de un sitio está influenciado por su contexto y, por ello, marcos metodológicos como el de Rosenfield et al. (2023) los incorporan.

En varios de los estudios seleccionados se incluyó el indicador de intensidad de la perturbación, el cual relaciona los regímenes de perturbación con la cobertura del dosel (De Marzo et al., 2023; Huang et al., 2019; Pyles et al., 2022). Este indicador es clave para comprender las dinámicas de crecimiento y supervivencia de las especies, porque está directamente asociado con la cantidad de luz que llega al suelo

del bosque (Jennings et al., 1999). La cobertura del dosel también fundamental en la clasificación funcional de especies en grupos adquisitivos y conservativos (R. Chazdon, 2013; R. L. Chazdon, 2008), además de ser un indicador ampliamente utilizado para evaluar los niveles de perturbación (Kruse, 2019). Mediante sensores remotos, la cobertura del dosel es un factor determinante en la cuantificación de biomasa (Nadkarni et al., 2004; Singh et al., 2016) y resulta útil para analizar tanto la diversidad de especies como los regímenes de perturbación (Ozanne et al., 2003). La relevancia de estos dos indicadores radica en su capacidad de integrarse con otros parámetros, permitiendo una evaluación más completa y una discusión más robusta sobre las dinámicas y condiciones del bosque.

### **Tipos de medición y sus implicaciones**

De los indicadores recolectados, el tipo de medición predominante se realiza a través de mediciones de campo, sin embargo, es importante tomar en cuenta que en los resultados de esta investigación, las palabras clave utilizadas determinaron el tipo de estudios e indicadores recolectados; ya que, si se hubiese empleado la palabra *remote sensing*, posiblemente el tipo de medición por sensores remotos hubiese tenido mayor cantidad de indicadores.

Los indicadores a través de sensores remotos se han perfeccionado con el tiempo y hoy en día son indicadores importantes para la toma de decisiones en torno al manejo de los bosques (Lechner et al., 2020). Sin embargo, estos no representan un reemplazo para los datos tomados en campo, sino más bien un complemento y extensión de la información (Chraibi et al., 2021). Es necesario que los indicadores medidos a través de sensores remotos sean validados en campo en el contexto específico en el que se esté realizando la investigación (Pause et al., 2016). En el trópico, la incorporación de estos indicadores es más compleja debido a los costos de la validación, la cual comprende una tarea aún más ardua debido a la complejidad de los bosques en cuanto estructura y composición (Fassnacht et al., 2024).

De igual forma, las mediciones de campo pueden llegar a ser costosas, incrementando su precio a medida del nivel de experiencia que se requiera para medir determinados indicadores como, por ejemplo, el trabajo de un taxónomo para medir indicadores de diversidad taxonómica y funcional. La mejor opción para los bosques tropicales es combinar los indicadores de campo con indicadores, validados y de sensores remotos para maximizar el costo-beneficio de las evaluaciones de la condición de los ecosistemas (Ganivet & Bloomberg, 2019).

## **5. Conclusiones e implicaciones para la evaluación de la degradación de bosques tropicales**

La evaluación de la degradación de los bosques tropicales es crucial para tomar decisiones informadas sobre el manejo necesario. Para que esta evaluación sea integral y reúna toda la información posible, es necesario integrar distintos tipos de indicadores, no limitándose a una o dos categorías. En este análisis se han propuesto las categorías de estructura, diversidad, funcionalidad, condición o perturbación y contexto espacial. Sin embargo, es posible reducirlas o incorporar otras, procurando siempre cubrir varios aspectos en la evaluación. Para que las evaluaciones de degradación puedan ser replicadas en más sitios, es importante llevarlas a un nivel de estandarización en donde se utilicen indicadores cuantificables, claros, fáciles de medir, idealmente de bajo costo y que sean capaces de brindar información sobre el estado del bosque. Para ello, es necesario considerar la información disponible y la estrategia de muestreo.

Por otra parte, un ejemplo destacado de la estandarización de metodologías es la propuesta por REDD+ para evaluar el carbono en los bosques. Esta metodología es la más aplicada en la región tropical para

estimar degradación y deforestación. Su enfoque se basa en la estimación de biomasa mediante inventarios forestales y ecuaciones alométricas, así como en el análisis de cambios en la cobertura del dosel detectados mediante sensores remotos. REDD+ promueve la combinación de estimaciones obtenidas a partir de sensores remotos con validaciones de campo realizadas de manera continua a lo largo del tiempo y con una línea base establecida.

Sin embargo, REDD+ se centra exclusivamente en los cambios en las reservas de carbono forestal a lo largo del tiempo, dejando de lado otros indicadores que podrían ofrecer una visión más integral del estado de los bosques. Esto resalta la necesidad de desarrollar metodologías más completas que incorporen múltiples indicadores, permitiendo una evaluación más robusta.

La implementación de evaluaciones estandarizadas no solo facilitará el cumplimiento de objetivos de manejo, políticas y tratados internacionales acordados por los países, sino que también será crucial para el monitoreo efectivo de los bosques tropicales. Este tipo de ecosistemas, caracterizados por su alta diversidad y complejidad, requieren metodologías validadas que tomen en cuenta sus particularidades y que reflejen su estado integral.

## Referencias bibliográficas

- Alananbeh, K. M., Othman, Y. A., Tahat, M. M., Al-Dakil, H., Yahya, A. A., Ayasrah, B., Al-Share, T., Alkhatatbeh, S., Al-Zoubi, R., Alnaanah, M., Malkawy, S., & Alananbeh, M. B. (2023). Forest Health Assessment in Four Jordanian Reserves Located in Semi-Arid Environments. *Forests*, *14*(5). <https://doi.org/10.3390/f14050918>
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J. H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, *259*(4). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Angelsen, A. (2008). Moving ahead with REDD: issues, options and implications. In *Moving ahead with REDD: issues, options and implications*. CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/002601>
- Aparecido de Almeida, C., Pinheiro, L., Dalton de Morisson, M., Gilberto, V., Lúbia Vinhas, C., Rodrigues Gomes, A., Vieira Monteiro, A., de Almeida Souza, A., Daleles Rennó, C., Silva Marcos, D., Sobral Escada, M., da Motta, M., & Amaral, S. (2021). *METHODOLOGY FOR FOREST MONITORING USED IN PRODES AND DETER PROJECTS*.
- Armenteras, D., González, TM., Retana, J., & Espelta, JM. (2016). *Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales*. IBERO-REDD+.
- Asner, G. P. (2009). Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *Journal of Applied Remote Sensing*, *3*(1). <https://doi.org/10.1117/1.3223675>
- Asner, G. P., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., Knapp, D. E., & Silva, J. M. M. (2006). Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *103*(34). <https://doi.org/10.1073/pnas.0604093103>
- Baiges, T., Cervera, T., Palero, N., Gonin, P., & Larrieu, L. (2022). *El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP) como herramienta de apoyo a la gestión forestal: fundamentos y aplicaciones en Cataluña*.
- Bakhtiyari, M., Lee, S. Y., & Warnken, J. (2019). Seeing the forest as well as the trees: An expert opinion approach to identifying holistic condition indicators for mangrove ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *222*. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.003>

- Baraloto, C., Hérault, B., Paine, C. E. T., Massot, H., Blanc, L., Bonal, D., Molino, J. F., Nicolini, E. A., & Sabatier, D. (2012). Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology*, *49*(4). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02164.x>
- Baraloto, C., Paine, C. E. T., Poorter, L., Beauchene, J., Bonal, D., Domenach, A. M., Hérault, B., Patiño, S., Roggy, J. C., & Chave, J. (2010). Decoupled leaf and stem economics in rain forest trees. *Ecology Letters*, *13*(11). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01517.x>
- Barrett T, Dowle M, Srinivasan A, Gorecki J, Chirico M, & Hocking T. (2024). *data.table: Extension of `data.frame`*.
- Bauman, D., Fortunel, C., Delhay, G., Malhi, Y., Cernusak, L. A., Bentley, L. P., Rifai, S. W., Aguirre-Gutiérrez, J., Menor, I. O., Phillips, O. L., McNellis, B. E., Bradford, M., Laurance, S. G. W., Hutchinson, M. F., Dempsey, R., Santos-Andrade, P. E., Ninantay-Rivera, H. R., Chambi Paucar, J. R., & McMahon, S. M. (2022). Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. *Nature*, *608*(7923). <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7>
- Benchimol, M., Talora, D. C., Mariano-Neto, E., Oliveira, T. L. S., Leal, A., Mielke, M. S., & Faria, D. (2017). Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, *384*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.014>
- Berenguer, E., Gardner, T. A., Ferreira, J., Aragão, L. E. O. C., Mac Nally, R., Thomson, J. R., Vieira, I. C. G., & Barlow, J. (2018). Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology*, *106*(6). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12991>
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., Keyser, S. R., Khursigara, A. J., Lu, K., Muth, A. F., Negrete, B., & Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*, *11*(7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3184>
- Bilotta, G. S., Milner, A. M., & Boyd, I. (2014). On the use of systematic reviews to inform environmental policies. In *Environmental Science and Policy* (Vol. 42). <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.05.010>
- Bončina, A., Klopčič, M., Simončič, T., Dakskobler, I., Ficko, A., & Rozman, A. (2017). A general framework to describe the alteration of natural tree species composition as an indicator of forest naturalness. *Ecological Indicators*, *77*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.039>
- Bourgoin, C., Ceccherini, G., & Girardello, M. (2024). Human degradation of tropical moist forests is greater than previously estimated. *Nature*, *631*, 570–576.
- Brandon, K. (2015a). Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622749>
- Brandon, K. (2015b). Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622749>
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagnyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O. B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I. D., van der Plas, F., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 26, Issue 13). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Brown, S. (2002). Measuring carbon in forests: Current status and future challenges. *Environmental Pollution*, *116*(3). [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00212-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00212-3)
- Bruy, D., Ibanez, T., Munzinger, J., & Isnard, S. (2017). Abundance, richness and composition of lianas in forest communities along an elevation gradient in New Caledonia. *Plant Ecology and Diversity*, *10*(5–6). <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430186>
- Bustamante, M. M. C., Roitman, I., Aide, T. M., Alencar, A., Anderson, L. O., Aragão, L., Asner, G. P., Barlow, J., Berenguer, E., Chambers, J., Costa, M. H., Fanin, T., Ferreira, L. G., Ferreira, J., Keller, M.,

- Magnusson, W. E., Morales-Barquero, L., Morton, D., Ometto, J. P. H. B., ... Vieira, I. C. G. (2016). Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. In *Global Change Biology* (Vol. 22, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/gcb.13087>
- Cairns, M. A., Olmsted, I., Granados, J., & Argaez, J. (2003). Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management*, 186(1–3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00229-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00229-9)
- Campbell, M., Laurance, W. F., & Magrath, A. (2014). Ecological effects of lianas in fragmented forests. In *Ecology of Lianas*. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch29>
- Capers, R. S., Chazdon, R. L., Brenes, A. R., & Alvarado, B. V. (2005). Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology*, 93(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01050.x>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., MacE, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. In *Nature* (Vol. 486, Issue 7401). <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J. C., & Poorter, L. (2012). Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 100(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x>
- Centro Nacional de Información Geo-Ambiental - CENIGA. (2008). Mapa de zonas de vida de Costa Rica. In *SNIT*.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10). <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chazdon, R. (2013). Tropical Forest Regeneration. *Encyclopedia of Biodiversity*, 7, 277–286.
- Chazdon, R. L. (2008). Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In *Tropical Forest Community Ecology*.
- Chirici, G., Winter, S., McRoberts, R. E., & (eds.). (2011). National Forest Inventories : Contributions to Forest Biodiversity Assessments Managing Forest Ecosystems. In *Managing forest ecosystems*.
- Chraïbi, E., Arnold, H., Luque, S., Deacon, A., Magurran, A. E., & Féret, J. B. (2021). A remote sensing approach to understanding patterns of secondary succession in tropical forest. *Remote Sensing*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/rs13112148>
- Clark, D. B., & Clark, D. A. (1996). Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*, 80(1–3). [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03607-5](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03607-5)
- Comisión Nacional de Sostenibilidad Forestal. (2018). Listado de especies con gremios ecológicos actualizado. In *Archivo de Excel*. SINAC.
- Coote, L., Dietzsch, A. C., Wilson, M. W., Graham, C. T., Fuller, L., Walsh, A. T., Irwin, S., Kelly, D. L., Mitchell, F. J. G., Kelly, T. C., & O'Halloran, J. (2013). Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological Indicators*, 32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.020>
- Cornelissen, J. H. C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., Reich, P. B., Ter Steege,

- H., Morgan, H. D., Van Der Heijden, M. G. A., Pausas, J. G., & Poorter, H. (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. In *Australian Journal of Botany* (Vol. 51, Issue 4). <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- Cosovic, M. (2022). Using inventory variables for practical biodiversity assessment in plantation stands. *Forest Systems*, 31(2). <https://doi.org/10.5424/fs/2022312-18856>
- Costanza, R. (2012). Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.023>
- Côté, S., Bélanger, L., Beauregard, R., Thiffault, É., & Margni, M. (2019). A conceptual model for forest naturalness assessment and application in Quebec's boreal forest. *Forests*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/f10040325>
- De Marzo, T., Pratzner, M., Baumann, M., Gasparri, N. I., Pötzschner, F., & Kuemmerle, T. (2023). Linking disturbance history to current forest structure to assess the impact of disturbances in tropical dry forests. *Forest Ecology and Management*, 539. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120989>
- Depecker, J., Asimonyio, J. A., Miteho, R., Hatangi, Y., Kambale, J.-L., Verleysen, L., Stoffelen, P., Janssens, S. B., Dhed'a, B., Vandeloos, F., & Honnay, O. (2022). The association between rainforest disturbance and recovery, tree community composition, and community traits in the Yangambi area in the Democratic Republic of the Congo. *Journal of Tropical Ecology*, 38(6). <https://doi.org/10.1017/s0266467422000347>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K. M. A., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., ... Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* (Vol. 14). <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Larsen, T. H., Hsu, W. W., Benedick, S., Chung, A., Vun Khen, C., Wilcove, D. S., & Hamer, K. C. (2014). Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot? *Animal Conservation*, 17(2). <https://doi.org/10.1111/acv.12074>
- Eguiguren, P., Fischer, R., & Günter, S. (2019). Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forests*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/f10050442>
- Elogne, A. G. M., Piponiot, C., Zo-Bi, I. C., Amani, B. H. K., Van der Meersch, V., & Hérault, B. (2023). Life after fire - Long-term responses of 20 timber species in semi-deciduous forests of West Africa. *Forest Ecology and Management*, 538. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120977>
- E.O., S., S., A., C., de S., A.E., D., D., K., I.A.P., R., W.D., S., & (eds.). (2014). REDD+ on the ground: A case book of subnational initiatives across the globe. In *REDD+ on the ground: A case book of subnational initiatives across the globe*. <https://doi.org/10.17528/cifor/005202>
- Espírito-Santo, F. D. B., Keller, M. M., Linder, E., Oliveira Junior, R. C., Pereira, C., & Oliveira, C. G. (2014). Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: Measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots. *Plant Ecology and Diversity*, 7(1–2). <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.795629>
- European Environment Agency. (2012). *Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process*.
- European environment agency. (2014). Developing a forest naturalness indicator for Europe. Concept and methodology for a high nature value (HNV) forest indicator. In *EEA technical report, n° 13/2014* (Issue 13).
- FAO. (2000). FRA 2000 On definitions of forest and forest change. *FRA Working Paper, November*.

- FAO. (2020). Global Forest Resources Assessment 2020. In *Global Forest Resources Assessment 2020*. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- FAO and UNEP. (2020). The State of the World's Forests 2020. In *The State of the World's Forests 2020*. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- Fassnacht, F. E., White, J. C., Wulder, M. A., & Næsset, E. (2024). Remote sensing in forestry: current challenges, considerations and directions. In *Forestry* (Vol. 97, Issue 1). <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad024>
- Finegan, B., Camacho, M., & Zamora, N. (1999). Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management*, 121(3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00551-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00551-9)
- Finegan, B., Delgado, D., Camacho, M., & Zamora, N. (2001). Timber production and plant biodiversity conservation in a Costa Rican rain forest: an experimental study and its lessons for adaptive sustainability assessment. *EFI Proceedings*, 38.
- Fischer, R., Bohn, F., Dantas de Paula, M., Dislich, C., Groeneveld, J., Gutiérrez, A. G., Kazmierczak, M., Knapp, N., Lehmann, S., Paulick, S., Pütz, S., Rödig, E., Taubert, F., Köhler, P., & Huth, A. (2016). Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecological Modelling*, 326. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.018>
- FONAFIFO. (2024). *Estrategia Nacional REDD+ Costa Rica*.
- Ford, H., Healey, J. R., Markesteijn, L., & Smith, A. R. (2018). How does grazing management influence the functional diversity of oak woodland ecosystems? A plant trait approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.025>
- Ganivet, E., & Bloomberg, M. (2019). Towards rapid assessments of tree species diversity and structure in fragmented tropical forests: A review of perspectives offered by remotely-sensed and field-based data. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 432). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.003>
- Gerwing, J. J. (2002). Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 157(1–3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00644-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00644-7)
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., & King, L. A. (2015). Conceptualizing Forest Degradation. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 30, Issue 10). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001>
- Ghazoul, J., & Chazdon, R. (2017a). Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. In *Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 42). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Ghazoul, J., & Chazdon, R. (2017b). Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. In *Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 42). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Gibbons, P., Briggs, S. V., Ayers, D. A., Doyle, S., Seddon, J., McElhinny, C., Jones, N., Sims, R., & Doody, J. S. (2008). Rapidly quantifying reference conditions in modified landscapes. *Biological Conservation*, 141(10). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.009>
- Gladstone-Gallagher, R. V., Pilditch, C. A., Stephenson, F., & Thrush, S. F. (2019). Linking Traits across Ecological Scales Determines Functional Resilience. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 34, Issue 12). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.010>
- Goldstein, J. E. (2014). The Afterlives of Degraded Tropical Forests: New Value for Conservation and Development. *Environment and Society*, 5(1). <https://doi.org/10.3167/ares.2014.050108>
- Goulamoussène, Y., Bedeau, C., Descroix, L., Linguet, L., & Hérault, B. (2017). Environmental control of natural gap size distribution in tropical forests. *Biogeosciences*, 14(2). <https://doi.org/10.5194/bg-14-353->

- Hansen, A. J., Aragon-Osejo, J., González, I., Veneros, J., Virnig, A. L. S., Jantz, P., Venter, O., Goetz, S., Watson, J. E. M., Cordoba, N., Rodriguez, S., Monroy, L., Iglesias, J., Beltrán, L., Borja, D., Ureta, D., Tingo, J., Oñate, C., Valencia, F., ... Huerta, P. (2024). Developing national complementary indicators of SDG15 that consider forest quality: Applications in Colombia, Ecuador, and Peru. *Ecological Indicators*, 159. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111654>
- Hansen, M. C., Wang, L., Song, X. P., Tyukavina, A., Turubanova, S., Potapov, P. V., & Stehman, S. V. (2020). The fate of tropical forest fragments. *Science Advances*, 6(11). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax8574>
- Haq, S. M., Waheed, M., Khoja, A. A., Amjad, M. S., Bussmann, R. W., Ali, K., & Jones, D. A. (2023). Measuring forest health at stand level: A multi-indicator evaluation for use in adaptive management and policy. *Ecological Indicators*, 150. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110225>
- Hérault, B., Bachelot, B., Poorter, L., Rossi, V., Bongers, F., Chave, J., Paine, C. E. T., Wagner, F., & Baraloto, C. (2011). Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. *Journal of Ecology*, 99(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01883.x>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2). <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. In *Environmental Research Letters* (Vol. 7, Issue 4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>
- Howell, E., Harrington, J., & Glass, S. (2011). *Introduction to Restoration Ecology* (2nd ed.). Island Press.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Huang, S., Ramirez, C., McElhaney, M., Clark, C., & Yao, Z. (2019). Quantifying Spatiotemporal Post-Disturbance Recovery Using Field Inventory, Tree Growth, and Remote Sensing. *Earth and Space Science*, 6(3). <https://doi.org/10.1029/2018EA000489>
- Hui, G., Zhang, G., Zhao, Z., & Yang, A. (2019). Methods of Forest Structure Research: a Review. In *Current Forestry Reports* (Vol. 5, Issue 3). <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00090-7>
- IPCC. (2022). Land–climate interactions. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. In *Climate Change and Land*.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Jennings, S. B., Brown, N. D., & Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: Canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(1). <https://doi.org/10.1093/forestry/72.1.59>
- Johnston, M. (1997). Tree population studies in low-diversity forests, Guyana. II. Assessments on the distribution and abundance of non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation*, 7(1). <https://doi.org/10.1023/A:1008859713118>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. In *Oikos* (Vol. 113, Issue 2). <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Karjalainen, T., Richards Tomas Hernandez, G., Kainja, S., Lawson, G., Liu, S., Prisley, S., Ivar Arana Pardo, J., Birdsey, R., Boehm, M., Daka, J., Kobayashi, S., Gyde Lund, H., Michalak, R., Takahashi, M., & Al, D. (2008). *IPCC Report on Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from 3 Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types* AUTHORS AND

*REVIEW EDITORS Coordinating Lead Authors Lead Authors Review Editors Contents IPCC Report on Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from 5 Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types.*

- Kattge, J., Bönsch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G. D. A., Aakala, T., Abedi, M., Acosta, A. T. R., Adamidis, G. C., Adamson, K., Aiba, M., Albert, C. H., Alcántara, J. M., Alcázar C, C., Aleixo, I., Ali, H., ... Wirth, C. (2020). TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, 26(1). <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>
- Keenan, R. J. (2015). Climate change impacts and adaptation in forest management: a review. In *Annals of Forest Science* (Vol. 72, Issue 2). <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0446-5>
- Köhl, M., Ehrhart, H. P., Knauf, M., & Neupane, P. R. (2020). A viable indicator approach for assessing sustainable forest management in terms of carbon emissions and removals. *Ecological Indicators*, 111. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106057>
- Kruse, M. (2019). Ecosystem Health Indicators. In *Encyclopedia of Ecology: Volume 1-4, Second Edition* (Vol. 1). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11200-X>
- Lachat, T., Bouget, C., Bütler, R., & Müller, J. (2013). Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity*, May 2016.
- Lachenbruch, P. A., & Cohen, J. (1989). Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences (2nd ed.). *Journal of the American Statistical Association*, 84(408). <https://doi.org/10.2307/2290095>
- Lakićević, M., & Srđević, B. (2018). Measuring Biodiversity in Forest Communities – A Role of Biodiversity Indices. *Contemporary Agriculture*, 67(1). <https://doi.org/10.2478/contagri-2018-0010>
- Laliberte, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1). <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Landburg, G., Amatamsir, C., Muys, B., & Hermy, M. (2021). Medium and long term effects of logging systems on forest structure and composition in the tropical rainforest of Suriname. *Journal of Forest Research*, 26(5). <https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1913305>
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Fearnside, P. M., Lovejoy, T. E., Williamson, G. B., Mesquita, R. C. G., Meyer, C. F. J., Bobrowiec, P. E. D., & Laurance, S. G. W. (2018). An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*, 93(1). <https://doi.org/10.1111/brv.12343>
- Lausch, A., & Herzog, F. (2002). Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: Issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2(1–2). [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N. S. G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quéfier, F., Thébault, A., & Bonis, A. (2008). Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! In *Functional Ecology* (Vol. 22, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Lechner, A. M., Foody, G. M., & Boyd, D. S. (2020). Applications in Remote Sensing to Forest Ecology and Management. In *One Earth* (Vol. 2, Issue 5). <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.001>
- Lepš, J., de Bello, F., Lavorel, S., & Berman, S. (2006). Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: Practical considerations matter. *Preslia*, 78(4).
- Leyva-Ovalle, Á., Valdez-Lazalde, J. R., de los Santos-Posadas, H. M., Martínez-Trinidad, T., Herrera-Corredor, J. A., Lugo-Espinosa, O., & García-Nava, J. R. (2017). Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys). *Madera Bosques*, 23(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321431>
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. F. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of

- large old trees. *Biological Reviews*, 92(3). <https://doi.org/10.1111/brv.12290>
- Liu, X., Swenson, N. G., Lin, D., Mi, X., Umaña, M. N., Schmid, B., & Ma, K. (2016). Linking individual-level functional traits to tree growth in a subtropical forest. *Ecology*, 97(9). <https://doi.org/10.1002/ecy.1445>
- Llactayo, W., Salcedo, K., & Victoria, E. (2013). *Protocolo: Análisis y Clasificación de Imágenes para el Monitoreo de Cobertura de Bosque, Deforestación y Degradación Forestales*.
- Lombardi, F., Lasserre, B., Tognetti, R., & Marchetti, M. (2008). Deadwood in relation to stand management and forest type in central apennines (Molise, Italy). *Ecosystems*, 11(6). <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9167-7>
- Longo, M., Keller, M., dos-Santos, M. N., Leitold, V., Pinagé, E. R., Baccini, A., Saatchi, S., Nogueira, E. M., Batistella, M., & Morton, D. C. (2016). Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. *Global Biogeochemical Cycles*, 30(11). <https://doi.org/10.1002/2016GB005465>
- López-Bedoya, P. A., Bohada-Murillo, M., Ángel-Vallejo, M. C., Audino, L. D., Davis, A. L. V., Gurr, G., & Noriega, J. A. (2022). Primary forest loss and degradation reduces biodiversity and ecosystem functioning: A global meta-analysis using dung beetles as an indicator taxon. *Journal of Applied Ecology*, 59(6). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14167>
- Lund, H. G. (2009). What is a degraded forest? *White Paper on Forest Degradation Definitions Prepared for FAO*, 2.
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 27, Issue 1). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>
- Maitner B, & Boyle B. (2024). TNRS: Taxonomic Name Resolution Service. *R Package Version 0.3.6*, <<https://CRAN.R-Project.Org/Package=TNRS>>.
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., & Zelazowski, P. (2014). Tropical forests in the anthropocene. In *Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 39). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- Marín, A. I., Abdul Malak, D., Bastrup-Birk, A., Chirici, G., Barbati, A., & Kleeschulte, S. (2021). Mapping forest condition in Europe: Methodological developments in support to forest biodiversity assessments. *Ecological Indicators*, 128. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107839>
- Martínez, B. C., Rosado, O. R., López, F. G., Hernández, P. P., Becerra, Á. M., & Villamil, L. V. (2011). Application of simulation models in agricultural research and planning, a review. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14(3).
- Mason, N. W. H., & De Bello, F. (2013). Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, 24(5). <https://doi.org/10.1111/jvs.12097>
- Mather, A. (2003). Global Forest Resources Assessment 2000 Main Report. *Land Use Policy*, 20(2). [https://doi.org/10.1016/s0264-8377\(03\)00003-6](https://doi.org/10.1016/s0264-8377(03)00003-6)
- Maua, J. O., MugatsiaTsingalia, H., Cheboiwo, J., & Odee, D. (2020). Population structure and regeneration status of woody species in a remnant tropical forest: A case study of South Nandi forest, Kenya. *Global Ecology and Conservation*, 21. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00820>
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., & Bauhus, J. (2005). Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 218, Issues 1–3). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.034>
- McGarigal, K. (2015). FRAGSTATS HELP v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. *LandEco Consulting*, April.

- Meza, M. C., Espelta, J. M., González, T. M., & Armenteras, D. (2023). Fire reduces taxonomic and functional diversity in Neotropical moist seasonally flooded forests. In *Perspectives in Ecology and Conservation* (Vol. 21, Issue 2). <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.04.003>
- MINAE, C. R. (1996). *Ley Forestal N° 7575: Los Principios, Criterios e Indicadores para el Manejo de Bosques Naturales y su Certificación en Costa Rica*.
- Moore, J. C. (2013). Diversity, Taxonomic versus Functional. In *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00036-8>
- Mora, F. (2022). A suite of ecological indicators for evaluating the integrity of structural eco-complexity in Mexican forests. *Ecological Complexity*, 50. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2022.101001>
- Moreno, C. E., Calderón-Patrón, J. M., Arroyo-Rodríguez, V., Barragán, F., Escobar, F., Gómez-Ortiz, Y., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A. P., Martínez-Morales, M. Á., Mendoza, E., Ortega-Martínez, I. J., Pérez-Hernández, C. X., Pineda, E., Pineda-López, R., Rios-Díaz, C. L., Rodríguez, P., Rosas, F., Schondube, J. E., & Zuria, I. (2017). Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. *Biodiversity and Conservation*, 26(12). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1401-1>
- Morrison Vila, L. P. (2020). Caracterización de la biomasa en pie y de la productividad de biomasa en bosques tropicales primarios, de producción y bosques secundarios en Costa Rica. In *file:///C:/Users/VERA/Downloads/ASKEP\_AGREGAT\_ANAK\_and\_REMAJA\_PRINT.docx* (Vol. 21, Issue 1).
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 28, Issue 3). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Mullan, K. (2015). The Value of Forest Ecosystem Services to Developing Economies. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622748>
- Nadkarni, N. M., McIntosh, A. C. S., & Cushing, J. B. (2008). A framework to categorize forest structure concepts. *Forest Ecology and Management*, 256(5). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.021>
- Navarro, G., R, N. D. B., & Rumiz, D. I. (2008). Criterios para evaluar el estado actual de conservación y degradación de los bosques de Bolivia Criteria to evaluate the current conservation and degradation status of Bolivian forests. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 22(Artículos científicos-técnicos).
- Ngo Bieng, M. A., Souza Oliveira, M., Roda, J. M., Boissière, M., Héroult, B., Guizol, P., Villalobos, R., & Sist, P. (2021). Relevance of secondary tropical forest for landscape restoration. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 493). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119265>
- Noss, R. F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, 115(2–3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00394-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00394-6)
- Olokeogun, O. S. (2022). Understanding the Drivers of Forest Degradation. In *Forest Dynamics and Conservation: Science, Innovations and Policies*. [https://doi.org/10.1007/978-981-19-0071-6\\_2](https://doi.org/10.1007/978-981-19-0071-6_2)
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., & Graham, R. L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3). <https://doi.org/10.1007/BF00162741>
- Osović, M. C., Bugalho, M. N., Thom, D., & Borges, J. G. (2020). Stand structural characteristics are the most practical biodiversity indicators for forest management planning in Europe. In *Forests* (Vol. 11, Issue 3).

<https://doi.org/10.3390/f11030343>

- Ozanne, C. H. P., Anhof, D., Boulter, S. L., Keller, H., Kitching, R. L., Körner, C., Meinzer, F. C., Mitchell, A. W., Nakashizuka, T., Silva Dias, P. L., Stork, N. E., Wright, S. J., & Yoshimura, M. (2003). Biodiversity meets the atmosphere: A global view of forest canopies. In *Science* (Vol. 301, Issue 5630). <https://doi.org/10.1126/science.1084507>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. In *The BMJ* (Vol. 372). <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Pakeman, R. J. (2014). Functional trait metrics are sensitive to the completeness of the species' trait data? *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12136>
- Pakeman, R. J., & Quested, H. M. (2007). Sampling plant functional traits: What proportion of the species need to be measured? *Applied Vegetation Science*, 10(1). <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2007.tb00507.x>
- Pause, M., Schweitzer, C., Rosenthal, M., Keuck, V., Bumberger, J., Dietrich, P., Heurich, M., Jung, A., & Lausch, A. (2016). In situ/remote sensing integration to assess forest health-a review. In *Remote Sensing* (Vol. 8, Issue 6). <https://doi.org/10.3390/rs8060471>
- Pedroni, L., Espejo, A., & Villegas, J. F. (2015). *Nivel de referencia de emisiones y absorciones forestales de Costa Rica ante el Fondo de Carbono de FCPF: metodología y resultados*.
- Pedroni, L., & Villegas, J. F. (2015). *Análisis de significancia de los cambios de existencias de carbono en bosques que permanecieron bosques*.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P. B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., de Vos, A. C., ... Cornelissen, J. H. C. (2016). Corrigendum to: New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 64(8). [https://doi.org/10.1071/bt12225\\_co](https://doi.org/10.1071/bt12225_co)
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3). <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking forward. In *Ecology Letters* (Vol. 9, Issue 6). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Phillips, O. L., Vésquez Martínez, R., Arroyo, L., Baker, T. R., Killeen, T., Lewis, S. L., Malhi, Y., Monteagudo Mendoza, A., Neill, D., Núñez Vargas, P., Alexiades, M., Cerón, C., Di Flore, A., Erwin, T., Jardim, A., Palacios, W., Saldias, M., & Vinceti, B. (2002). Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature*, 418(6899). <https://doi.org/10.1038/nature00926>
- Picard, N., Mortier, F., Ploton, P., Liang, J., Derroire, G., Bastin, J. F., Ayyappan, N., Bénédet, F., Boyemba Bosela, F., Clark, C. J., Crowther, T. W., Engone Obiang, N. L., Forni, É., Harris, D., Ngomanda, A., Poulsen, J. R., Sonké, B., Couteron, P., & Gourlet-Fleury, S. (2021). Using Model Analysis to Unveil Hidden Patterns in Tropical Forest Structures. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.599200>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(C). [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Pinotti, B. T., Pagotto, C. P., & Pardini, R. (2012). Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 283. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.020>

- Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C. C., van der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., Chazdon, R. L., Farrior, C. E., Kambach, S., Meave, J. A., Muñoz, R., Norden, N., Rüger, N., van Breugel, M., Zambrano, A. M. A., Amani, B., Andrade, J. L., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., ... Hérault, B. (2021). Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, 374(6573). <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>
- PRCC (Programa Regional de Cambio Climático de USAID). (2015). *Definiendo la Reducción de Emisiones por Degradación Forestal en el Marco de REDD+ en Costa Rica*.
- Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC. (2015). *Inventario Nacional Forestal de Costa Rica 2014-2015*.
- Pucher, C., Neumann, M., & Hasenauer, H. (2022). An Improved Forest Structure Data Set for Europe. *Remote Sensing*, 14(2). <https://doi.org/10.3390/rs14020395>
- Putz, F. E., & Redford, K. H. (2010). The importance of defining “Forest”: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica*, 42(1). <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x>
- Putz, F. E., & Romero, C. (2014). Futures of tropical forests (sensu lato). *Biotropica*, 46(4). <https://doi.org/10.1111/btp.12124>
- Pyles, M. V., Silva Magnago, L. F., Maia, V. A., Pinho, B. X., Pitta, G., de Gasper, A. L., Vibrans, A. C., dos Santos, R. M., van den Berg, E., & Lima, R. A. F. (2022). Human impacts as the main driver of tropical forest carbon. *Science Advances*, 8(24). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abl7968>
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reich, P. B. (2014). The world-wide “fast-slow” plant economics spectrum: A traits manifesto. *Journal of Ecology*, 102(2). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>
- Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J., & Hérault, B. (2017). biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(9). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>
- Rondeux, J., & Sanchez, C. (2010). Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. In *Environmental Monitoring and Assessment* (Vol. 164, Issues 1–4). <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0917-6>
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. In *Oikos* (Vol. 98, Issue 1). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Rosenfield, M. F., Jakovac, C. C., Vieira, D. L. M., Poorter, L., Brancalion, P. H. S., Vieira, I. C. G., de Almeida, D. R. A., Massoca, P., Schiatti, J., Albernaz, A. L. M., Ferreira, M. J., & Mesquita, R. C. G. (2023). Ecological integrity of tropical secondary forests: concepts and indicators. *Biological Reviews*, 98(2). <https://doi.org/10.1111/brv.12924>
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA.
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T. A., Salas, W., Zutta, B. R., Buermann, W., Lewis, S. L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., & Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(24). <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Sahinoglu, M. (2013). Modeling and simulation in engineering. In *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* (Vol. 5, Issue 3). <https://doi.org/10.1002/wics.1254>
- Salgado Negret, B. (2015). La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. In *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*.

- Sarti-Arellano, M. (2024). Indicadores ecológicos para la evaluación de la degradación de bosques tropicales: una revisión sistemática de literatura. [*Manuscrito En Preparación*].
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, 80(3). <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>
- Schmitt, S., Maréchaux, I., Chave, J., Fischer, F. J., Piponiot, C., Traissac, S., & Hérault, B. (2020). Functional diversity improves tropical forest resilience: Insights from a long-term virtual experiment. *Journal of Ecology*, 108(3). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13320>
- Schnitzer, S. A., & Bongers, F. (2011). Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: Emerging patterns and putative mechanisms. In *Ecology Letters* (Vol. 14, Issue 4). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x>
- Schnitzer, S. A., Putz, F. E., Bongers, F., & Kroening, K. (2014). The past, present, and potential future of liana ecology. In *Ecology of Lianas*. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch1>
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R. M., & Vidal, E. (2008). How rare is too rare to harvest?. Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 256(7). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.051>
- Sellan, G., Simini, F., Maritan, A., Banavar, J. R., de Haulleville, T., Bauters, M., Doucet, J. L., Beeckman, H., & Anfodillo, T. (2017). Testing a general approach to assess the degree of disturbance in tropical forests. *Journal of Vegetation Science*, 28(3). <https://doi.org/10.1111/jvs.12512>
- Sesnie, S. E. (2006). *A geospatial data integration framework for mapping and monitoring tropical landscape diversity in Costa Rica's San Juan-La Selva Biological Corridor*. [Tesis PhD]. Programa Conjunto CATIE y Universidad de Idaho.
- Shu, H., Xiao, C., Ma, T., & Sang, W. (2021). Ecological health assessment of chinese national parks based on landscape pattern: A case study in shennongjia national park. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(21). <https://doi.org/10.3390/ijerph182111487>
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity [16]. In *Nature* (Vol. 163, Issue 4148). <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Simula, M. (2009). Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. In *Forest Resources Assessment Programme working Paper*.
- SINAC. (2009). Estándares de Sostenibilidad para Manejo de Bosques Naturales: Código de Prácticas. In *Resolución R-SINAC-021-2009*. MINAE/SINAC.
- Slik, J. W. F., Paoli, G., McGuire, K., Amaral, I., Barroso, J., Bastian, M., Blanc, L., Bongers, F., Boundja, P., Clark, C., Collins, M., Dauby, G., Ding, Y., Doucet, J. L., Eler, E., Ferreira, L., Forshed, O., Fredriksson, G., Gillet, J. F., ... Zweifel, N. (2013). Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, 22(12). <https://doi.org/10.1111/geb.12092>
- Smith, S. E., Mendoza, M. G., Zúñiga, G., Halbrook, K., Hayes, J. L., & Byrne, D. N. (2013). Predicting the distribution of a novel bark beetle and its pine hosts under future climate conditions. *Agricultural and Forest Entomology*, 15(2). <https://doi.org/10.1111/afe.12007>
- Stirling, G., & Wilsey, B. (2001). Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *American Naturalist*, 158(3). <https://doi.org/10.1086/321317>
- Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., & Sabogal, C. (2013). An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society*, 18(2). <https://doi.org/10.5751/es-05443-180220>
- Tierney, G. L., Faber-Langendoen, D., Mitchell, B. R., Shriver, W. G., & Gibbs, J. P. (2009). Monitoring and

- evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 7, Issue 6). <https://doi.org/10.1890/070176>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. In *Science* (Vol. 349, Issue 6250). <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Tuomisto, H. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, 164(4). <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1812-0>
- Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1). <https://doi.org/10.1007/BF02573948>
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: What is the state of the science? In *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (Vol. 36). <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process, second edition. In *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>
- Unnasch, R. S., Braun, D. P., Comer, P. J., & Eckert, G. E. (2009). The ecological integrity assessment framework: A framework for assessing the ecological integrity of biological and ecological resources of the National Park. *Report to the National ...*
- Uriarte, M., Canham, C. D., Thompson, J., Zimmerman, J. K., Murphy, L., Sabat, A. M., Fetcher, N., & Haines, B. L. (2009). Natural disturbance and human land use as determinants of tropical forest dynamics: Results from a forest simulator. *Ecological Monographs*, 79(3). <https://doi.org/10.1890/08-0707.1>
- Uuemaa, E., Mander, Ü., & Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, 28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>
- Vásquez-Grandón, A., Donoso, P. J., & Gerding, V. (2018a). Forest degradation: When is a forest degraded? In *Forests* (Vol. 9, Issue 11). <https://doi.org/10.3390/f9110726>
- Vásquez-Grandón, Angelica., Donoso, Pablo., & Gerding, Víctor. (2018b). Degradación de los bosques: Concepto, proceso y estado - Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile. In Pablo. Donoso, Á. Promis, & D. Soto (Eds.), *Silvicultura en bosques nativos Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*.
- Vayreda, J., Comas, L., Camprodon, J., Baiges, T., Gonin, P., & Guixé, D. (2023). *Guía completa para la evaluación de la madurez y la biodiversidad en rodales forestales mediterráneos*.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8). <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! In *Oikos* (Vol. 116, Issue 5). <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- West, G. B., Enquist, B. J., & Brown, J. H. (2009). A general quantitative theory of forest structure and dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(17). <https://doi.org/10.1073/pnas.0812294106>
- Wickham H, François R, Henry L, Müller K, & Vaughan D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*.
- Winter, S. (2012). Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry*, 85(2). <https://doi.org/10.1093/forestry/cps004>
- Woodall, C. W., Fraver, S., Oswalt, S. N., Goeking, S. A., Domke, G. M., & Russell, M. B. (2021). Decadal dead wood biomass dynamics of coterminous US forests. *Environmental Research Letters*, 16(10). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac29e8>
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T.,

Cornellssen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B. B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., ... Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428(6985). <https://doi.org/10.1038/nature02403>

Zanne, A., Lopez-Gonzalez, G., DA, C., Ilic, J., Jansen, S., SL, L., RB, M., NG, S., MC, W., & Chave, J. (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. *Dryad Digital Repository*.

## Anexos

### Anexo 1. Listado de estudios seleccionados

Código	Autores	Título
1*	Thüs, H; Wolseley, P; Carpenter, D; Eggleton, P; Reynolds, G; Vairappan, CS; Weerakoon, G; Mrowicki, RJ.	Key Roles of Dipterocarpaceae, Bark Type Diversity and Tree Size in Lowland Rainforests of Northeast Borneo-Using Functional Traits of Lichens to Distinguish Plots of Old Growth and Regenerating Logged Forests
2	Hawes, JE; Vieira, ICG; Magnago, LFS; Berenguer, E; Ferreira, J; Aragao, LEOC; Cardoso, A; Lees, AC; Lennox, GD; Tobias, JA; Waldron, A; Barlow, J.	A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests
3	Mora, F.	A suite of ecological indicators for evaluating the integrity of structural eco-complexity in Mexican forests
4	Armenteras, D; Meza, MC; González, TM; Oliveras, I; Balch, JK; Retana, J.	Fire threatens the diversity and structure of tropical gallery forests
5	Elogne, AGM; Pioniot, C; Zo-Bi, IC; Amani, BHK; Van der Meersch, V; Hérault, B.	Life after fire- Long-term responses of 20 timber species in semi-deciduous forests of West Africa
6	Berenguer, E; Gardner, TA; Ferreira, J; Aragao, LEOC; Mac Nally, R; Thomson, JR; Vieira, ICG; Barlow, J.	Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests
7*	Malíček, J; Palice, Z; Vondrák, J; Kostovčík, M; Lenzová, V; Hofmeister, J.	Lichens in old-growth and managed mountain spruce forests in the Czech Republic: assessment of biodiversity, functional traits and bioindicators
8	Nóbrega, CC; Brando, PM; Silverio, DV; Maracahipes, L; de Marco, P.	Effects of experimental fires on the phylogenetic and functional diversity of woody species in a neotropical forest
9	Meza, MC; Espelta, JM; González, TM; Armenteras, D.	Fire reduces taxonomic and functional diversity in Neotropical moist seasonally flooded forests
10	Ling, PY; Prince, S; Baiocchi, G; Dymond, C; Xi, WM; Hurtt, G.	Impact of fire and harvest on forest ecosystem services in a species-rich area in the southern Appalachians

11	Woodall, CW; Fraver, S; Oswalt, SN; Goeking, SA; Domke, GM; Russell, MB.	Decadal dead wood biomass dynamics of coterminous US forests
12	Pontes-Lopes, A; Silva, CVJ; Barlow, J; Rincón, LM; Campanharo, WA; Nunes, CA; de Almeida, CT; Silva, CHL; Cassol, HLG; Dalagnol, R; Stark, SC; Graça, PMLA; Aragao, LEOC.	Drought-driven wildfire impacts on structure and dynamics in a wet Central Amazonian forest
13*	Rahman, NEB; Smith, SW; Lam, WN; Chong, KY; Chua, MSE; Teo, PY; Lee, DWJ; Phua, SY; Aw, CY; Lee, JSH; Wardle, DA.	Leaf decomposition and flammability are largely decoupled across species in a tropical swamp forest despite sharing some predictive leaf functional traits
14	Rosenfield, MF; Jakovac, CC; Vieira, DLM; Poorter, L; Brancalion, PHS; Vieira, ICG; de Almeida, DRA; Massoca, P; Schiatti, J; Albernaz, ALM; Ferreira, MJ; Mesquita, RCG.	Ecological integrity of tropical secondary forests: concepts and indicators
15	Soubry, I; Doan, T; Chu, T; Guo, XL.	A Systematic Review on the Integration of Remote Sensing and GIS to Forest and Grassland Ecosystem Health Attributes, Indicators, and Measures
16	Depecker, J; Asimonyio, JA; Miteho, R; Hatangi, Y; Kambale, JL; Verleysen, L; Stoffelen, P; Janssens, SB; Dhed'a, B; Vandeloos, F; Honnay, O.	The association between rainforest disturbance and recovery, tree community composition, and community traits in the Yangambi area in the Democratic Republic of the Congo
17	Correia, DLP; Raulier, F; Bouchard, M; Filotas, É.	Response diversity, functional redundancy, and post-logging productivity in northern temperate and boreal forests
18	Cosovic, E.	Using inventory variables for practical biodiversity assessment in plantation stands
19	Tesha, DL; Madundo, SD; Mauya, EW.	Post-fire assessment of recovery of montane forest composition and stand parameters using in situ measurements and remote sensing data
20	Meyer, MD; Estes, BL; Wuenschel, A; Bulaon, B; Stucy, A; Smith, DF; Caprio, AC.	Structure, diversity and health of Sierra Nevada red fir forests with reestablished fire regimes
21	Stevens, JT; Kling, MM; Schwilk, DW; Varner, JM; Kane, JM.	Biogeography of fire regimes in western US conifer forests: A trait-based approach

22	Zevgolis, YG; Akriotis, T; Dimitrakopoulos, PG; Troumbis, AY.	Integrating Thermal Indices and Phenotypic Traits for Assessing Tree Health: A Comprehensive Framework for Conservation and Monitoring of Urban, Agricultural, and Forest Ecosystems
23	Rahayu, S; Pambudi, S; Permadi, D; Tata, HL; Martini, E; Rasnovi, S; Nuroniah, HS; Kindt, R; Nugraha, M; Dewi, S; van Noordwijk, M.	Functional trait profiles and diversity of trees regenerating in disturbed tropical forests and agroforests in Indonesia
24	Pyles, MV; Magnago, LFS; Maia, VA; Pinho, BX; Pitta, G; de Gasper, AL; Vibrans, AC; dos Santos, RM; van den Berg, E; Lima, RAF.	Human impacts as the main driver of tropical forest carbon
25	Dupuis, C; Lejeune, P; Michez, A; Fayolle, A.	How Can Remote Sensing Help Monitor Tropical Moist Forest Degradation?-A Systematic Review
26	Khatry, DB.	Disturbance ecology benchmarks for Schima-Castanopsis forests in the central Himalayas
27	Wu, JH; Chen, B; Reynolds, G; Xie, J; Liang, SL; O'Brien, MJ; Hector, A.	Monitoring tropical forest degradation and restoration with satellite remote sensing: A test using Sabah Biodiversity Experiment
28	Karami, M; Heydari, M; Sheykholeslami, A; Eshagh Nimvari, M; Omidipour, R; Yuan, ZQ; Prevosto, B.	Dieback intensity but not functional and taxonomic diversity indices predict forest productivity in different management conditions: Evidence from a semi-arid oak forest ecosystem
29	Maza-Villalobos, S; Garcia-Ramirez, P; Endress, BA; Lopez-Toledo, L.	Plant functional traits under cattle grazing and fallow age scenarios in a tropical dry forest of Northwestern Mexico
30	Wanyama, D; Wimberly, MC; Mensah, F.	Patterns and drivers of disturbance in tropical forest reserves of southern Ghana
31	Bourgoin, C; Betbeder, J; Couteron, P; Blanc, L; Dessard, H; Oszwald, J; Le Roux, R; Cornu, G; Reymondin, L; Mazzei, L; Sist, P; Läderach, P; Gond, V.	UAV-based canopy textures assess changes in forest structure from long-term degradation
32	Han, X; Huang, JH; Yao, J; Xu, Y; Ding, Y; Zang, RG.	Effects of logging on the ecological strategy spectrum of a tropical montane rain forest
33	Joao, T; Joao, G; Bruno, M; Joao, H.	Indicator-based assessment of post-fire recovery dynamics using satellite NDVI time-series

34	Ford, H; Healey, JR; Markesteijn, L; Smith, AR.	How does grazing management influence the functional diversity of oak woodland ecosystems? A plant trait approach
35*	Parisi, F; Pioli, S; Lombardi, F; Fravolini, G; Marchetti, M; Tognetti, R.	Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests - a review
36	He, YA; Chen, G; Cobb, RC; Zhao, KG; Meentemeyer, RK.	Forest landscape patterns shaped by interactions between wildfire and sudden oak death disease
37*	De Marzo, T; Gasparri, NI; Lambin, EF; Kuemmerle, T.	Agents of Forest Disturbance in the Argentine Dry Chaco
38	Moser, P; Simon, MF; de Medeiros, MB; Gontijo, AB; Costa, FRC.	Interaction between extreme weather events and mega-dams increases tree mortality and alters functional status of Amazonian forests
39*	López-Bedoya, PA; Bohada-Murillo, M; Angel-Vallejo, MC; Audino, LD; Davis, AL; Gurr, G; Noriega, JA.	Primary forest loss and degradation reduces biodiversity and ecosystem functioning: A global meta-analysis using dung beetles as an indicator taxon
40	Dossa, GGO; Paudel, E; Schaefer, D; Zhang, JL; Cao, KF; Xu, JC; Harrison, RD.	Quantifying the factors affecting wood decomposition across a tropical forest disturbance gradient
41	de Lima, RAF; Oliveira, AA; Pitta, GR; de Gasper, AL; Vibrans, AC; Chave, J; ter Steege, H; Prado, PI.	The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot
42	Liu, JL; Xia, HJ; Zheng, ZH; Wang, YQ; Chen, JH; Ni, J; Yu, MJ; Zheng, WC; Liu, LB.	Plant life history strategies vary in subtropical forests with different disturbance histories: an assessment of biodiversity, biomass, and functional traits
43	Oliveira, LZ; Vibrans, AC.	An approach to illustrate the naturalness of the Brazilian Araucaria forest
44	De Marzo, T; Pratzler, M; Baumann, M; Gasparri, NI; Poetzschner, F; Kuemmerle, T.	Linking disturbance history to current forest structure to assess the impact of disturbances in tropical dry forests
45	Côté, S; Bélanger, L; Beaugard, R; Thiffault, É; Margni, M.	A Conceptual Model for Forest Naturalness Assessment and Application in Quebec's Boreal Forest
46	Campbell, MJ; Edwards, W; Magrath, A; Alamgir, M; Porolak, G; Mohandass, D; Laurance, WF.	Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana-host tree interactions in tropical forest fragments

47	Paap, T; Burgess, TI; Rolo, V; Steel, E; Hardy, GESJ.	Anthropogenic disturbance impacts stand structure and susceptibility of an iconic tree species to an endemic canker pathogen
48	Swinfield, T; Both, S; Riutta, T; Bongalov, B; Elias, D; Majalap-Lee, N; Ostle, N; Svátek, M; Kvasnica, J; Milodowski, D; Jucker, T; Ewers, RM; Zhang, Y; Johnson, D; Teh, YA; Burslem, DFRP; Malhi, Y; Coomes, D.	Imaging spectroscopy reveals the effects of topography and logging on the leaf chemistry of tropical forest canopy trees
49	Hasan, AF; Laurent, F; Messner, F; Bourgoin, C; Blanc, L.	Cumulative disturbances to assess forest degradation using spectral unmixing in the northeastern Amazon
50	Lukic, S; Baumgartel, A; Obradovic, S; Kadovic, R; Beloica, J; Pantic, D; Miljkovic, P; Simic, SB.	Assessment of land sensitivity to degradation using MEDALUS model-a case study of Grdelica Gorge and Vranjska Valley (southeastern Serbia)
51	Bakhtiyari, M; Lee, SY; Warnken, J.	Seeing the forest as well as the trees: An expert opinion approach to identifying holistic condition indicators for mangrove ecosystems
52	Klock, AM; Vogt, KA; Vogt, DJ; Gordon, JG; Scullion, JJ; Suntana, AS; Mafune, KK; Polyakov, AY; Gmur, SJ; de la Rosa, CG.	See the forest not the trees! Ecosystem-based assessment of response, resilience, and scope for growth of global forests
53	Suggitt, AJ; Yeong, KL; Lindhe, A; Agama, A; Hamer, KC; Reynolds, G; Hill, JK; Lucey, JM.	Testing the effectiveness of the forest integrity assessment: A field-based tool for estimating the condition of tropical forest
54	Aquilué, N; Messier, C; Martins, KT; Dumais-Lalonde, V; Mina, M.	A simple-to-use management approach to boost adaptive capacity of forests to global uncertainty
55*	Truchy, A; Sponseller, RA; Ecke, F; Angeler, DG; Kahlert, M; Bundschuh, M; Johnson, RK; McKie, BG.	Responses of multiple structural and functional indicators along three contrasting disturbance gradients
56	Landburg, G; Amatamsir, C; Muys, B; Hermy, M.	Medium and long term effects of logging systems on forest structure and composition in the tropical rainforest of Suriname
57	Gutiérrez, AG; Chávez, RO; Díaz-Hormazábal, I.	Canopy Gap Structure as an Indicator of Intact, Old-Growth Temperate Rainforests in the Valdivian Ecoregion

58	Gobbi, B; Van Rompaey, A; Gasparri, NI; Vanacker, V.	Forest degradation in the Dry Chaco: A detection based on 3D canopy reconstruction from UAV-SfM techniques
59	Talukdar, NR; Ahmed, R; Choudhury, P; Barbhuiya, NA.	Assessment of forest health status using a forest fragmentation approach: a study in Patharia Hills Reserve Forest, northeast India
60	Anderson, SM; Heath, LS; Emery, MR; Hicke, JA; Littell, JS; Lucier, A; Masek, JG; Peterson, DL; Pouyat, R; Potter, KM; Robertson, G; Sperry, J.	Developing a set of indicators to identify, monitor, and track impacts and change in forests of the United States
61	Alananbeh, KM; Othman, YA; Tahat, MM; Al-Dakil, H; Abu Yahya, A; Ayasrah, B; Al-Share, T; Alkhatatbeh, S; Al-Zoubi, R; Alnaanah, M; Malkawy, S; Alananbeh, MB.	Forest Health Assessment in Four Jordanian Reserves Located in Semi-Arid Environments
62	Fraser, BT; Congalton, RG.	Monitoring Fine-Scale Forest Health Using Unmanned Aerial Systems (UAS) Multispectral Models
63	McIntosh, ACS; Drozdowski, B; Degenhardt, D; Powter, CB; Small, CC; Begg, J; Farr, D; Janz, A; Lupardus, RC; Ryerson, D; Schieck, J.	Monitoring ecological recovery of reclaimed wellsites: Protocols for quantifying recovery on forested lands
64	Maeda, EE; Nunes, MH; Calders, K; de Moura, YM; Raunonen, P; Tuomisto, H; Verley, P; Vincent, G; Zuquim, G; Camargo, JL.	Shifts in structural diversity of Amazonian forest edges detected using terrestrial laser scanning
65	Kampouri, M; Kolokoussis, P; Argialas, D; Karathanassi, V.	Mapping of forest tree distribution and estimation of forest biodiversity using Sentinel-2 imagery in the University Research Forest Taxiarchis in Chalkidiki, Greece
66	Salinas-Melgoza, MA; Skutsch, M; Lovett, JC.	Predicting aboveground forest biomass with topographic variables in human-impacted tropical dry forest landscapes
67	Huang, S; Ramirez, C; McElhaney, M; Clark, C; Yao, Z.	Quantifying Spatiotemporal Post-Disturbance Recovery Using Field Inventory, Tree Growth, and Remote Sensing
68	Salmanmahiny, A; Erfani, M; Danehkar, A; Etemad, V.	Image texture indices and trend analysis for forest disturbance assessment under wood harvest regimes

69	Wheeler, CE; Mitchard, ETA; Reyes, HEN; Herrera, GI; Rubio, JIM; Carstairs, H; Williams, M.	A New Field Protocol for Monitoring Forest Degradation
70*	Ferraz, S; Brancalion, PHS; Guillemot, J; Meli, P.	On the Need to Differentiate the Temporal Trajectories of Ecosystem Structure and Functions in Restoration Programs
71	Lee, CKF; Duncan, C; Nicholson, E; Fatoyinbo, TE; Lagomasino, D; Thomas, N; Worthington, TA; Murray, NJ.	Mapping the Extent of Mangrove Ecosystem Degradation by Integrating an Ecological Conceptual Model with Satellite Data
72	Biswas, SR; Yin, CQ; Gong, L; Qing, YX; Li, JL.	Disturbance-Dependent Variation in Functional Redundancy Drives the Species Versus Functional Diversity Relationship across Spatial Scales and Vegetation Layers
73	Shirvani, Z; Abdi, O; Buchroithner, MF.	A new analysis approach for long-term variations of forest loss, fragmentation, and degradation resulting from road-network expansion using Landsat time-series and object-based image analysis
74	Meng, YY; Liu, XN; Wang, Z; Ding, C; Zhu, LH.	How can spatial structural metrics improve the accuracy of forest disturbance and recovery detection using dense Landsat time series?
75	Polevshchikova, I.	Forest disturbance assessment with Landsat data in Middle Volga region
76*	Marcos, B; Gonçalves, J; Alcaraz- Segura, D; Cunha, M; Honrado, JP.	A Framework for Multi-Dimensional Assessment of Wildfire Disturbance Severity from Remotely Sensed Ecosystem Functioning Attributes
77	Albiero, A; Venegas-González, A; Botosso, PC; Roig, FA; Camargo, JLC; Tomazello, M.	What is the temporal extension of edge effects on tree growth dynamics? A dendrochronological approach model using <i>Scleronema micranthum</i> (Ducke) Ducke trees of a fragmented forest in the Central Amazon
78	Molina-Valero, JA; Camarero, JJ; Alvarez-González, JG; Cerioni, M; Hevia, A; Sánchez-Salguero, R; Martin-Benito, D; Pérez- Cruzado, C.	Mature forests hold maximum live biomass stocks
79*	Roshani; Sajjad, H; Rahaman, MH; Rehman, S; Masroor, M; Ahmed, R.	Assessing forest health using remote sensing-based indicators and fuzzy analytic hierarchy process in Valmiki Tiger Reserve, India

80	Perez-Quezada, JF; Lopatin, J; Donoso, MR; Hurtado, C; Reyes, I; Seguel, O; Bown, HE.	Indicators of ecosystem degradation along an elevational gradient in the Mediterranean Andes
81	Gavito, ME; Paz, H; Barragán, F; Siddique, I; Arreola-Villa, F; Pineda-García, F; Balvanera, P.	Indicators of integrative recovery of vegetation, soil and microclimate in successional fields of a tropical dry forest
82	Woodall, CW; Kamoske, AG; Hayward, GD; Schuler, TM; Hiemstra, CA; Palmer, M; Gray, AN.	Classifying mature federal forests in the United States: The forest inventory growth stage system
83	Wu, JH; Liang, SL.	Assessing Terrestrial Ecosystem Resilience using Satellite Leaf Area Index
84*	Fergus, C; Lacher, IL; Herrmann, V; McShea, WJ; Akre, TS.	Predicting vulnerability of forest patches to invasion by non-native plants for landscape scale management
85	Reygadas, Y; Spera, SA; Salisbury, DS.	Effects of deforestation and forest degradation on ecosystem service indicators across the Southwestern Amazon
86	Pappas, C; Peters, RL; Fonti, P.	Linking variability of tree water use and growth with species resilience to environmental changes
87	Vargas, L; Willemen, L; Hein, L.	Assessing the Capacity of Ecosystems to Supply Ecosystem Services Using Remote Sensing and An Ecosystem Accounting Approach

\*Estudios eliminados en la revisión completa del documento

## Anexo 2. Indicadores provenientes de los 76 estudios seleccionados

Categoría	Indicador	Medición	Fuentes (códigos)	No. de estudios	Frecuencia (%)
Estructura	Biomasa arriba del suelo	Ambos	4, 10, 12,15, 18, 19, 25, 26, 27, 28, 11, 41, 42, 44, 46, 52, 60, 66, 67, 69,78, 80, 87	23	30.26
Estructura	Densidad de árboles (general)	Campo	26, 20, 19, 12, 11, 16, 2, 3, 34, 46, 47, 51, 63, 64, 69, 78, 81, 44	18	23.68
Condición	Cobertura del dosel	Ambos	3, 20, 15, 27, 25, 14, 31, 16, 30, 49, 50, 56, 57, 58, 63, 6, 60	17	22.37
Estructura	Área basal	Campo	2, 4, 8, 14, 19, 20, 23, 26, 34, 47, 51, 56, 69, 77, 78	17	22.37
Funcional	Densidad de madera	Campo	2, 4, 5, 6, 8, 9, 12, 16, 17, 23, 24, 28, 38, 41, 42, 51	16	21.05
Diversidad	Riqueza	Campo	2, 3, 4, 9, 14, 18, 19, 23, 28, 41, 42, 43, 72, 80, 81	15	19.74
Diversidad	Índice de diversidad de Shannon	Campo	4, 9, 10, 3, 19, 16, 23, 28, 54, 56, 72, 80	12	15.79
Condición	Intensidad de la perturbación	Ambos	15, 24, 26, 44, 47, 54, 60, 66, 67, 73, 85	11	14.47
Estructura	Diferencias entre diámetros promedio	Campo	18, 20, 22, 29, 38, 43, 46, 47, 69, 77	10	13.16
Estructura	Distribución diamétrica	Campo	4, 11, 12, 16, 51, 64, 69, 78, 82	9	11.84
Funcional	Área foliar específica (SLA)	Campo	16, 28, 29, 32, 34, 42, 48, 72	8	10.53
Estructura	Regeneración natural	Campo	3, 4, 34, 43, 45, 56, 61, 63	8	10.53

Estructura	Altura (estratificación vertical)	Campo	22, 29, 45, 51, 56, 69, 80, 82	8	10.53
Condición	Edad del bosque o del árbol	Sensores	6, 10, 15, 25, 45, 63, 77, 78	8	10.53
Funcional	Contenido de materia seca foliar (LDMC)	Campo	4, 28, 32, 34, 38, 42, 72	7	9.21
Diversidad	Normalized difference vegetation index (NDVI)	Sensores	14, 25, 33, 50, 59, 62, 71	7	9.21
Condición	Árboles muertos	Campo	3, 4, 11, 20, 46, 51, 69	7	9.21
Funcional	Altura máxima del árbol	Campo	8, 9, 17, 24, 41, 82	6	7.89
Funcional	Índice de área foliar	Sensores	14, 15, 22, 27, 51, 83	6	7.89
Contexto espacial	Tamaño del parche	Sensores	14, 25, 24, 59, 60, 73	6	7.89
Funcional	Almacenamiento de carbono	Ambos	10, 24, 25, 46, 53	5	6.58
Funcional	Grosor de la corteza	Campo	4, 5, 8, 21, 42	5	6.58
Funcional	Contenido de nitrógeno foliar (LNC)	Campo	17, 28, 29, 48, 72	5	6.58
Diversidad	Índice de diversidad de Simpson	Ambos	3, 23, 42, 56, 65	5	6.58
Diversidad	Uniformidad	Campo	9, 16, 19, 28, 72	5	6.58
Diversidad	Diversidad alfa	Campo	14, 60, 9, 3, 53	5	6.58
Contexto espacial	Composición del paisaje	Ambos	14, 15, 31, 45, 73	5	6.58
Estructura	Madera muerta	Campo	40, 45, 60, 63	4	5.26
Estructura	Altura del dosel	Sensores	15, 25, 48, 58	4	5.26

Funcional	Área foliar	Campo	24, 29, 32, 42	4	5.26
Funcional	Gremios o grupos ecológicos	Ambos	10, 25, 41, 54	4	5.26
Funcional	Tamaño de semilla	Campo	2, 24, 29, 41	4	5.26
Funcional	Grosor de la hoja	Campo	29, 42, 51, 72	4	5.26
Estructura	Cobertura o abundancia de herbáceas o arbustos	Ambos	3, 14, 44, 80	4	5.26
Funcional	Contenido de fósforo foliar (LPC)	Campo	28, 29, 48, 72	4	5.26
Estructura	Tasa de crecimiento	Ambos	5, 51, 60, 63	4	5.26
Condición	Tocones	Campo	6, 26, 63, 69	4	5.26
Estructura	Crecimiento del ancho de los anillos	Campo	77, 78, 86	3	3.95
Funcional	Altura	Campo	21, 28, 38	3	3.95
Condición	Condición y daño de la vegetación	Ambos	14, 15, 28	3	3.95
Diversidad	Densidad de árboles jóvenes	Campo	3, 20, 26	3	3.95
Funcional	<i>Enhanced vegetation index</i> (EVI)	Sensores	17, 25, 57	3	3.95
Funcional	Fenología de la hoja	Campo	8, 9, 17	3	3.95
Diversidad	Especies comerciales de madera	Campo	5, 10, 56	3	3.95

Diversidad	Presencia o abundancia de sp indicadoras	Campo	14, 53, 60	3	3.95
Funcional	Tipos de dispersión de frutos y semillas	Campo	2, 9, 23	3	3.95
Diversidad	Disimilaridad de árboles	Ambos	16, 47, 64	3	3.95
Funcional	Riqueza funcional (Fric)	Campo	9, 24, 72	3	3.95
Funcional	Uniformidad funcional (Feve)	Campo	9, 24, 72	3	3.95
Estructura	Textura del dosel	Sensores	31, 68, 74	3	3.95
Contexto espacial	Distancia hacia el bosque más cercano	Sensores	23, 45, 46	3	3.95
Contexto espacial	Distancia del borde	Sensores	2, 36, 59	3	3.95
Contexto espacial	Abundancia y diversidad de parches	Sensores	14, 25, 36	3	3.95
Contexto espacial	Densidad del borde		59, 73, 85	3	3.95
Diversidad	Densidad de árboles grandes	Campo	3, 20	2	2.63
Funcional	Divergencia funcional (Fdiv)	Campo	9, 24	2	2.63
Condición	Fase de sucesión	Sensores	3, 25	2	2.63
Estructura	Índice de forma de crecimiento	Campo	3, 51	2	2.63
Diversidad	Índice de valor de importancia	Campo	16, 19	2	2.63
Diversidad	Mortalidad	Campo	12, 38	2	2.63

Condición	Número de árboles quemados	Ambos	4, 6	2	2.63
Diversidad	Origen de sp de árboles	Campo	18, 41	2	2.63
Condición	Área afectada	Sensores	19, 73	2	2.63
Estructura	Área de la copa	Ambos	22, 65	2	2.63
Funcional	Contenido de carbono foliar	Campo	29, 72	2	2.63
Estructura	Índice del radio de la copa (CR)	Sensores	22, 64	2	2.63
Condición	Normalized burn ratio (NBR)	Sensores	25, 74	2	2.63
Condición	Normalized Difference Water Index (NDWI)	Sensores	25, 71	2	2.63
Funcional	Suculencia de la hoja	Campo	51, 72	2	2.63
Funcional	Cantidad de clorofila en la hoja	Campo	51, 61	2	2.63
Condición	Líquenes en árboles	Campo	61, 63	2	2.63
Contexto espacial	Radio perímetro-área	Sensores	24, 25	2	2.63
Diversidad	Dominancia de especies	Campo	43, 82	2	2.63
Diversidad	<i>Community structure integrity index</i> (CSII)	Campo	80, 81	2	2.63
Contexto espacial	Distancia entre parches	Sensores	24, 36	2	2.63
Contexto espacial	Tamaño de la clase	Sensores	36, 74	2	2.63

Condición	<i>Aerosol Free Vegetation Index (AFRI)</i>	Sensores	25	1	1.32
Condición	Altura de carbonización	Campo	12	1	1.32
Condición	Árboles jóvenes podados	Campo	26	1	1.32
Funcional	Área de los vasos del xilema	Campo	38	1	1.32
Contexto espacial	Área fragmentada	Sensores	24	1	1.32
Condición	Biomasa removida	Ambos	26	1	1.32
Estructura	Biomass Index (BMI)	Sensores	25	1	1.32
Estructura	<i>Canopy gap fraction</i>	Sensores	25	1	1.32
Estructura	<i>Canopy structure index (CSI)</i>	Sensores	25	1	1.32
Funcional	Capacidad de rebrote	Campo	9	1	1.32
Funcional	Características del fruto	Campo	29	1	1.32
Condición	<i>Closed forest fire disturbance</i>	Sensores	30	1	1.32
Condición	<i>Closed forest non-fire disturbance</i>	Sensores	30	1	1.32
Condición	Cobertura de sp invasoras	Sensores	15	1	1.32
Condición	<i>Cumulative Relative Recovery Index (CRRI)</i>	Sensores	33	1	1.32
Funcional	Densidad de estomas	Campo	38	1	1.32

Diversidad	Densidad de lianas (individuos/ha)	Campo	6	1	1.32
Diversidad	Densidad de otras formas de vida	Campo	12	1	1.32
Funcional	Densidad del tejido radicular	Campo	38	1	1.32
Funcional	Dispersión funcional (Fdis)	Campo	9	1	1.32
Estructura	Distribución de altura	Ambos	4	1	1.32
Diversidad	Diversidad beta (exponencial)	Campo	3	1	1.32
Diversidad	Especies amenazadas	Campo	41	1	1.32
Funcional	Estrategia para obtener nutrientes	Campo	17	1	1.32
Funcional	Factor de competitividad	Campo	3	1	1.32
Funcional	Flamabilidad de la hojarasca	Campo	21	1	1.32
Condición	<i>Forest degradation index</i> (DEGRADI)	Sensores	25	1	1.32
Condición	<i>Forest Disturbance Index</i> (DI)	Sensores	25	1	1.32
Condición	<i>Global Environment Monitoring Index</i> (GEMI)	Sensores	25	1	1.32
Funcional	Grado de autopoda	Campo	21	1	1.32

Condición	<i>Green-Red Vegetation Index (GRVI)</i>	Sensores	25	1	1.32
Condición	<i>Half Recovery Time Index (HRT)</i>	Sensores	33	1	1.32
Estructura	Índice de densidad relativa	Campo	3	1	1.32
Estructura	Índice de diferenciación de diámetro y altura	Campo	28	1	1.32
Contexto espacial	Índice de diversidad del paisaje	Sensores	15	1	1.32
Funcional	Índice de tolerancia a anegamiento	Campo	34	1	1.32
Funcional	Índice de tolerancia a la sombra	Campo	34	1	1.32
Funcional	Índice de tolerancia a sequía	Campo	34	1	1.32
Funcional	Índice de tolerancia al fuego (FTI)	Campo	4	1	1.32
Funcional	Masa foliar por área	Campo	17	1	1.32
Diversidad	<i>Mingling index</i>	Campo	28	1	1.32
Condición	<i>Normalized difference faction index (NDFI)</i>	Sensores	25	1	1.32
Estructura	Número de árboles por cluster	Campo	20	1	1.32
Diversidad	Números de Hill	Campo	16	1	1.32

Condición	<i>Open forest disturbance</i>	Sensores	30	1	1.32
Condición	<i>Open forest non-fire disturbance</i>	Sensores	30	1	1.32
Diversidad	Perfil térmico de los árboles	Sensores	22	1	1.32
Estructura	Perímetro funcional del árbol	Campo	22	1	1.32
Condición	Perturbaciones estacionales	Sensores	15	1	1.32
Condición	Porcentaje de árboles enfermos	Campo	20	1	1.32
Diversidad	Porcentaje de arbustos	Campo	3	1	1.32
Funcional	Proporción de tipos de estrategias ecológicas de Grime	Campo	32	1	1.32
Condición	<i>Radar Forest Degradation Index (RFDI)</i>	Sensores	25	1	1.32
Diversidad	Reclutamiento y mortalidad	Campo	12	1	1.32
Condición	<i>Recovery Trend Index (RTI)</i>	Sensores	33	1	1.32
Funcional	Redundancia funcional (FR)	Campo	17	1	1.32
Funcional	<i>Response diversity (RD)</i>	Campo	17	1	1.32
Condición	SAD Index	Sensores	26	1	1.32
Funcional	Síndromes de polinización	Campo	8	1	1.32
Estructura	<i>Strenght loss index</i>	Sensores	22	1	1.32

Contexto espacial	Tipo de fragmentación	Sensores	30	1	1.32
Funcional	Tipo de hoja	Campo	8	1	1.32
Funcional	Tipo de regeneración	Campo	18	1	1.32
Funcional	Tipos de frutos	Campo	2	1	1.32
Diversidad	Valor de importancia de las familias (FIV)	Campo	4	1	1.32
Funcional	Variación funcional (Fdvar)	Campo	28	1	1.32
Estructura	<i>Vegetation Scattering Index</i> (VSI)	Sensores	25	1	1.32
Funcional	Densidad del tejido foliar (LTD)	Campo	42	1	1.32
Funcional	Densidad del tejido de ramas pequeñas (TTD)	Campo	42	1	1.32
Funcional	Contenido de materia seca de ramas pequeñas (TDMC)	Campo	42	1	1.32
Funcional	Densidad del tejido del tallo (STD)	Campo	42	1	1.32
Funcional	Contenido de materia seca del tallo (SDMC)	Campo	42	1	1.32
Funcional	Contenido de materia seca de la corteza (BDMC)	Campo	42	1	1.32
Diversidad	Lianas	Campo	46	1	1.32

Funcional	Proporción N:P	Campo	48	1	1.32
Diversidad	Cobertura de vegetación no fotosintética	Sensores	49	1	1.32
Diversidad	Proporción de raíces y brotes	Campo	51	1	1.32
Funcional	Densidad de los vasos	Campo	51	1	1.32
Estructura	Radio raíces y hojas	Campo	51	1	1.32
Funcional	Capacidad de intercambio catiónico	Campo	51	1	1.32
Estructura	Longevidad de la hoja	Campo	51	1	1.32
Funcional	Nivel esclerófilo de la hoja	Campo	51	1	1.32
Funcional	Orientación de las hojas	Campo	51	1	1.32
Funcional	Proporción carbono y nitrógeno	Campo	51	1	1.32
Funcional	Osmolaridad de savia	Campo	51	1	1.32
Funcional	Radio de potasio y sal en los tejidos	Campo	51	1	1.32
Funcional	Contenido de ADH en las raíces	Campo	51	1	1.32
Funcional	Eficiencia fotosintética	Sensores	52	1	1.32
Estructura	Biomasa abajo del suelo	Sensores	52	1	1.32

Estructura	Puntuación de la calidad de vegetación	Campo	53	1	1.32
Funcional	Tasas de descomposición de hojarasca	Campo	53	1	1.32
Funcional	Índice de vulnerabilidad de las especies	Campo	54	1	1.32
Condición	Número y tamaño de claros	Sensores	57	1	1.32
Estructura	Altura máxima del parche de vegetación	Sensores	58	1	1.32
Estructura	Cubierta superior del dosel	Sensores	58	1	1.32
Estructura	Índice de distribución vertical	Sensores	58	1	1.32
Estructura	Asimetría del dosel	Sensores	58	1	1.32
Estructura	Curtosis del dosel	Sensores	58	1	1.32
Funcional	Productividad neta primaria (NPP)	Sensores	60	1	1.32
Funcional	Intercambio de gases	Campo	61	1	1.32
Funcional	Potencial hídrico del tallo	Campo	61	1	1.32
Funcional	Contenido relativo de agua	Campo	61	1	1.32
Funcional	Temperatura de la hoja	Campo	61	1	1.32
Condición	Vigor de las hojas y dosel	Sensores	62	1	1.32

Diversidad	<i>Visible vegetation index (VVI)</i>	Sensores	62	1	1.32
Diversidad	<i>Normalized green red difference index (NGRDI)</i>	Sensores	62	1	1.32
Diversidad	<i>Greenness index</i>	Sensores	62	1	1.32
Estructura	<i>Plant area index (PAI)</i>	Sensores	64	1	1.32
Diversidad	<i>Foliage Height Diversity (FHD)</i>	Sensores	64	1	1.32
Estructura	<i>Horizontal emitted, vertical received polarisation (HV)</i>	Sensores	71	1	1.32
Estructura	<i>Horizontal emitted, horizontal received polarisation (HH)</i>	Sensores	71	1	1.32
Funcional	<i>Normalised Difference Moisture Index (NDMI)</i>	Sensores	71	1	1.32
Funcional	Largo de la hoja	Campo	29	1	1.32
Funcional	Rao's Q diversidad funcional	Campo	72	1	1.32
Condición	<i>Naturalness Score (NS)</i>	Ambos	78	1	1.32
Estructura	Diámetro de especies dominantes	Campo	82	1	1.32
Condición	<i>walkdown factor</i>	Campo	82	1	1.32
Estructura	Radio del tallo	Campo	86	1	1.32

Funcional	Flujo de savia	Campo	86	1	1.32
Condición	Índice de cobertura de bosque perturbada	Sensores	75	1	1.32
Contexto espacial	Índice de conectividad	Sensores	54	1	1.32
Contexto espacial	Índice de forma del parche	Sensores	73	1	1.32

## Artículo No. 2: Evaluación de la degradación por aprovechamiento maderero en bosques de Costa Rica

Marcella Claudette Sarti Arellano<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza- CATIE; Turrialba, Costa Rica

[Marcella.sarti@catie.ac.cr](mailto:Marcella.sarti@catie.ac.cr)

### Resumen

La degradación forestal, menos visible que la deforestación, pero igualmente crítica, afecta los servicios ecosistémicos y plantea desafíos significativos para su evaluación. Esta investigación propone una metodología integral para evaluar la degradación forestal en Costa Rica causada por aprovechamiento maderero. La metodología combina indicadores de distintos atributos del bosque: estructura, diversidad y funcionalidad, estableciendo valores de referencia para comparar bosques primarios aprovechados y secundarios con respecto a bosques maduros no perturbados. Utilizando herramientas de simulación y la prueba de Cohen, se seleccionaron 17 indicadores clave que reflejan de manera efectiva los cambios tras una perturbación. Estos indicadores fueron aplicados en 1474 parcelas distribuidas en ocho zonas de vida, identificando tanto el estado de degradación de los bosques aprovechados y secundarios como los valores de referencia para ecosistemas sin intervención. Esta metodología proporciona un marco para evaluar la degradación forestal y orientar decisiones sobre conservación y restauración. No obstante, se recomienda su aplicación en un monitoreo a largo plazo para distinguir entre degradación real y procesos naturales de sucesión o recuperación tras una perturbación, garantizando así evaluaciones más precisas.

**Palabras clave:** *degradación, recuperación, bosques tropicales, bosques de referencia, indicadores de estructura, indicadores de diversidad, indicadores funcionales.*

---

### Abstract

Forest degradation, less visible than deforestation but equally critical, impacts ecosystem services and presents significant challenges for its assessment. This research proposes an integrated methodology to evaluate forest degradation in Costa Rica caused by timber harvesting. The methodology combines indicators from various forest attributes—structure, diversity, and functionality—establishing reference values to compare logged primary and secondary forests with undisturbed mature forests. Using simulation tools and Cohen's test, 17 key indicators were selected to effectively reflect changes following a disturbance. These indicators were applied to 1,474 plots distributed across eight life zones, identifying both the degradation status of logged and secondary forests as well as reference values for undisturbed ecosystems. This methodology provides a framework for assessing forest degradation and guiding conservation and restoration decisions. However, its application in long-term monitoring is recommended to differentiate between actual degradation and natural processes of succession or recovery after disturbance, ensuring more accurate evaluations.

**Keywords:** *degradation, recovery, tropical forest, reference condition, structure indicators, diversity indicators, functional indicators*

# 1. Introducción

## Retos actuales de los bosques tropicales

Los bosques tropicales son ecosistemas clave que contribuyen al bienestar de la sociedad, ya que proveen servicios ecosistémicos, tales como: el aprovisionamiento de medicinas y de productos maderables y no maderables, la regulación del ciclo hidrológico, protección del suelo y provisión de hábitat para flora y fauna (lo que contribuye a la seguridad alimentaria), la reducción del riesgo de desastres, reducción de enfermedades transmitidas por vectores, generación de empleo (Brandon, 2015b; Mullan, 2015). Además, contribuyen a mitigar el cambio climático a través del almacenamiento de más del 25 % del carbono del planeta, siendo los bosques tropicales de Latinoamérica los que almacenan el 49 % de la biomasa de carbono (Brandon, 2015b; Saatchi et al., 2011).

Sin embargo, la deforestación y degradación de los bosques tropicales se ha intensificado en las últimas décadas afectando la provisión de servicios ecosistémicos (Eguiguren et al., 2019; Malhi et al., 2014). Desde 1990 al 2020, se han deforestado 368 millones de hectáreas de bosques tropicales y se estima que el área de bosques degradados puede ser mayor al área de bosques deforestados (Bourgoin et al., 2024; FAO, 2020). La degradación y deforestación no son sinónimos. La deforestación conlleva una destrucción del hábitat a través del uso de la tierra, mientras que la degradación no necesariamente. La degradación conlleva a una pérdida de distintos atributos dentro del ecosistema, pero sin llegar a eliminar totalmente su cobertura (Vásquez-Grandón et al., 2018a).

Las causas antropogénicas más reconocidas de la degradación son: la explotación desmedida de madera, leña y productos no maderables, una alta frecuencia e intensidad de incendios, la invasión agrícola, fragmentación, pastoreo y cambio climático (Angelsen, 2008; M. C. Hansen et al., 2020; IPCC, 2022; Laurance et al., 2018; Olokeogun, 2022). En Latinoamérica más del 70 % de la degradación es a causa de la tala de madera sin criterios de sostenibilidad (Hosonuma et al., 2012), la cual se espera que siga incrementándose en los próximos años debido al crecimiento demográfico y económico característico de los países tropicales (Ngo Bieng et al., 2021).

A nivel internacional, se han planteado objetivos y metas para reducir la degradación de los ecosistemas como la meta No.15 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, el objetivo No.5 de las metas Aichi del Convenio sobre Diversidad Biológica y la meta No.1 del Plan Estratégico para Bosques de las Naciones Unidas (FAO and UNEP, 2020). A pesar del reconocimiento de la degradación como un problema por resolver, actualmente no existe una definición reconocida y unánime del término, así como una metodología estandarizada y realista para cuantificarla. Esto ha llevado, entre otras cosas, a que no exista una estimación actualizada del área de bosque degradado a nivel mundial (Ghazoul et al., 2015; Thompson et al., 2013). Lund (2009), encontró más de 50 definiciones para la degradación de bosques, las cuales varían en perspectiva, objetivos e intereses (Putz & Romero, 2014), debido a estas diferencias las variables para calcularla difieren (Goldstein, 2014; Simula, 2009).

## Definiciones de degradación

La degradación del bosque puede entenderse como un estado o como un proceso (Ghazoul et al., 2015; Vásquez-Grandón et al., 2018b). Las definiciones y/o metodologías de degradación suelen enfocarse en determinados atributos. Por ejemplo, el IPCC y REDD+ miden la degradación en torno a los cambios en las reservas de carbono y cobertura del dosel (E.O. et al., 2014; IPCC, 2022; Karjalainen et al., 2008). Actualmente, Costa Rica ha adoptado una definición de degradación forestal adecuada al contexto de su Estrategia Nacional REDD+, la cual establece que:

...la degradación forestal es una reducción estadísticamente significativa en la magnitud de las

existencias de carbono en áreas definidas como bosque maduro, debida a acciones antropogénicas (incendios, tala ilegal, malas prácticas agrícolas y otros), y que pueda ser cuantificada y monitoreada por medio de sensores remotos y datos de campo. (FONAFIFO, 2024; PRCC, 2015).

Existen otras definiciones con un enfoque más integrador como el de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la cual define degradación como los cambios que afectan negativamente la estructura y función y, por lo tanto, los bosques degradados poseen una menor capacidad de proveer bienes y/o servicios ecosistémicos, e implica una reducción de la productividad biológica o económica, dando como resultado una reducción a largo plazo de los beneficios obtenidos a través del bosque (FAO, 2000, 2020; Mather, 2003).

Una definición similar, por parte de la International Tropical Timber Organization (ITTO) (2002), establece que la degradación de bosques es cuando el ecosistema ha perdido la estructura, función, composición y/o productividad normalmente asociada al tipo de bosque que se espera en el sitio en donde está, afectando la provisión de bienes y servicios ecosistémicos. El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) (2005) concuerda con las definiciones de la FAO y la ITTO, al resaltar que los bosques degradados poseen una biodiversidad limitada.

Diversos autores destacan la importancia de las dinámicas de pérdida y recuperación de los atributos del bosque a través de la sucesión. Cuando las perturbaciones son tan frecuentes o severas, impiden la regeneración natural del bosque debido a que sobrepasan la capacidad de resiliencia del ecosistema (Vásquez-Grandón et al., 2018a).

En términos generales, se considera que regímenes de perturbación de alta intensidad y frecuencia ocasionan la reducción de los atributos, como estructura, composición y funcionalidad, por ejemplo, lo que a su vez ocasiona la simplificación del ecosistema y disminución de la biodiversidad, lo cual conlleva a la degradación del bosque (Ghazoul et al., 2015; Ghazoul & Chazdon, 2017a; Howell et al., 2011; Vásquez-Grandón et al., 2018a).

Para efectos de esta investigación, se entenderá a la degradación como los cambios en la estructura, composición y funciones del bosque a causa de perturbaciones provocadas por el aprovechamiento de madera, que ocurren de manera tan frecuente o severa que pueden llegar a afectar la provisión de servicios ecosistémicos (Ghazoul et al., 2015; Ghazoul & Chazdon, 2017a, 2017b; Howell et al., 2011; Thompson et al., 2013; Vásquez-Grandón et al., 2018a).

### **Metodologías para evaluar degradación a nivel país**

Así como existen múltiples conceptos para degradación, también existen diversas metodologías acopladas a diferentes contextos espaciales. De las metodologías propuestas a nivel país, en general, se utilizan los inventarios forestales nacionales. En Latinoamérica, Bolivia ha propuesto un marco metodológico para estimar el estado actual de conservación y degradación de los bosques naturales en el país. Concerniente a la degradación, se toma en cuenta la reducción de la cobertura del dosel, la infestación de lianas, la formación de claros, la reducción de la cobertura del sotobosque, la disminución de la riqueza de especies, la aparición de especies invasoras, la dominancia de especies heliófilas e indicadores de impacto como caminos en el interior del bosque, tocones, y quemadas. Su metodología para evaluar degradación combina el uso de datos de campo, entrevistas e imágenes satelitales (Navarro et al., 2008).

En México, la estimación de la degradación que fue realizada por Leyva-Ovalle et al., (2017) utiliza como base el inventario forestal y se realiza el análisis de acuerdo con el tipo de vegetación y por identidad federativa. Como indicadores, se toma en cuenta la biomasa, densidad de árboles, cobertura del dosel, área basal, porcentaje de árboles dañados y el índice de Shannon. Estos indicadores fueron

evaluados a través del tiempo y se tomaron en cuenta bosques de referencia. A partir del cálculo de estos se formuló un índice del grado de degradación.

En Perú, el protocolo para estimar degradación se realiza en conjunto con el monitoreo de la deforestación y comprende únicamente el uso de indicadores de estructura, tomando en cuenta la cobertura del dosel a través de imágenes satelitales (Llactayo et al., 2013), siguiendo la metodología propuesta por Asner, (2009). Una metodología similar, que emplea imágenes satelitales de Landsat, es utilizada en Brasil por la iniciativa gubernamental del Programa de Monitoreo Satelital de la Deforestación en la Amazonía Legal (PRODES), en donde miden la degradación a través de la cobertura del dosel, identificando tala selectiva y desordenada y evidencia de incendios (Aparecido de Almeida et al., 2021).

Por otra parte, el único marco metodológico ha mantenido una estructura más estandarizada en varios países de Latinoamérica es el de REDD+ y ha sido aplicado en Bolivia, México, Nicaragua, Paraguay y Costa Rica. Sin embargo, se toma en cuenta únicamente la cobertura del dosel a través de sensores remotos y las estimaciones de carbono como indicadores (Armenteras et al., 2016).

Para el caso de Costa Rica, la metodología de REDD+ es el único antecedente en estimación de la degradación forestal. El proxy utilizado para la evaluación fue el cambio en las existencias de carbono durante el periodo 2001-2013, únicamente para bosques primarios sin intervención (Pedroni et al., 2015). Para ello, se utilizó la densidad de copas, de esta forma fue posible la estimación de biomasa y, posteriormente, la estimación promedio de carbono por hectárea. Para dichas mediciones fueron tomadas en cuenta las ecuaciones de biomasa de Cifuentes (2008) adaptadas para REDD+ y los factores de emisión por actividad de cambio de uso del IPCC (IPCC, 2006; Pedroni et al., 2015; Pedroni & Villegas, 2015).

### **Elaboración de una metodología integral para estimar degradación en bosques**

Muchas de las metodologías a nivel país expuestas utilizan pocos indicadores, o bien, se basan únicamente en un aspecto del bosque, en su mayoría, estructura. En contraste, la literatura científica presenta una amplia variedad de indicadores (Kruse, 2019; Mora, 2022; Thompson et al., 2013; Vásquez-Grandón et al., 2018b; Vayreda et al., 2023). Sarti-Arellano (2024) en una revisión sistemática de literatura encontró más de 190 indicadores para la evaluación de la condición de ecosistemas forestales, distinguiéndolos en las siguientes categorías: estructura, diversidad, funcionalidad, contexto espacial y perturbación. Ante esta variedad, seleccionar los más adecuados resulta una tarea compleja.

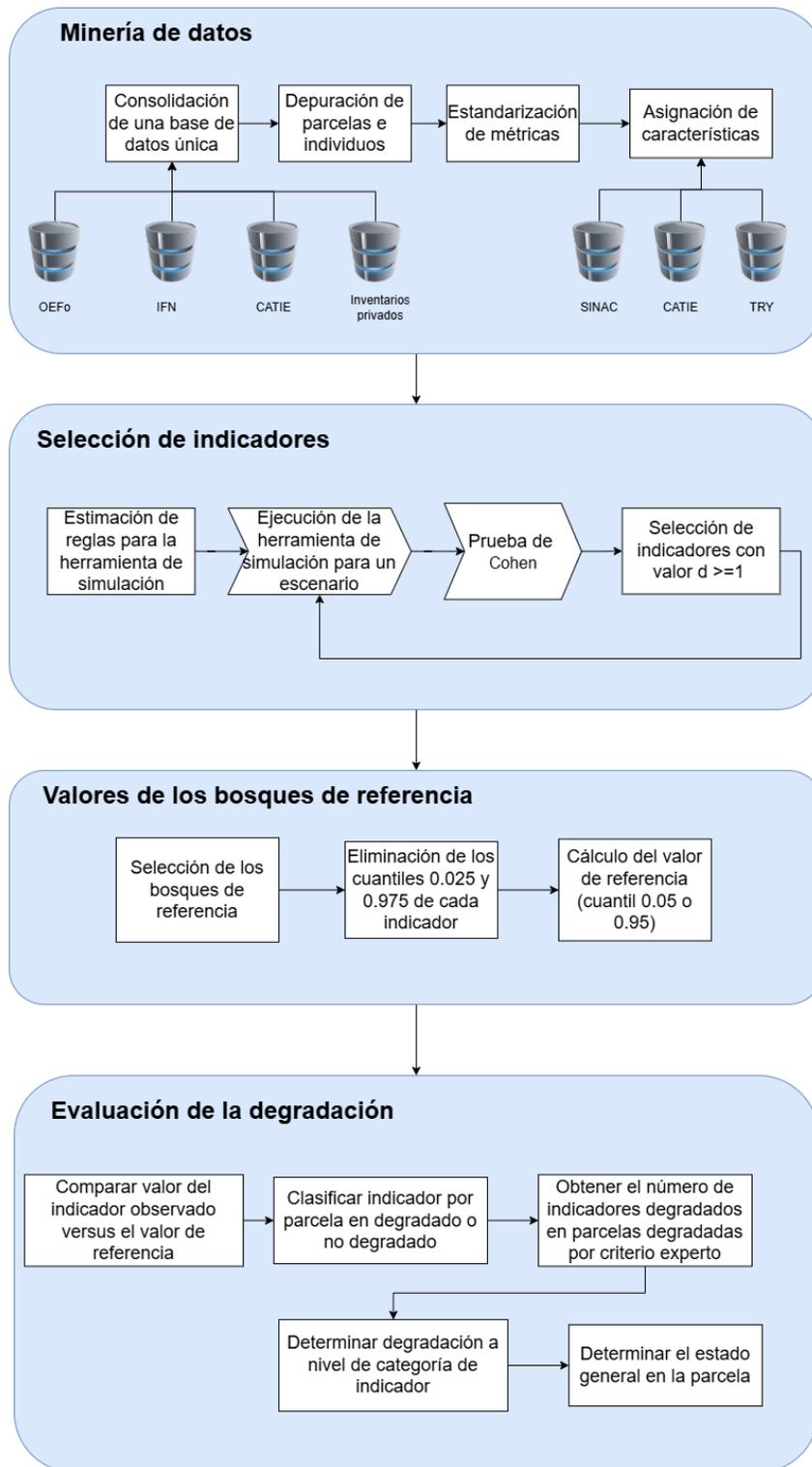
Otro aspecto importante en las metodologías para la evaluación de la degradación es en el uso de un ecosistema de referencia, el cual es necesario para realizar comparaciones entre lo “degradado” y “no degradado”. Este ecosistema puede ser el mismo a través del tiempo u otro ubicado en otra área, pero con las mismas características biofísicas y sin perturbaciones (Vásquez-Grandón et al., 2018a). Algunas investigaciones toman en cuenta bosques maduros sin intervención como el ecosistema de referencia (Asner et al., 2006; Edwards et al., 2014; Gerwing, 2002; Laurance et al., 2018; Longo et al., 2016) y otros proponen que los bosques bajo manejo forestal con intensidades bajas también pueden ser ecosistemas de referencia (Putz & Romero, 2014; Thompson et al., 2013). Sea cual sea el ecosistema de referencia, es necesario tener claridad sobre los atributos que están cambiando en relación con el estado de referencia definido en la investigación (Putz & Romero, 2014).

Ante la necesidad de establecer una metodología con distintos indicadores y que sea replicable para evaluar degradación en Costa Rica, el objetivo principal de esta investigación es proponer una metodología con enfoque integral y estimar valores de referencia para evaluar degradación forestal por aprovechamiento maderero en bosques de Costa Rica. Además, se plantean las siguientes preguntas de

investigación: i) ¿Cuáles indicadores para evaluar degradación, provenientes de la literatura científica, son capaces de detectar de manera efectiva cambios a causa de perturbaciones?, ii) ¿cuáles son los bosques y valores de referencia para los distintos ecosistemas de Costa Rica? y, iii) ¿cuál es el estado de degradación de los bosques primarios aprovechados y secundarios en Costa Rica tomando en cuenta distintos atributos del bosque?

## **2. Metodología**

La metodología que se propone para evaluar degradación consiste en cuatro etapas principales, 1) la minería de datos, la cual involucra toda la preparación de las bases de datos; 2) la selección de indicadores para evaluar degradación a través de la herramienta de simulación creada y el análisis estadístico; 3) la estimación de los valores de referencia; por último, 4) la evaluación de las parcelas en bosques primarios aprovechados y secundarios. Este proceso se presenta de manera resumida en la Figura 1.



**Figura 1.** Diagrama para la elaboración de la metodología de evaluación de degradación forestal.

## 2.1. Minería de datos

### 2.1.1. Depuración de bases de datos

Se recopilaron inventarios de parcelas temporales y permanentes de bosques naturales de Costa Rica, provenientes de las siguientes bases de datos: i) el Observatorio de Ecosistemas Forestales de Costa Rica (OEFO), ii) el Inventario Forestal Nacional (IFN) del año 2015, iii) Inventarios realizados por regentes forestales. La información que contienen estas bases de datos tiene en común las siguientes variables: nombre del sitio, nombre del bosque, coordenadas geográficas, año de la toma de datos, número de parcela, número de subparcela, número de individuo, número de eje, diámetro a la altura del pecho (DAP) e identificación taxonómica del individuo. Con base en las coordenadas geográficas, a cada parcela se le asignó una zona de vida de acuerdo con el mapa de zonas de vida de Costa Rica (Centro Nacional de Información Geo-Ambiental - CENIGA., 2008).

El OEFO es una plataforma compuesta por diferentes organizaciones de Costa Rica dedicadas a la investigación ecológica en bosques naturales. Las instituciones que actualmente la conforman son el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), el Instituto de Investigación y Servicios Forestales de la Universidad Nacional (INISEFOR), la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR), el Instituto Tecnológico de Costa Rica (ITCR), la Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos (CODEFORSA), el Centro Científico Tropical (CCT) y la Organización para Estudios Tropicales (OET). Estas instituciones cuentan con redes de parcelas permanentes de medición en bosques y tienen el propósito de establecer y monitorear impactos humanos en biodiversidad y servicios ecosistémicos a largo plazo.

Por otra parte, las parcelas del IFN fueron proporcionadas por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). El inventario se realizó en los años 2014-2015 y consta de 280 parcelas de 0.1 hectáreas establecidas a nivel nacional mediante un muestreo sistemático estratificado (Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC, 2015). Finalmente, se obtuvieron inventarios de bosques naturales aprovechados proporcionados regentes forestales. El área de estas parcelas es de 0.3 hectáreas y algunas de ellas son bosques que, según criterio de los regentes que las proporcionaron, se encontraban degradadas para producción de madera.

El conjunto de parcelas, de acuerdo con los propietarios de las bases de datos, pertenecía a distintos tipos de bosques: primario sin aprovechamiento de madera, primario aprovechado, secundario y bosque degradado, según criterio de expertos. Para todas las parcelas se utilizó el paquete *TNRS* (Maitner B & Boyle B, 2024) del *software* R (R Core Team, 2023) para corregir y actualizar los nombres científicos de los individuos y asignar la familia taxonómica a la que pertenecían.

La depuración de la base de datos consistió en: i) seleccionar aquellos individuos con DAP a partir de 10 cm, ii), seleccionar parcelas que contaran con al menos el 90 % de las especies con identificación taxonómica, iii) seleccionar zonas de vida que obtuvieran al menos 20 parcelas. Todo el proceso de clasificación y depuración de las bases de datos se realizó a través del *software* R (R Core Team, 2023) y la interfaz RStudio (RStudio Team, 2020), utilizando los paquetes *data.table* (Barrett T et al., 2024) y *dplyr* (Wickham H et al., 2023).

### 2.1.2. Corrección de diámetros

Para las parcelas seleccionadas, se establecieron criterios para corregir o depurar los registros anómalos de DAP. Las condiciones anómalas podían ser dos: 1) decrecimiento mayor a 0.2 cm en el mismo eje de un mismo árbol, respecto a la medición anterior para las parcelas con múltiples mediciones (Morrison

Vila, 2020) o 2) valores negativos en el diámetro sin justificación adjunta en la base de datos de origen. Aquellos individuos que poseían más del 50 % de mediciones anómalas a través del tiempo, fueron eliminados de la parcela por inconsistencia en las mediciones de forma sostenida. Para el resto de DAP anómalos el proceso de corrección consistió en dos alternativas:

- Si posee valores de DAP correctos en la medición anterior y en la siguiente, se realizó un promedio entre ambas mediciones.
- Si el DAP anómalo es la última medición, se colocará el mismo DAP que en la medición anterior.

### **2.1.3. Asignación de características**

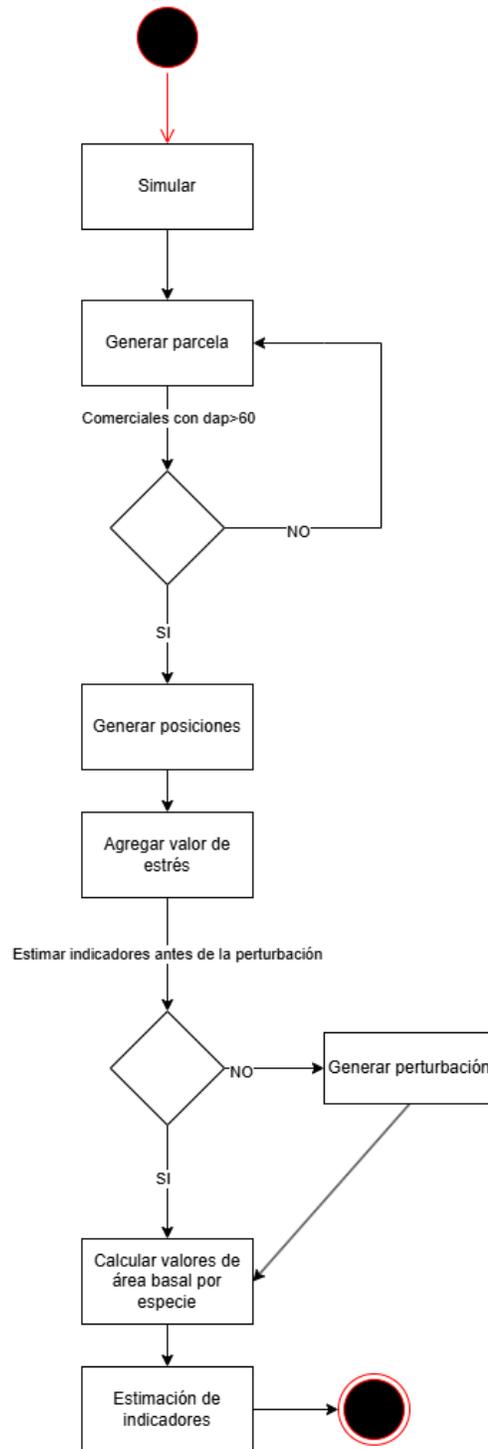
A cada especie dentro de la base de datos se le asignaron las siguientes características: forma de crecimiento clasificados en árboles, palmas, lianas o helechos; gremio ecológico, clasificado en heliófito, esciófito o indeterminado; especie comercial o no comercial; especie protegida o no protegida. Esta información se obtuvo del *Listado de especies con gremios ecológicos actualizados* del Programa de Sistemas de Información de los Recursos Forestales (SIREFOR) (Comisión Nacional de Sostenibilidad Forestal, 2018). Además, también se asignaron rasgos funcionales de acuerdo con la especie. Estos fueron: densidad de madera ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), contenido de nitrógeno foliar ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ), contenido de fósforo foliar ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) y área foliar específica ( $\text{mm}^2\cdot\text{mg}^{-1}$ ). Con base en los rasgos funcionales se determinaron tipos funcionales de plantas (TFP) por zona de vida para cada especie y grupo funcional clasificado en adquisitiva, conservativa o intermedia. El detalle de los métodos para completar la información de rasgos y los grupos funcionales se encuentra en el Anexo 1.

## **2.2. Selección de indicadores para evaluar degradación**

### **2.2.1. Efecto del aprovechamiento forestal en las características ecológicas en bosques tropicales: una herramienta de simulación**

Para identificar cuáles indicadores poseen un cambio significativo debido a distintos regímenes de aprovechamiento forestal, se creó una herramienta de simulación, la cual constó de siete módulos principales (Figura 2). El código o *script* para cada módulo se encuentra en el repositorio de GitHub: <https://github.com/marcellasarti/Herramienta-de-simulacion-para-el-aprovechamiento-forestal-en-Costa-Rica.git>

Las simulaciones son una herramienta comúnmente utilizada en ecología para evaluar perturbaciones en ecosistemas naturales (Fischer et al., 2016; Smith et al., 2013; Uriarte et al., 2009). Los modelos de simulación pueden proveer ciertas ventajas, como una solución de bajo costo para evaluar distintos escenarios (Sahinoglu, 2013), de los cuales muchos pueden ser hipotéticos (Martínez et al., 2011). Además, para este caso, se obtiene una muestra mucho más robusta por zona de vida al ejecutar la herramienta de simulación 10,000 veces para cada zona.



**Figura 2.** Diagrama de flujo de los componentes y decisiones del simulador.

La herramienta de simulación consistió en la creación de parcelas virtuales de 1 ha (100 m x 100 m). Estas parcelas poseían características de estructura, riqueza y composición similares a las de los bosques sin perturbación de la base de datos (bosques de referencia). Posterior a la creación de la parcela virtual, se estimó una lista de indicadores obtenidos de la revisión de literatura de Sarti (2024) (Cuadro 1), los cuales eran posibles de estimar con la información de la base de datos y fueron clasificados de acuerdo

con tres atributos del ecosistema: estructura, diversidad y funcionalidad. El detalle de la estimación de cada uno de estos 30 indicadores puede observarse en el Anexo 2.

Estos indicadores fueron estimados antes y después de aplicarles distintos escenarios de perturbación simulados, para posteriormente, evaluar la magnitud de la diferencia entre el escenario no perturbado y el perturbado a través de la prueba estadística de Cohen y, con ello, obtener los indicadores con valores de cambio significativos.

**Cuadro 1.** *Indicadores propuestos para evaluar degradación en bosques*

No.	Indicadores de estructura	Indicadores de diversidad	Indicadores funcionales
1	Área basal ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Proporción del índice de Shannon de individuos comerciales	Proporción de la abundancia, riqueza e índice de Shannon de TFP
2	Biomasa ( $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Proporción del índice de Shannon de individuos no comerciales	Proporción del número de especies adquisitivas
3	Densidad de individuos de DAP 10cm ( $\text{cantidad} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Proporción del índice de Shannon de individuos heliófitos	Proporción del número de especies conservativas
4	Densidad de individuos grandes $\text{DAP} \geq 40\text{cm}$ ( $\text{cantidad} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Proporción del índice de Shannon de individuos comerciales esciófitos	Proporción del número de especies intermedias
5	Distribución diamétrica (índice)	Proporción de la abundancia de individuos protegidos	FRic
6	Área basal de individuos grandes $\text{DAP} \geq 40\text{cm}$ ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Riqueza efectiva de especies ( $q_0$ )	FDis
7	Área basal de individuos comerciales ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Exponencial de Shannon ( $q_1$ )	FDiv
8	Área basal de individuos comerciales $\text{DAP} \geq 60\text{cm}$ ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	Inverso de Simpson ( $q_2$ )	FEve
9		Número de especies raras (diferencia entre $q_0$ y $q_1$ ) por hectárea	CWM DM ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )
10			CWM AFE ( $\text{mm}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ )
11			CWM N ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ )
12			CWM P ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ )
13			Presencia de todos los TFP asignados para la zona de vida

A continuación, se detallan los siete módulos que conformaron la herramienta de simulación en el *software R* (R Core Team, 2023):

#### *Módulo Simular*

El sistema inicia con el *Módulo Simular*, en donde ordena al resto de los módulos para su ejecución paralelizada y asegura que en la salida se almacenen los resultados de los indicadores antes y después de la perturbación, así como las parcelas generadas. Además, este módulo contiene todos los argumentos necesarios para ejecutar las funciones del simulador (Cuadro 1).

#### *Módulo generar parcela*

El siguiente modulo consiste en la creación de la parcela virtual con datos de los bosques de referencia

por zona de vida. Para la mayoría de las zonas de vida, los bosques de referencia fueron los bosques primarios sin intervención. Exceptuando el bmht12 y bst. En bmht12 los bosques de referencia seleccionados fueron los bosques primarios aprovechados, dada la ausencia de los primarios sin aprovechamiento. Mientras en bst, al contar únicamente con dos parcelas de bosque primario y el resto de secundario, se eligieron, junto con las parcelas de bosque primario, parcelas de bosques secundarios maduros que tuviesen mayor similitud en cuanto a composición y estructura con los bosques primarios. El detalle de esta selección se encuentra en el Anexo 3.

Para lograr que las parcelas virtuales se asemejaran a los bosques de referencia, se definieron ciertas reglas que el simulador debía cumplir. Las reglas por zona de vida fueron los valores entre el percentil 0.05 y 0.90 del número de individuos, la riqueza de especies, el área basal y distribución diamétrica de los bosques de referencia. La riqueza de especies de las parcelas de bosques de referencia se estimó utilizando rarefacción con Números de Hill, empleando un tamaño de muestra estandarizado para una parcela de 1 ha. El tamaño de muestra por zona de vida se especifica en el detalle de la estimación de los indicadores de diversidad (Anexo 2).

El *pool* de registros (individuos con sus especies y características) utilizado para poder crear las parcelas virtuales, provenía de aquellas parcelas de los bosques de referencia que estuvieran dentro del rango del percentil 0.05 y 0.90, para los indicadores mencionados (riqueza, área basal, distribución diamétrica y número de individuos en 1ha). Posteriormente, si la parcela poseía al menos un individuo comercial con 60 cm de DAP o más, el simulador ejecutaba el siguiente módulo, de lo contrario, la parcela era eliminada.

#### *Módulo generar posiciones*

El tercer módulo, *generar posiciones*, consiste en crear en la parcela de 1 ha una grilla de 100 filas y 100 columnas. Dependiendo del diámetro del individuo, se asignó una distancia respecto a otros individuos. Los árboles más grandes (>60 cm DAP), tenían un distanciamiento mínimo de 10 m entre ellos, en árboles medianos (30-60cm DAP) de 4 m y árboles pequeños (< 30 cm DAP) de 2 m. Este distanciamiento fue elegido basado en el tamaño de la parcela y la cantidad de individuos, a manera que todos los árboles estuvieran contenidos en una hectárea. Sin embargo, cabe mencionar que no se consideró la competencia interespecífica entre especies en este módulo ni otros factores que pudiesen incidir en la distribución espacial de los individuos además del diámetro.

#### *Módulo agregar valor de estrés*

Uno de los indicadores de estructura propuestos es la biomasa arriba del suelo, para su cálculo, según el modelo pantropical de Chave et al. (2014), al no contar con información sobre la altura del árbol, el valor de estrés es útil. Este valor combina la variabilidad de la temperatura, precipitación e intensidad de la sequía de acuerdo con las coordenadas geográficas de la parcela. Según Chave et al. (2014) estas variables son las que determinan la relación entre el diámetro y la altura.

Para ello, se extrajeron todas las coordenadas de las parcelas de la base de datos y se obtuvo el valor de estrés para cada una de ellas. En este módulo se escogió un valor de estrés en función de la zona de vida para poder calcular posteriormente la biomasa en el módulo de estimar indicadores.

#### *Módulo calcular valores de área basal por especie*

Este módulo se ejecuta dos veces en la parcela, antes y después de la perturbación, según el simulador, y calcula áreas basales por especie.

### Módulo generar perturbación

En el módulo se utilizaron siete escenarios de perturbación. El primer escenario estuvo basado en el *Estándar de Sostenibilidad para el Manejo de Bosques Naturales (en Costa Rica): Código de Prácticas* (SINAC, 2009). Cabe destacar que, este escenario no necesariamente conduce a la degradación del bosque. Lo que se busca con estos escenarios de perturbación es simular diferentes intensidades de aprovechamiento partiendo del *Estándar de Sostenibilidad* para observar posteriores cambios en los indicadores conforme incrementan las intensidades.

Los escenarios simulados variaron en el porcentaje de aprovechamiento, diámetro de árboles cosechados y porcentaje de área permitida por claros (Cuadro 2), procurando mantener al menos 60 árboles con DAP  $\geq 15$ cm de acuerdo con la definición de un bosque según la Ley Forestal de Costa Rica (MINAE, 1996).

Para el escenario uno, según el *Estándar de Sostenibilidad*, se utilizó un área máxima de claros del 12 % respecto al total de la parcela. Para el resto de los escenarios se utilizó un área máxima de 80 %. Para todos los escenarios se utilizó un área de claro de 250 m<sup>2</sup>, el cual es un valor promedio de un área afectada debido al aprovechamiento de un árbol con DAP aprovechable, de acuerdo con regentes forestales (Danilo Torres y Marlene Camacho, comunicación personal, 6 de octubre de 2024) y estudios (Espírito-Santo et al., 2014; Goulamoussène et al., 2017).

**Cuadro 2.** Argumentos utilizados en la herramienta de simulación.

Escenario de perturbación	Porcentaje de aprovechamiento de área basal	Diámetro aprovechable	Porcentaje del área de claros permitida respecto al total de la parcela	Tipo de especies aprovechadas
1*	20	60	12	Comerciales
2	40	30	80	Comerciales
3	40	40	80	Comerciales
4	40	60	80	Comerciales
5	60	30	80	Comerciales
6	60	40	80	Comerciales
7	60	60	80	Comerciales

Nota: basado en el *Estándar de sostenibilidad de Costa Rica*.

### Módulo estimar indicadores

Tras ejecutar la perturbación, el módulo final calcula los indicadores antes y después de la perturbación. Al terminar este módulo, el simulador proporciona una lista con las zonas de vida con las parcelas y los indicadores. A partir del segundo escenario de perturbación, el simulador no generó nuevas parcelas, sino que, se reutilizaron las parcelas sin perturbación ya generadas para aplicar los siguientes escenarios.

#### 2.2.2. Criterios de selección para los indicadores

Para evaluar la magnitud de la diferencia entre los indicadores antes y después de la perturbación se utilizó la prueba de Cohen, la cual proporciona el índice *d*. Este índice es una medida del tamaño del

efecto para evaluar la magnitud de la diferencia entre dos grupos. El valor de  $d$  indica cuántas desviaciones estándar de diferencia existen entre las medias de ambos grupos, a una escala continua a través de la sumatoria de las medias de ambos grupos dividido entre la desviación estándar ponderada (Lachenbruch & Cohen, 1989).

De los 30 indicadores iniciales propuestos, se seleccionaron aquellos con valor  $d$  igual o mayor que 1. Este valor equivale a una desviación estándar y según la clasificación de los tamaños de efecto de Cohen, los valores a partir de 0.8 poseen un efecto grande (Lachenbruch & Cohen, 1989). Los indicadores seleccionados fueron posteriormente estimados en las 1474 parcelas de la base de datos.

### **2.3. Valores de los bosques de referencia**

Una vez elegidos y estimados los indicadores seleccionados para determinar el estado de degradación, se calcularon los valores o umbrales de los bosques de referencia para cada zona de vida. El valor de referencia es el que determinará si una parcela está o no degradada para dicho indicador. Los valores fueron estimados a través de un *bootstrapping* o técnica de remuestreo, utilizando las funciones *replicate* y *sample* de las funciones base de R. Antes de realizar el remuestreo se eliminaron las parcelas con datos atípicos, ubicadas en el cuantil 0.025 y 0.975. Asimismo, se realizó 1000 veces para cada uno de los indicadores seleccionados y el tamaño de muestra para el remuestreo fue de 20 para todas las zonas de vida.

Posterior al remuestreo, se estimó el valor de referencia con el cuantil 0.05 y el cuantil 0.95 para cada indicador con la función *quantile* proveniente de las funciones estadísticas de R. El cuantil 0.05 fue utilizado si el valor  $d$  por zona de vida y por indicador poseía una magnitud positiva y el cuantil 0.95 si era negativa.

### **2.4. Evaluación del estado de degradación**

La evaluación del estado de degradación se llevó a cabo en tres niveles: por indicador, por atributo y por parcela. Esta evaluación se centró exclusivamente en los bosques primarios aprovechados y en los bosques secundarios. Se compararon los resultados de cada indicador para cada parcela de la base de datos con los valores de referencia correspondientes a cada zona de vida. Si el valor observado era inferior al cuantil 0.05 o superior al cuantil 0.95 se consideró que el indicador reflejaba un estado de degradación.

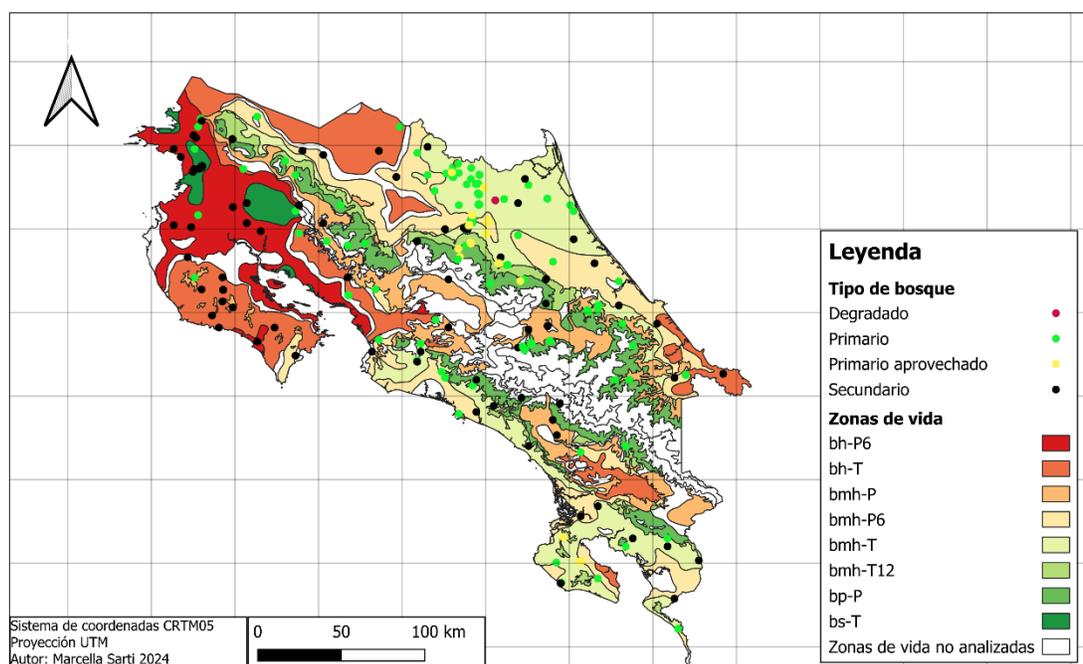
Para la evaluación a nivel de atributo se estableció que, si al menos dos indicadores para un mismo atributo no cumplían con el valor de referencia, el atributo en cuestión se consideraría como degradado. Posteriormente, para la evaluación a nivel de parcela, si todos los atributos de la parcela se encontraban como degradados, la parcela se clasificó como degradada de manera general. Los resultados de cada evaluación (indicador, atributo y parcela) fueron presentados por zona de vida y tipo de bosque.

### 3. Resultados

#### 3.1. Caracterización de las parcelas analizadas

Las bases de datos unificadas y que se sometieron a depuración consistieron en un total de 1710 parcelas. Luego, al realizar el primer filtro sobre el porcentaje permitido de individuos desconocidos, se identificaron 87 parcelas con un porcentaje mayor al establecido. Se eliminaron de forma permanente 85 y las dos restantes, a pesar de poseer un porcentaje desconocido por encima del permitido, se utilizaron únicamente para la medición de indicadores estructurales, debido a que eran de interés para la investigación al pertenecer a bosques degradados, según criterio experto de regentes forestales.

Posterior a este filtro, se contó con 1625 parcelas. Las parcelas se ubicaron en 17 zonas de vida de las 23 existentes en Costa Rica. Para el último filtro, en donde se descartaron las zonas de vida sin parcelas suficientes (con menos de 20), se obtuvieron 1474 parcelas provenientes de ocho zonas de vida para el cálculo de indicadores (Figura 3). De estas 1474 parcelas un total de 177 contaban con al menos dos repeticiones en el tiempo.



**Figura 3.** Parcelas seleccionadas, su ubicación por zona de vida y categoría de bosque en Costa Rica.

*Nota:* bosque degradado hace referencia al bosque degradado, según criterio experto de regentes forestales.

De las 1474 parcelas, la mayoría se encuentran en bosques primarios aprovechados, seguido de bosques primarios y secundarios (Cuadro 3). Se identificaron 12 tamaños distintos de parcela, con un rango que va de 0.04 ha hasta 2 ha. Del total de registros de DAP. Después del proceso de corrección, se eliminó únicamente el 2.7 % de registros de la base de datos.

**Cuadro 3.** *Número de parcelas por zona de vida y tipo de bosque*

Zona de vida	Abreviatura de la zona de vida	Primario aprovechado	Primario	Secundario	Degradado	Total general
Bosque húmedo tropical transición a basal	bhp6	0	14	28	0	42
Bosque húmedo tropical	bht	0	37	44	0	81
Bosque muy húmedo premontano	bmhp	0	51	46	0	97
Bosque muy húmedo tropical transición a basal	bmhp6	129	22	13	0	164
Bosque muy húmedo tropical	bmht	422	253	146	15	836
Bosque muy húmedo tropical transición a premontano	bmht12	41	0	32	0	73
Bosque pluvial premontano	bpp	31	95	6	0	132
Bosque seco tropical	bst	0	2	47	0	49
Total general		623	474	362	15	1474

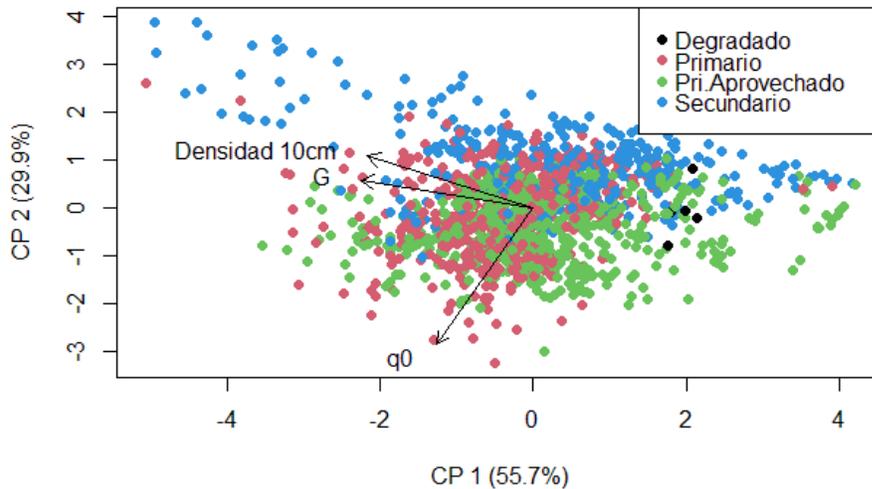
Con la clasificación por tipo de bosque, sin importar la zona de vida, se calculó el área basal, número de individuos y riqueza de especies observada ( $q_0$ ) estandarizado para el tamaño de parcela de una hectárea (Cuadro 4). Con ello, es posible observar una media más alta de área basal en bosques primarios sin intervención, una mayor cantidad de individuos con  $DAP \geq 10$  cm en bosques secundarios y una mayor riqueza en bosques primarios aprovechados.

**Cuadro 4.** Características de estructura y riqueza de especies por tipo de bosque

Tipo de bosque	Primario			Primario aprovechado			Secundario			Degradado		
Indicador	Área basal (m <sup>2</sup> )	Densidad de individuos $\geq 10\text{cm}$ DAP	q0	Área basal (m <sup>2</sup> )	Densidad de individuos $\geq 10\text{cm}$ DAP	q0	Área basal (m <sup>2</sup> )	Densidad de individuos $\geq 10\text{cm}$ DAP	q0	Área basal (m <sup>2</sup> )	Densidad de individuos $\geq 10\text{cm}$ DAP	q0
<b>Media</b>	26.63	398	73	23.63	335	77	21.43	438	39	12.12	158	43
<b>Mediana</b>	26.36	397	70	24.03	350	80	19.92	424	37	15.62	127	45
<b>Desviación estándar</b>	7.55	104	30	7.59	126	26	10.72	178	21	6.77	114	18
<b>Valor mínimo</b>	1.93	47	9	0.34	14	5	0.39	25	1	2.70	43	16
<b>Valor máximo</b>	64.73	860	163	43.52	750	145	56.53	1162	117	19.69	427	67
<b>Cuantil 0.25</b>	21.56	320	50	19.69	271	59	14.61	329	22	3.38	59	42
<b>Cuantil 0.75</b>	30.28	460	96	28.48	413	97	27.18	528	53	15.90	252	47

*Nota:* el número de parcelas para estimar estos indicadores varió por tipo de bosque. Para bosques primarios fue de 474 parcelas; bosques primarios aprovechados fue de 623; bosques secundarios, 364; y bosques degradados según criterio experto, 15 parcelas. Los valores de estructura son por hectárea y la riqueza fue mediante rarefacción con una muestra estandarizada de número de individuos mostrada en el Anexo 2, en el detalle de estimación de indicadores de diversidad.

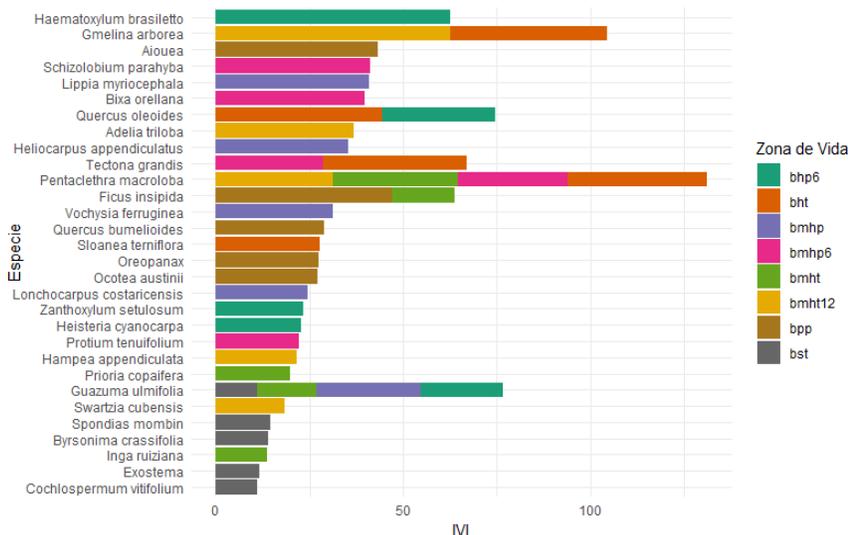
Al tomar en cuenta área basal, riqueza (q0) y densidad de individuos, se realizó un análisis de PCA (Figura 4). Se evidencia una variabilidad significativa de los valores de las variables en las parcelas en los distintos tipos de bosque, siendo los bosques degradados y los primarios los que presentan una mejor variabilidad. En conjunto, el CP1 y CP2, explican el 85.7 % de la varianza. El componente principal 1 (CP1) explica más del 55 % de la varianza, y las mayores contribuciones a este CP1 provienen del área basal (-0.6673) y la densidad de individuos (-0.6431), mientras que q0 es la variable que más contribuye al CP2 (-0.9204). En el CP1 se evidencia un gradiente en los atributos de estructura de los distintos tipos de bosque, siendo el extremo derecho en donde los bosques tienen menor área basal y menor cantidad de individuos por hectárea.



**Figura 4.** PCA de los distintos tipos de bosques

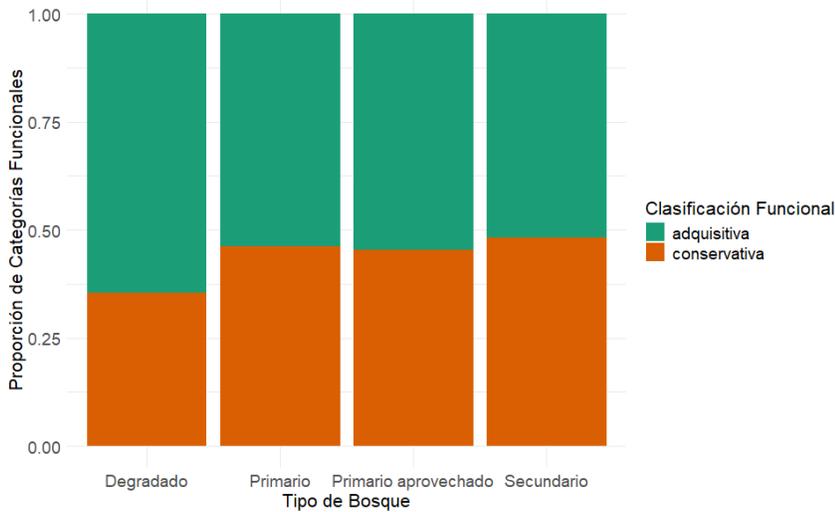
*Nota:* las variables son área basal (G) en m<sup>2</sup>, densidad de individuos >10cm DAP (Densidad 10cm) y riqueza efectiva (q0) estimados por hectárea. Se tomaron en consideración las ocho zonas de vida seleccionadas.

Indistintamente del tipo de bosque, se evaluó la composición por zona de vida a través del índice de valor de importancia (IVI). Este cálculo fue realizado a nivel de parcela y posteriormente promediado por zona de vida. En la Figura 5 se observan las cinco especies por zona de vida con valores de IVI más altos. Son *Pentaclethra macroloba* y *Guazuma ulmifolia* las especies con valores de IVI más altos en una mayor cantidad de zonas de vida. También, destacan las especies *Gmelina arborea* (especie exótica que se ubica en bosques secundarios), *Quercus oleoides*, *Ficus insipida* y *Haematoxylum brasiletto*, con valores del IVI altos para sus respectivas zonas de vida. La zona de vida que comparte más especies dominantes con otras zonas de vida es el bosque húmedo tropical (cuatro de cinco especies). Por otra parte, zonas de vida como el bosque seco tropical, bosque muy húmedo premontano y bosque pluvial premontano comparten pocas especies dominantes con otras zonas de vida (una de cinco).



**Figura 5.** Cinco especies más dominantes por zona de vida de acuerdo con al IVI.

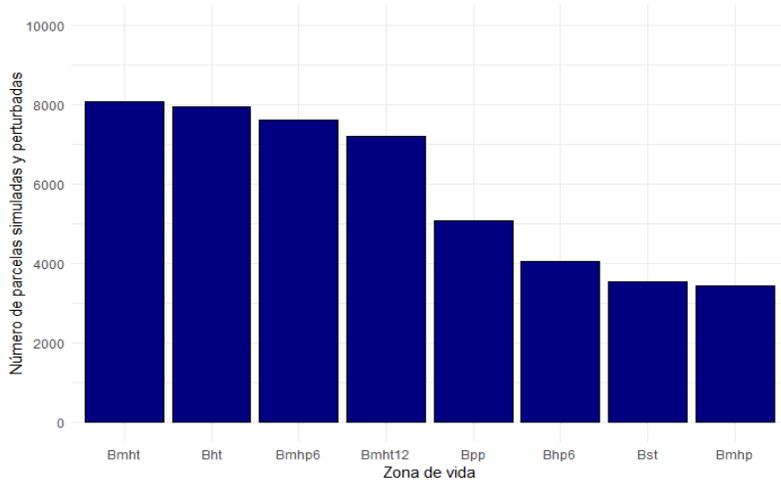
Respecto a los grupos funcionales, al clasificar a las especies en conservativas o adquisitivas, para la zona de vida bmht, se observa en la Figura 6 la distribución de las especies de acuerdo con su grupo funcional por tipo de bosque. El número de especies por categoría de bosque es bastante equitativo entre los bosques primarios, primarios aprovechados y secundarios, mientras que en los bosques clasificados como degradados se observa una mayor proporción de especies adquisitivas que de conservativas.



**Figura 6.** Proporción de especies de acuerdo con su grupo funcional para la zona de vida bmht.

### 3.2. Indicadores clave para evaluar degradación

Una vez seleccionados los bosques de referencia por zona de vida, se procedió a crear las parcelas virtuales (Anexo 4). Después de ejecutar la herramienta de simulación, cada zona de vida obtuvo un número distinto de parcelas elegibles para aplicar los escenarios de perturbación (Figura 7). Esto dependía de la presencia de al menos un individuo comercial con DAP >60 cm en la parcela, ya que esta era una condición dentro del simulador para aplicar las perturbaciones.



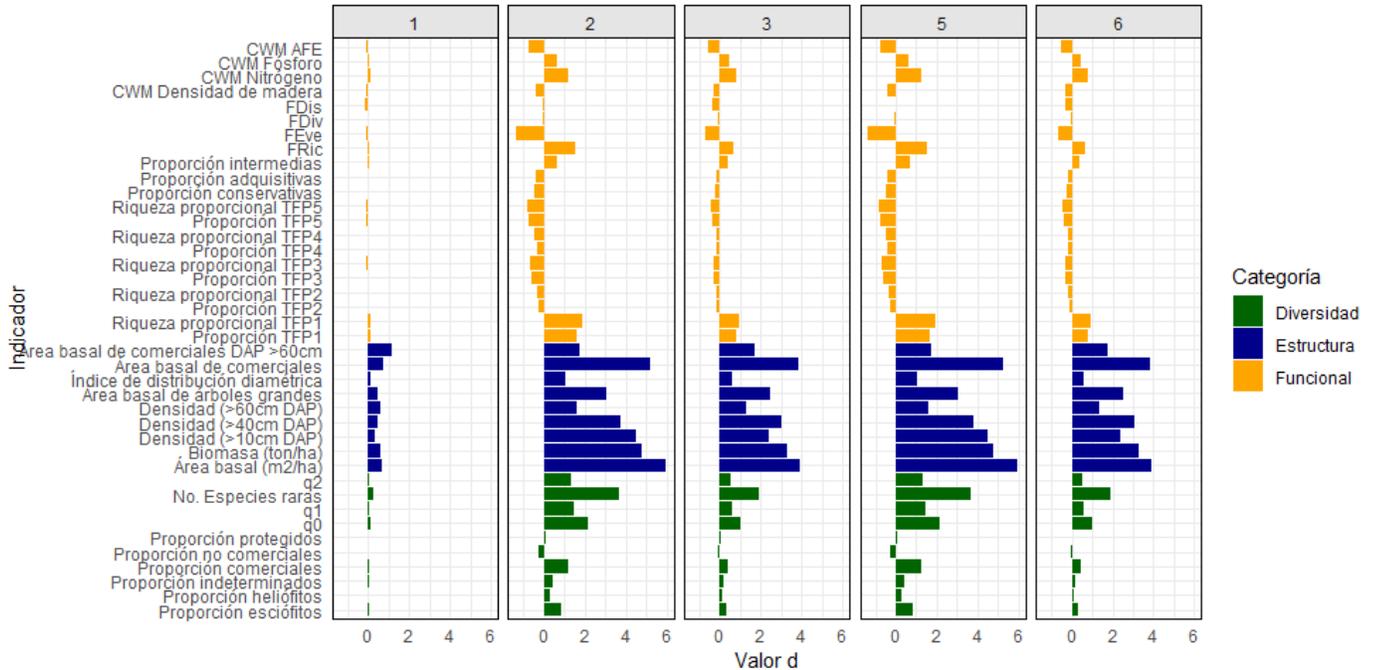
**Figura 7.** Número de parcelas simuladas a las cuales se les aplicaron escenarios de perturbación por zona de vida.

Así mismo, es importante recalcar un criterio importante para la generación de los distintos escenarios de perturbación: la diversidad de especies comerciales en los bosques de referencia. Se observa en el Cuadro 5 que el número de especies comerciales varió por zona de vida.

**Cuadro 5.** *Presencia de especies comerciales por zona de vida*

<b>Zona de vida</b>	<b>Número de especies totales</b>	<b>Número de especies comerciales</b>	<b>Porcentaje de especies comerciales</b>
<b>bmht</b>	463	103	22.25 %
<b>bpp</b>	332	62	18.67 %
<b>bmhp</b>	287	55	19.16 %
<b>bmht12</b>	215	53	24.65 %
<b>bht</b>	114	30	26.32 %
<b>bmhp6</b>	91	24	26.37 %
<b>bst</b>	62	17	27.42 %
<b>bhp6</b>	51	9	17.65 %

Posterior a la generación de la parcela, aplicación de los escenarios de perturbación y cálculo de los indicadores iniciales antes y después de la perturbación, se realizó la prueba de Cohen. Se obtuvieron distintos valores para cada escenario y zona de vida. Los valores más bajos del valor  $d$  fueron en los escenarios 1, 4 y 7, los cuales involucraban únicamente aprovechamiento de árboles con DAP >60 cm. En la Figura 8 se observan los valores para cada indicador en los escenarios 1, 2, 3, 5 y 6 en la zona de vida bmht, la cual fue la que obtuvo mayor cantidad de parcelas analizadas. Se observa la comparación entre los valores  $d$  en el escenario 1 versus el resto de los escenarios, evidenciando que el primer escenario es el más conservador.



**Figura 8.** Valores de  $d$  para distintos escenarios y para cada indicador de la zona de vida de *bmht*

*Nota:* los cuadros grises en la parte superior representan los escenarios. Escenario 1: 20 % de área basal de aprovechamiento permitido con  $DAP \geq 60$ cm. Escenario 2: 40 % de área basal con  $DAP \geq 30$  cm. Escenario 3: 40 % de área basal con  $DAP \geq 40$  cm. Escenario 5: 60 % de área basal con  $DAP \geq 30$  cm Escenario 6: 60 % de área basal con  $DAP \geq 40$  cm.

De acuerdo con el valor  $d$  de la prueba de Cohen, los indicadores con valores  $d \geq 1$  (indicadores con un cambio significativo) no fueron los mismos para todas las zonas de vida, como se muestra en la Figura 9. La categoría de estructura posee ocho indicadores con valores  $d$  significativos, seis de ellos fueron significativos en todas las zonas de vida. Así mismo, todos los indicadores de estructura presentaron valores con una magnitud positiva, lo que implica que todos disminuyeron después de las perturbaciones. Por otra parte, cinco indicadores de diversidad fueron seleccionados. A pesar de que todos obtuvieron una magnitud positiva, su significancia varió de acuerdo con la zona de vida.

En la categoría funcional, cuatro indicadores obtuvieron valores  $d \geq 1$  y a diferencia de la categoría de estructura y diversidad, la magnitud del valor  $d$  varió por zona de vida e indicador. De los indicadores seleccionados, FRic y la CWM de contenido de nitrógeno foliar se obtuvieron valores  $d$  consistentemente positivos. FEve y la CWM de AFE variaron en su magnitud.

Indicador	bhp6	bst	bht	bmhp	bmhp6	bmht	bmht12	bpp
Área basal (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	+	+	+	+	+	+	+	+
Biomasa (ton·ha <sup>-1</sup> )	+	+	+	+	+	+	+	+
Densidad de DAP≥10cm·ha <sup>-1</sup>	+	+	+	+	+	+	+	+
Densidad de DAP≥40cm·ha <sup>-1</sup>	+	+	+	+	+	+	+	+
Índice de clases diamétricas	+	+	+	+	+	+	+	+
Área basal de DAP ≥40cm (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	+	+	+	+	+	+	+	+
Área basal de comerciales (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	+	+	+	+	+	+	+	+
Área basal comerciales y DAP ≥60cm (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	+	+	+	+	+	+	+	+
q0	+	+	+	+	+	+	+	+
q1	+	+	+	+	+	+	+	+
q2	+	+	+	+	+	+	+	+
No. Especies raras·ha <sup>-1</sup>	+	+	+	+	+	+	+	+
Proporción de especies comerciales·ha <sup>-1</sup>	+	+	+	+	+	+	+	+
FRic			+	+	+	+	+	+
FEve			-	+	+	-	-	+
CWM AFE			+	-	-	-	-	-
CWM N				+	+	+	+	

**Figura 9.** Matriz de indicadores seleccionados basados en el valor d de Cohen

*Nota:* las casillas con color muestran las zonas de vida e indicadores que obtuvieron un valor d significativo. Las casillas vacías son aquellos indicadores que no fueron medidos para dicha zona de vida, las de color azul representan a los indicadores de estructura, las verdes a los indicadores de diversidad y las amarillas a los funcionales. El símbolo refleja la magnitud del valor d, valores positivos representan una disminución del valor del indicador después de la perturbación, mientras que valores negativos representan un aumento.

### 3.3. Valores de referencia de los bosques tropicales de Costa Rica

Se consideraron todos los indicadores con cambios significativos después de las perturbaciones para todas las zonas de vida y se calculó el cuantil correspondiente para establecer el valor de referencia del indicador. FEve y CWM AFE fueron los únicos indicadores con magnitudes positivas y negativas, por lo que, dependiendo de la zona de vida, varió el cuantil estimado (0.05 o 0.95).

En el Cuadro 6 se observa que los valores de referencia varían para cada zona de vida. Por ejemplo, para el área basal el valor mínimo es el bmht12. Asimismo, el indicador de la densidad de individuos a partir de 10 cm de DAP, los valores en la mayoría de las zonas de vida son similares, a excepción del bmhp, en donde el valor mínimo son 414 individuos por hectárea. En concordancia, esta zona de vida es la que posee un valor más alto para riqueza efectiva de especies (q0) y FRic. En contraste, el bmht12 posee el valor más bajo para la densidad de individuos y el bst posee el valor más bajo de riqueza.

Para las CWM, la de AFE evidencia que únicamente en bht el valor disminuyó después de la perturbación, mientras que en las demás aumentó, este es el bmhp6, el cual posee un valor de referencia más alto del permitido. Por otra parte, para la CWM de contenido de nitrógeno foliar, en las cuatro zonas de vida en la que fue evaluada, en todas se eligió el cuantil 0.05 y en todas las zonas de vida se observan valores similares.

**Cuadro 6.** Valores de referencia para cada indicador seleccionado por zona de vida estimados por hectárea

Indicador	bhp6	bht	bmhp	bmhp6	bmht	bmht12	bpp	bst
Área basal (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	20.70	16.16	18.76	15.40	17.61	9.03	18.34	13.85
Biomasa (ton·ha <sup>-1</sup> )	271.31	128.21	192.02	147.83	171.72	83.63	160.22	130.79
Densidad de individuos DAP ≥10cm (número·ha <sup>-1</sup> )	275	241	414	250	246	207	311	296
Densidad de individuos ≥DAP 40cm (número·ha <sup>-1</sup> )	37	16	32	20	30	23	28	20
Distribución diamétrica	24.20	18.00	23.00	18.00	20.71	21.45	18.71	18.00
Área basal de árboles grandes (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	11.55	6.91	7.66	6.24	6.71	5.54	7.85	4.37
Área basal de comerciales (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	1.17	1.90	4.18	4.24	8.59	4.13	2.15	2.91
Área basal comerciales y DAP ≥60cm (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	0	1.23	1.55	2.92	1.52	1.66	1.33	2.03
q0	25	24	60	22	48	44	34	21
q1	11	11	25	15	19	22	15	13
q2	5	6	13	9	7	8	7	9
No. de especies raras·ha <sup>-1</sup>	14	10	22	3	14	11	7	7
Proporción de especies comerciales·ha <sup>-1</sup>	0.43	0.29	0.51	0.40	0.31	0.46	0.32	0.46
FRic		0.08	1.34	0.14	0.46	4.14	0.92	
FEve		0.93*	0.64	0.48	0.82*	0.79*	0.60	
CWM AFE		13.63	15.99*	19.09*	16.74*	14.45*	16.66*	
CWM N			18.61	18.82	21.48	21.29		

*Nota:* valores marcados con (\*) indican que corresponde al cuantil 0.95 y, por lo tanto, el valor es el máximo permitido. Casillas en blanco muestran que el indicador no se evaluó en dicha zona de vida.

Con base en los indicadores y al considerar los valores de referencia, esta investigación define un bosque de referencia, clasificado como no degradado, como aquel que presenta una estructura característica de

un bosque maduro. Este tipo de bosque se distingue por su área basal, biomasa, número de individuos, y la presencia equilibrada de árboles grandes, medianos y pequeños, lo que se refleja en una distribución diamétrica con forma de J invertida.

Por otra parte, este bosque presentará una mayor riqueza y equidad ( $q_0$  y  $q_1$ ), presencia de especies raras, así como una baja dominancia de una sola especie ( $q_2$ ). De igual forma, presenta una proporción de especies comerciales más alta que en bosques degradados por aprovechamiento inadecuado. Por último, en el aspecto funcional, los bosques de referencia poseen altos índices de riqueza funcional y de CWM de contenido foliar de nitrógeno. Sin embargo, pueden obtener valores menores en cuanto a la uniformidad funcional y CWM de AFE en comparación con bosques aprovechados, los cuales han experimentado la remoción de individuos a causa del aprovechamiento y formación del claro, por lo tanto puede beneficiar a la distribución de rasgos y abundancias.

### **3.4. Condición del estado de degradación en bosques de Costa Rica**

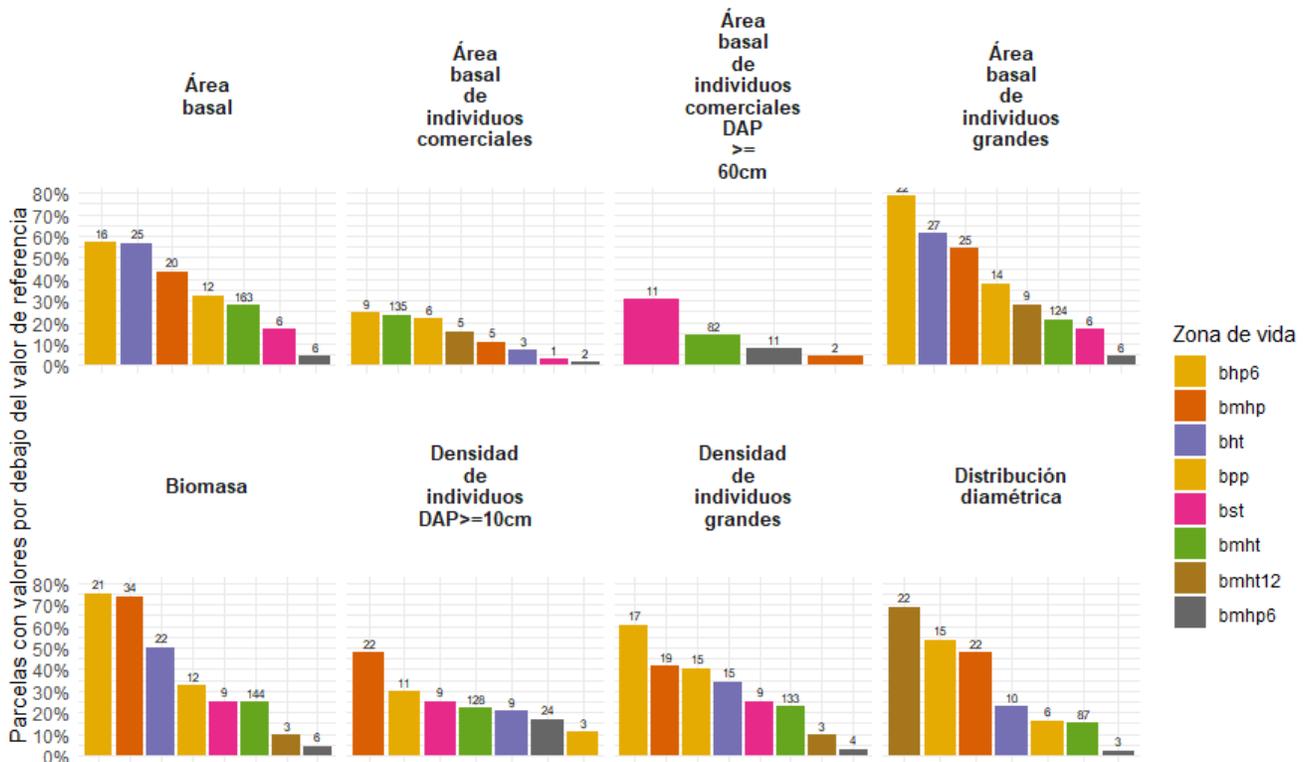
#### **3.4.1. Evaluación basada en indicadores individuales**

##### *Indicadores de estructura*

La evaluación se realizó a todas las parcelas de la base de datos, excluyendo a los bosques de referencia, para un total de 948 parcelas evaluadas. En la Figura 10 se presenta el porcentaje de parcelas evaluadas que mostraron valores por debajo del valor de referencia para cada indicador del atributo de estructura por zona de vida.

El indicador que alcanzó el mayor porcentaje de parcelas que no cumplen con el valor de referencia fue el área basal de árboles grandes ( $DAP \geq 40\text{cm}$ ), con hasta el 80 % del total de parcelas del bhp6. Seguidamente, la biomasa y el índice de distribución diamétrica mostraron porcentajes considerablemente altos para las zonas de vida bhp6, bmhp y bmht12. En contraste, los indicadores relacionados con la densidad de individuos  $DAP \geq 10\text{ cm}$  y el área basal de especies comercial con  $DAP \geq 60\text{ cm}$  presentaron los porcentajes más bajos por zona de vida.

Al analizar patrones generales, la zona de vida de bhp6 destacó como la más afectada en la mayoría de los indicadores evaluados de estructura. Otras zonas como bmhp y bht también presentaron porcentajes elevados en ciertos indicadores como biomasa y ausencia de árboles grandes. Finalmente, se observa una relación entre la biomasa, el área basal y la presencia de árboles grandes, ya que poseen las mismas tres zonas de vida con porcentajes más elevados.



**Figura 10.** Porcentaje de parcelas con valores de indicadores por debajo del valor de referencia para los indicadores de estructura.

*Nota:* proporción basada en el total de parcelas evaluadas.

Respecto al tipo de bosque, en el Cuadro 7 se presenta el porcentaje de parcelas cuyos valores de los indicadores están por debajo del valor de referencia. Los resultados muestran que, en los bosques degradados, según el criterio de expertos, y en los bosques primarios aprovechados, los indicadores más afectados son el área basal y la densidad de individuos con  $DAP \geq 10$  cm, al registrar el mayor porcentaje de parcelas con valores inferiores al valor de referencia. Por otro lado, en los bosques secundarios, los indicadores más comprometidos son el área basal de individuos grandes ( $DAP \geq 40$  cm) y la biomasa, con casi la mitad de las parcelas de este tipo de bosque con valores inferiores al valor de referencia.

Así mismo, cabe destacar que las parcelas degradadas, según criterio experto, muestran porcentajes más altos de parcelas que no poseen el nivel de referencia en comparación con los bosques primarios aprovechados y secundarios para 5 de los 8 indicadores de estructura: área basal, área basal de individuos comerciales y comerciales  $DAP \geq 60$  cm, densidad de individuos de  $DAP \geq 10$  cm e índice de distribución diamétrica.

**Cuadro 7.** Porcentaje de parcelas con valores por debajo del valor de referencia para el atributo de estructura

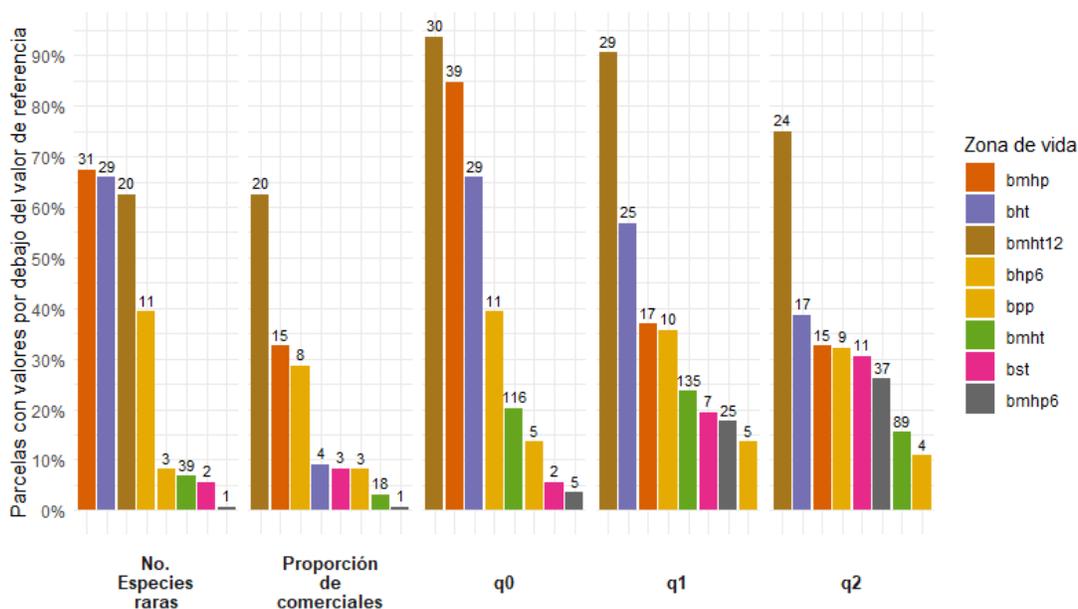
Tipo de bosque	Área basal	Área basal de individuos comerciales	Área basal de individuos comerciales DAP $\geq 60\text{cm}$	Área basal de individuos grandes	Biomasa	Densidad de individuos DAP $\geq 10\text{cm}$	Densidad de individuos DAP $\geq 40\text{cm}$	Distribución diamétrica
Degradado según criterio experto	80	60	33	33	40	67	33	33
Primario aprovechado	19	17	10	10	13	22	11	12
Secundario	36	17	12	49	48	19	41	26

*Nota:* porcentaje respecto al total de parcelas evaluadas para cada tipo de bosque, 15 parcelas degradadas, según criterio de experto, 582 primarios aprovechados y 351 secundarios. Áreas basales estimados en  $\text{m}^2$ ; biomasa en ton. Todos los indicadores estimados por hectárea.

#### *Indicadores de diversidad*

En relación con los indicadores de diversidad, la Figura 11 presenta el porcentaje de parcelas con valores de los indicadores por debajo del valor de referencia para los 5 indicadores evaluados para este atributo. Los indicadores que alcanzaron porcentajes más altos de parcelas que no cumplieron con el valor de referencia fueron los números de Hill y el número de especies raras, en las zonas de vida: bmht12, bmhp y bht.

De manera general, la zona de vida bmht12 mostró un mayor porcentaje de parcelas con indicadores de diversidad por debajo del valor de referencia. Así mismo, zonas como bmhp6 y bpp presentan pocas parcelas que no cumplen con el valor de referencia para este atributo, indicando valores de diversidad más similares a sus bosques de referencia.



**Figura 11.** Porcentaje de parcelas con valores de indicadores por debajo del valor de referencia para los indicadores de diversidad.

*Nota:* proporción basada en el total de parcelas evaluadas.

De acuerdo con el tipo de bosque, los bosques primarios aprovechados fueron los que presentaron porcentajes menores de parcelas con indicadores por debajo del valor de referencia (Cuadro 8). De manera general, los indicadores más afectados fueron los Números de Hill en todos los tipos de bosques.

**Cuadro 8.** Porcentaje de parcelas con valores por debajo del valor de referencia para el atributo de diversidad.

Tipo de bosque	No. especies raras	Proporción de especies comerciales	q0	q1	q2
Degradado	20	0	80	100	80
Primario aprovechado	4	3	9	10	14
Secundario	32	16	51	54	35

*Nota:* porcentaje respecto al total de parcelas evaluadas para cada tipo de bosque, 5 parcelas degradadas, según criterio de experto, 582 primarios aprovechados y 351 secundarios. Todos los indicadores estimados por hectárea.

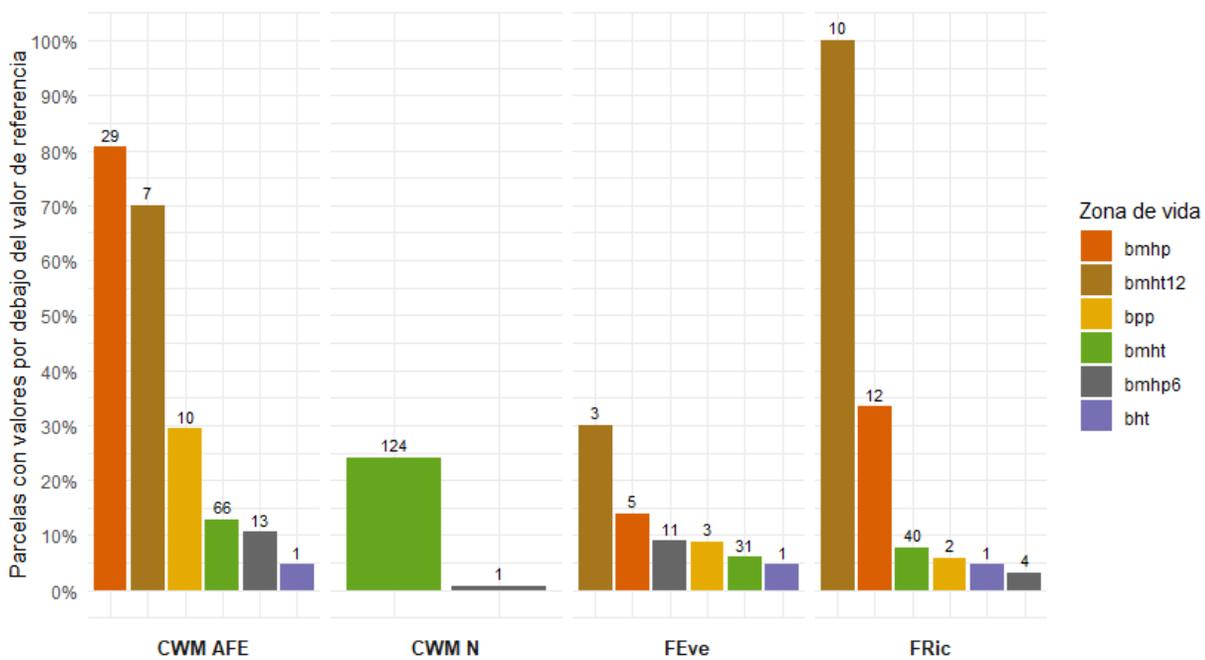
### Indicadores funcionales

Por último, en la evaluación de los indicadores funcionales, la Figura 12 presenta los porcentajes de parcelas con valores de los indicadores que no cumplen con el valor de referencia para los cuatro indicadores evaluados.

El CWM de AFE fue el indicador que alcanzó el mayor porcentaje de parcelas que no cumplen el valor de referencia en diversas zonas de vida, destacándose el bmhp, el cual alcanzó más del 60 % de las parcelas. En contraste, el CWM de contenido de nitrógeno foliar presentó porcentajes más bajos, limitándose únicamente a dos zonas de vida (bmht y bmhp), con porcentajes que no superaron el 30 %.

Respecto al FRic, este indicador muestra patrones similares a los observados en la riqueza efectiva de especies (q0), compartiendo zonas de vida con mayores porcentajes de parcelas que no cumplen con el valor de referencia para este indicador. Por otro lado, FEve fue el indicador con menores porcentajes de parcelas, con valores inferiores al 10 % en todas las zonas de vida evaluadas.

De manera general, se observa que los indicadores funcionales presentan menores porcentajes de parcelas que no cumplen con el valor de referencia, en comparación con las categorías de estructura y diversidad.



**Figura 12.** Porcentaje de parcelas con valores de indicadores por debajo del valor de referencia para los indicadores funcionales

*Nota:* proporción basada en el total de parcelas evaluadas. Todos los indicadores estimados por hectárea.

En el Cuadro 9, se observa el porcentaje de parcelas con valores de los indicadores que no cumplieron con el valor de referencia. Se analiza que los bosques secundarios, para todos los indicadores funcionales, fueron los que obtuvieron porcentajes más altos. Sin embargo, en comparación con los indicadores de diversidad y estructura, estos porcentajes son menores, exceptuando para la CWM de AFE.

**Cuadro 9.** Porcentaje de parcelas con valores por debajo del valor de referencia para el atributo funcional

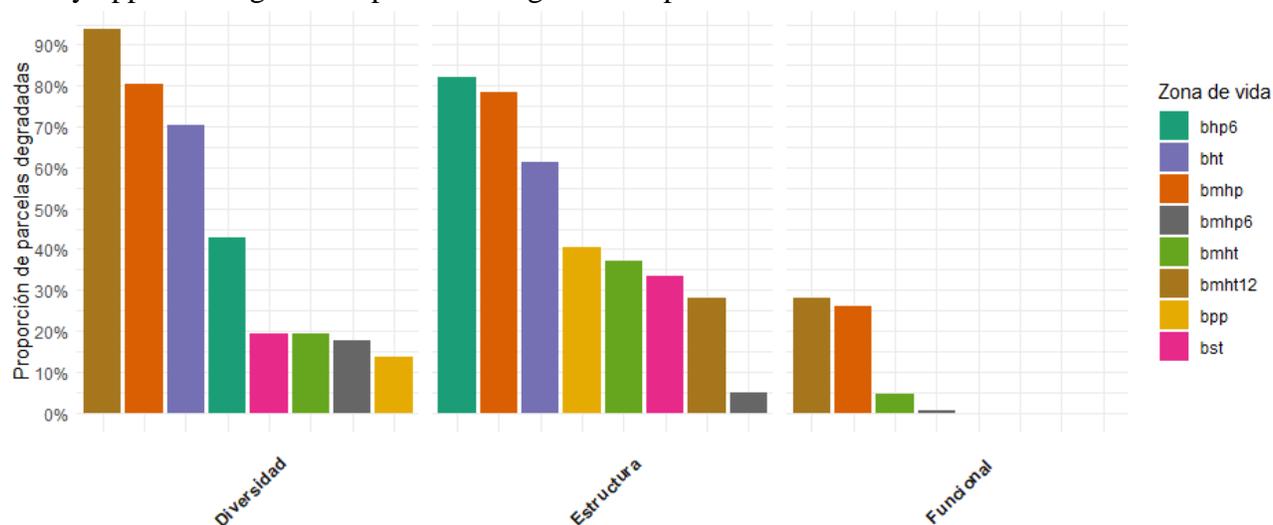
Tipo de bosque	CWM AFE	CWN N	FEve	FRic
Primario aprovechado	6	18	6	5
Secundario	46	15	11	21

*Nota:* porcentaje respecto al total de parcelas evaluadas para cada tipo de bosque, 522 primarios aprovechados y 213 secundarios. No se evaluaron parcelas de bosque degradado, según criterio de experto, para este atributo. Los indicadores evaluados fueron la media ponderada de la comunidad de área foliar específica (CWM AFE), media ponderada de la comunidad de contenido de nitrógeno foliar (CWM N), uniformidad funcional (FEve) y riqueza funcional (FRic), todos estimados por hectárea.

### 3.4.2. Evaluación de la degradación a nivel de atributo

A nivel de atributo, los resultados evidencian que no necesariamente todas las zonas de vida presentan una tendencia uniforme, algunos atributos pueden no cumplir con los valores de referencia, pero no necesariamente todos. En la Figura 13 destaca la zona de vida bmht12, donde más del 90 % de las parcelas se encuentran degradadas para el atributo de diversidad. En contraste, la zona de vida bhp6 presentó la mayor proporción de parcelas para el atributo de estructura (80 %), seguida por bmhp y bht. Por otro lado, las zonas de vida bmht12 y bmhp6 registraron los porcentajes más bajos.

El atributo funcional resultó ser el menos afectado de los tres, con porcentajes de parcelas “degradadas” más bajos. No obstante, las zonas de vida bmht12 y bmhp destacaron nuevamente con los porcentajes más altos para este atributo. Mientras que, bmht y bmhp6, mostraron un número reducido de parcelas, y en bht y bpp no se registraron parcelas “degradadas” para este atributo.



**Figura 13.** Porcentaje de parcelas degradadas por atributo.

Tomando en cuenta el tipo de bosque, en el Cuadro 10 se muestran los porcentajes de parcelas degradadas para el atributo de estructura, diversidad y funcional. Para estructura y diversidad los porcentajes más altos corresponden a las parcelas de bosques degradados, según criterio de expertos, seguido por las de bosques secundarios y, por último, las de primario aprovechado. Se observa que para los bosques primarios aprovechados y secundarios, el atributo más afectado es el de estructura, seguido por el de diversidad. Un porcentaje bajo de parcelas degradadas corresponden al atributo funcional, resaltando los

bosques primarios aprovechados, en donde únicamente el 2 % de las parcelas de la base de datos de este tipo de bosque evidenciaron degradación.

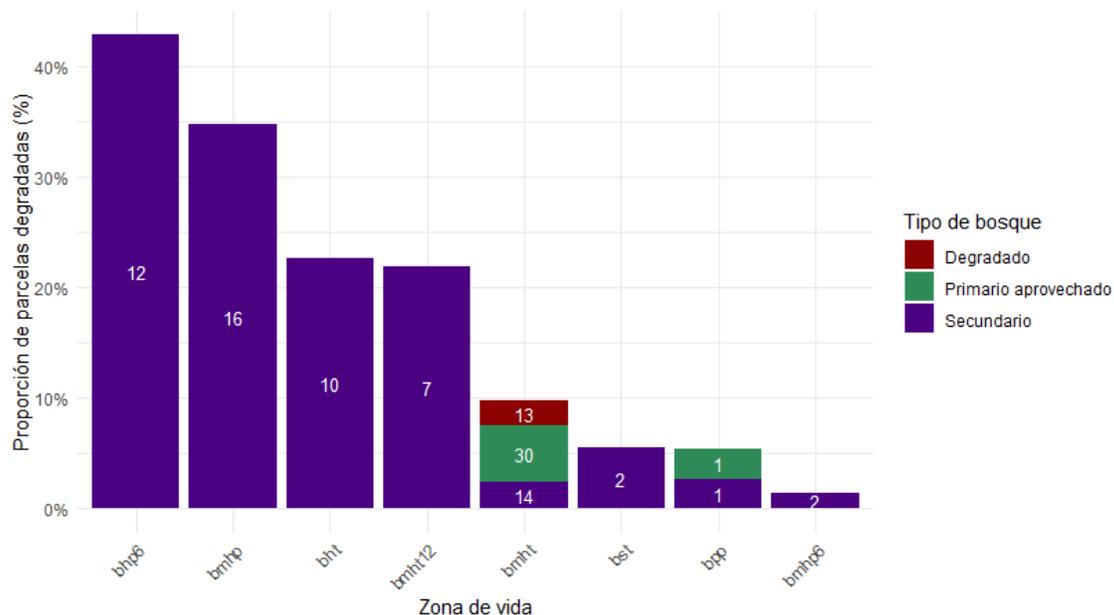
**Cuadro 10.** Porcentaje de parcelas degradadas por atributo y tipo de bosque.

Tipo bosque	Estructura	Diversidad	Funcional
Degradado según criterio de experto	93	100	
Primario aprovechado	24	12	2
Secundario	54	53	18

### 3.4.3. Evaluación de la degradación a nivel de parcela

En la evaluación a nivel de parcela, considerando a los tres atributos, se observa en la Figura 14 el porcentaje de parcelas degradadas de manera general por zona de vida y por tipo de bosque, al momento de la medición. La zona de vida con mayor porcentaje de parcelas degradadas fue bhp6, con poco más del 40 %, seguida de bmhp. Además, las zonas de vida bmht y bpp fueron las únicas en las que se registraron parcelas de bosque primario aprovechado como degradadas, aun así, el porcentaje de estas parcelas degradadas representa alrededor de un 5 % o menos del total de parcelas evaluadas.

Se destaca al bmht12, que a pesar de tener un alto porcentaje de parcelas degradadas para el atributo de diversidad y ser la zona con la mayor cantidad de degradación para el atributo funcional, no fue la zona de vida con mayor porcentaje de parcelas degradadas de manera general.



**Figura 14.** Porcentaje de parcelas degradadas de manera general para cada zona de vida y tipo de bosque.

*Nota:* el estado de degradación general toma en cuenta todos los atributos que hayan sido evaluados para una parcela.

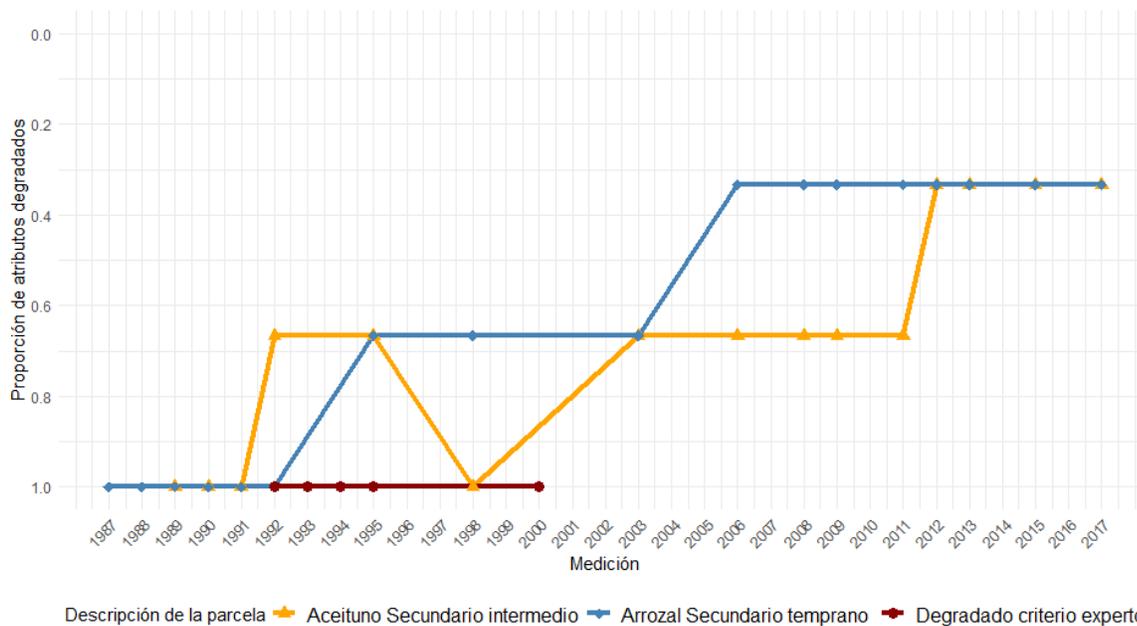
En total, se identificaron 108 parcelas degradadas de manera generalizada, lo que representa el 11.39 % del total de parcelas evaluadas en la base de datos. Sin embargo, es necesario contextualizar estas parcelas, especialmente las de bosque secundario y bosque primario aprovechado:

- Bosques primarios aprovechados: ubicados en las zonas de vida bmht y una parcela en bpp, comprenden las parcelas de los sitios “Hogar de Ancianos” y “Kaminal”. Hogar de Ancianos posee tres parcelas con cuatro mediciones a través del tiempo. Kaminal posee 16 parcelas con una medición cada una, todas estas parcelas cuentan con una sola medición. Se desconoce el año de aprovechamiento.
- Bosques secundarios: comprenden 18 parcelas distintas, de las cuales 12 son mediciones únicas y seis de ellas poseen mediciones a través del tiempo. Únicamente en dos parcelas (sitios Aceituno y Arrozal) se han realizado 15 o más mediciones. El resto posee entre tres y seis.

El estado de degradación generalizado de estas parcelas es para un año en específico, no necesariamente reflejan un estado de degradación a través del tiempo. Por ello, es importante analizar la dinámica temporal en aquellas parcelas con mediciones a través del tiempo.

En la Figura 15 se presentan ejemplos de parcelas con más de cinco mediciones a lo largo del tiempo, mostrando la proporción de atributos degradados. Se observan diversas tendencias para cada parcela:

- Parcelas Aceituno y Arrozal: estas parcelas provienen de sitios previamente talados y luego abandonados. Aceituno es un bosque secundario en sucesión intermedia (30 años después del abandono) y Arrozal es un bosque secundario en sucesión temprana (1 año después del abandono). En los primeros años de medición presentan un estado de degradación generalizado. Progresivamente, mediante un proceso de recuperación, el cual muestra ser dinámico y no lineal, las dos parcelas dejan de degradarse para todos sus atributos. En el caso de Arrozal, respecto a la última medición, aún no cumple con los valores de referencia en cuanto a biomasa, densidad de individuos con DAP >40 cm y área basal de árboles grandes. Mientras que, en Aceituno aún no se recupera el atributo funcional.
- Parcela degradada según criterio experto: esta permaneció consistentemente degradada en todas las mediciones, evidenciando una falta de recuperación en el tiempo de medición, el cual fue de 9 años.



**Figura 15.** Dinámica del estado de degradación.

*Nota:* el valor 1 (100 %) indica que todos los atributos de la parcela están degradados y el valor 0 (0 %) que ninguno está degradado. Valores intermedios indican que solo ciertos atributos se encontraron degradados.

## 4. Discusión

### Metodología innovadora para evaluar degradación forestal con un enfoque integral

Esta propuesta metodológica presenta un enfoque integral e innovador para evaluar la degradación forestal. Similar a las metodologías desarrolladas por Kruse (2019), Mora (2022) y Thompson et al. (2013), esta proposición incluye múltiples indicadores para cada atributo del bosque. Sin embargo, se plantea una lista optimizada de indicadores que permite detectar de manera efectiva cambios en los bosques.

La implementación de esta metodología en un programa de monitoreo en bosques en Costa Rica, esta proporciona una valiosa herramienta para la toma de decisiones sobre las medidas de restauración más adecuadas (Putz & Romero, 2014). Además, puede brindar un panorama más completo acerca de la degradación de bosques en comparación con la metodología empleada por REDD+ en Costa Rica, en donde solo se tomaron en cuenta los cambios en la cobertura del dosel y reservas de carbono (Pedroni & Villegas, 2015).

### Indicadores para evaluar degradación en bosques

En la herramienta de simulación, los escenarios de perturbación en donde los indicadores evidenciaron un cambio más significativo fueron los escenarios con diámetros de aprovechamiento de 30 y 40 cm. No obstante, el área basal aprovechable no fue un factor determinante para el cambio de los indicadores antes y después de la perturbación. Esto es debido a la restricción de considerar únicamente el aprovechamiento de árboles de especies comerciales. Estas especies son relativamente escasas en comparación con las especies no comerciales, como fue demostrado en los resultados de esta investigación. Esta situación refleja una característica inherente a los bosques tropicales: la limitada abundancia de individuos comerciales, lo que puede restringir significativamente las posibilidades de aprovechamiento sostenible (Johnston, 1997; Schulze et al., 2008).

Los indicadores de estructura fueron los que mayor reflejaron el cambio después del aprovechamiento, seguido por los de diversidad y, en última instancia, los funcionales. Esto puede ser debido a la redundancia y resistencia ecológica de los ecosistemas tropicales, en donde es posible que tras una perturbación la diversidad funcional se mantenga estable (Biggs et al., 2020; Rosenfeld, 2002) e incluso llegue a estar favorecida bajo un aprovechamiento moderado (Carreño-Rocabado et al., 2012). Por ello, incluso en el escenario más drástico de perturbación simulado, la perturbación realmente no afectó a varios de los indicadores funcionales (p.e. FDiv y FDis).

En futuros escenarios simulados de perturbación sería necesario eliminar la restricción de extraer únicamente comerciales para evaluar el comportamiento de los indicadores, ya que diversas investigaciones como las de Berenguer et al., (2018) y Depecker et al., (2022) han demostrado que rasgos como la densidad de madera (el cual no obtuvo un cambio significativo en la herramienta de simulación) disminuyen el promedio de su valor en la comunidad después de una perturbación no moderada.

Así mismo, la herramienta de simulación de esta investigación únicamente evaluó el impacto inmediato post-perturbación, por lo que no toma en cuenta la sucesión posterior. Debido a esto, es posible explicar por qué ciertos indicadores no obtuvieron el valor  $d$  requerido para ser seleccionados. Algunos de ellos evidencian cambios a través del tiempo y no de manera inmediata. Por ejemplo, las proporciones de los grupos funcionales, como las especies adquisitivas de rápido crecimiento y las conservativas de crecimiento lento, así como las proporciones de esciófitas y heliófitas (Carreño-Rocabado et al., 2012; Finegan et al., 1999, 2001).

A pesar de que actualmente existen distintas propuestas metodológicas para evaluar la degradación, la elección de sus indicadores suele basarse únicamente en revisión de literatura (Kruse, 2019; Mora, 2022; Thompson et al., 2013; Vásquez-Grandón et al., 2018a). Esta propuesta no solo se centró en identificar indicadores ampliamente utilizados mediante una revisión sistemática de la literatura (Sarti, 2024), sino que también seleccionó aquellos que mejor evidencian cambios tras una perturbación, utilizando la herramienta de simulación y el análisis estadístico. Por lo tanto, los 17 indicadores propuestos no solo cuentan con respaldo en la literatura científica, sino que además han demostrado su eficacia para detectar cambios significativos posteriores a una perturbación.

### **Valores de referencia para los distintos ecosistemas de Costa Rica**

Los valores de referencia son un insumo esencial para evaluar degradación (Thompson et al., 2013; Vásquez-Grandón et al., 2018a; Vayreda et al., 2023) y esta investigación aporta los primeros valores de referencia por zona de vida de Costa Rica para un set de indicadores pertenecientes a distintos atributos del bosque. Estos valores de referencia pueden contribuir a la línea base que se posee actualmente respecto a otros indicadores como las reservas de carbono (Pedroni et al., 2015) e indicadores estructurales de los bosques del Corredor Biológico San Juan La Selva (Sesnie, 2006), los cuales son utilizados actualmente para el *Estándar de Sostenibilidad para el Manejo de Bosques Naturales: Código de Prácticas* (SINAC, 2009). Sin embargo, cabe resaltar que estos valores de referencia necesitan estar en constante actualización debido a la degradación de los bosques primarios a causa del cambio climático (Keenan, 2015).

### **¿Degradación o recuperación en los bosques tropicales de Costa Rica?**

Los resultados de la evaluación a nivel de indicadores y atributos evidencian que una parcela o zona de vida puede estar “degradada” para ciertos indicadores, pero no necesariamente para todos. De igual manera, puede poseer un atributo (estructura, diversidad o funcional) “degradado”, pero no necesariamente todos en una misma parcela. Eso coincide con lo demostrado en la aplicación de otras evaluaciones de bosques tropicales en México (Mora, 2022), en el neotrópico americano y de África

(Poorter et al., 2021) y en bosques templados de la Unión Europea (Marín et al., 2021).

En el atributo de estructura, los indicadores más afectados y que no alcanzaron el valor de referencia, variaron de acuerdo con el tipo de bosque. Se destaca el área basal, densidad de individuos con  $DAP \geq 10$  cm (bosques primarios aprovechados y degradados, según criterio experto) y el área basal de individuos grandes ( $DAP \geq 40$  cm) y la biomasa para bosques secundarios. Por un lado, debido a que el aprovechamiento forestal está ligado directamente con la remoción de cierta cantidad de individuos y área basal, es coherente que estos hayan sido los indicadores más afectados para bosques primarios aprovechados. Por otra parte, en bosques secundarios es de esperarse una menor abundancia de árboles grandes (estos en gran medida contribuyen a la biomasa), ya sea porque fueron aprovechados, debido a la edad del bosque secundario, en donde sus árboles aún no alcanzan dichos diámetros (Lindenmayer & Laurance, 2017), o bien, debido al cambio climático gracias a la sensibilidad de estos árboles ante la sequía prolongada (Allen et al., 2010; Bauman et al., 2022).

Para el atributo de diversidad, fueron los números de Hill los más afectados, tanto por zonas de vida como por tipo de bosque. Estos resultados coinciden con la evaluación de Poorter et al. (2021) en donde los atributos de diversidad taxonómica y biomasa fueron los indicadores con mayor afectación después de una perturbación. En cuanto a los indicadores funcionales, se observó una menor afectación. Esto como fue mencionado, es debido a la redundancia de los bosques tropicales (Biggs et al., 2020; Rosenfeld, 2002) en conjunto con las intensidades bajas o moderadas de perturbación. Sin embargo, es necesario conocer el contexto del régimen de perturbación de cada parcela para asegurar esta afirmación.

Las parcelas de bosque degradado, según criterio de experto, obtuvieron los porcentajes más altos de parcelas degradadas para los atributos de estructura y diversidad. Por lo que, a pesar de que de que cada parcela varió en cuántos y cuáles indicadores no cumplían con el valor de referencia, de manera general, la evaluación de esta investigación coincidió con el criterio experto.

En los resultados finales de la evaluación de la degradación en los bosques de Costa Rica, se identificó que poco más del 10 % de las parcelas evaluadas presentaron todos los atributos degradados. Este resultado es difícil de contrastar con otros estudios, ya que actualmente, existen pocas investigaciones que abordan el fenómeno de la degradación forestal en Costa Rica, o bien, la situación contraria: la recuperación, desde un enfoque integral, tomando en cuenta diversos indicadores. En el caso de Pedroni & Villegas (2015) sus conclusiones acerca de los bosques degradados en Costa Rica se dan en términos de emisiones de carbono provenientes del área total de bosques primarios, mientras que Poorter et al. (2021) brinda sus resultados en términos de años de recuperación de bosques secundarios.

Además, es importante recalcar que las parcelas degradadas en esta investigación corresponden a un momento dado en el tiempo. Diversos autores señalan que la degradación debe interpretarse dentro del marco de los procesos ecológicos, considerando factores como la dinámica forestal y las posibles trayectorias de recuperación tras una perturbación (Putz & Romero, 2014). Un bosque se clasifica como “degradado” cuando pierde su capacidad de regeneración, queda estancado en el proceso sucesional y requiere intervenciones humanas para recuperar su funcionalidad (Ghazoul et al., 2015; Ghazoul & Chazdon, 2017a, 2017b; Putz & Romero, 2014). En este sentido, los resultados de esta investigación evidencian la necesidad de realizar mediciones a lo largo del tiempo para confirmar si un bosque mantiene una tendencia sostenida de degradación en sus indicadores o, por el contrario, se encuentra en un proceso de recuperación, lo que indicaría una etapa sucesional y no necesariamente degradación. Ejemplo de ello, fueron dos de las parcelas clasificadas como degradadas de bosque secundario con mediciones a través del tiempo, en donde el estado de degradación se mantuvo durante algunos años, pero posteriormente se observó una recuperación.

Por esta razón, es crucial establecer un período mínimo de monitoreo que permita identificar con mayor certeza si un bosque está degradado, tener información acerca de la edad del bosque, o bien, conocer el régimen de perturbación que haya podido experimentar el bosque en un periodo de tiempo. En el caso de los bosques secundarios, según la investigación de Poorter et al. (2021) la recuperación completa de los atributos puede requerir más de cien años, por lo que estos bosques deberían de manejarse con el enfoque de “recuperación” en lugar de “degradación”, a menos que se compruebe un declive y estancamiento sucesional de sus atributos a través del tiempo.

## **5. Conclusiones**

La metodología desarrollada permite abordar la evaluación de la degradación desde distintos enfoques: por indicador, por atributo o a nivel de parcela; en donde, la presencia de un indicador o atributo degradado no implica necesariamente que los demás también lo estén. Además, se logró recopilar un conjunto de indicadores ecológicos capaces de detectar cambios después de una perturbación, lo que los hace útiles para evaluar la degradación forestal. Estos indicadores, junto con los valores de referencia generados, representan un aporte importante para establecer una línea base de los ecosistemas en Costa Rica, pudiendo no solo emplearse para la evaluación de la degradación, sino también para el seguimiento de las tasas de recuperación.

En este contexto, la degradación forestal se reconoce como un fenómeno de creciente importancia que requiere alcanzar consensos claros sobre su definición, las metodologías para evaluarla y su relación con los procesos de recuperación. Establecer estos acuerdos a nivel nacional es un paso fundamental para avanzar en la conservación de los bosques. Asimismo, el monitoreo a largo plazo resulta indispensable, ya que permite identificar si una parcela presenta signos de degradación, evidenciar posibles declives en los atributos del bosque y detectar estancamientos en la sucesión ecológica. Por ello, es crucial invertir en programas de monitoreo forestal que aseguren un seguimiento continuo y detallado de los cambios en los ecosistemas a lo largo del tiempo. Además, dado que los bosques secundarios requieren periodos prolongados para alcanzar valores de referencia, es recomendable evaluarlos con un enfoque de recuperación que reconozca su dinámica particular y contribuya a su manejo sostenible.

## **6. Consideraciones finales**

Es fundamental validar esta metodología a través del criterio de diversos expertos en el área forestal del país. Esta validación podría realizarse mediante un taller donde se certifiquen los indicadores propuestos, los valores de referencia, el número de indicadores necesarios para considerar un atributo como degradado y el tiempo requerido para determinar que un bosque ha alcanzado un estado de degradación. Además, se recomienda, según la disponibilidad de información, incluir el rasgo funcional de altura máxima de la especie en la estimación de los índices funcionales, dado que este rasgo, junto con la densidad de madera, ha demostrado ser determinante en las dinámicas de crecimiento de los bosques tropicales (Hérault et al., 2011).

A pesar de no haber obtenido valores significativos en la prueba realizada, se sugiere la integración del índice FDiv en el análisis funcional, ya que fue diseñado para ser utilizado junto con FRic y FEve de manera complementaria (Villéger et al., 2008). Además, FDiv puede ser estimado en el mismo proceso que estos índices a través del paquete FD y se considera el índice funcional más preciso para trabajar con abundancias (Mouchet et al., 2010). Así mismo, para futuros análisis, es recomendable optimizar la metodología mediante la reducción del conjunto de indicadores propuestos, identificando posibles

redundancias. Por ejemplo, la riqueza de especies y la riqueza funcional suelen estar correlacionadas, como lo demuestran estudios realizados en comunidades vegetales y animales (Petchev & Gaston, 2002).

También se reconocen las limitaciones de la herramienta de simulación, tales como no considerar la competencia, el sesgo espacial del claro y la imposibilidad de simular una sucesión, lo que pudo haber afectado algunos indicadores. Por ello, es importante validar el funcionamiento de la herramienta de simulación mediante la aplicación de la prueba de Cohen en parcelas con información disponible antes y después de un aprovechamiento.

Finalmente, replanteando el concepto de degradación a partir de las lecciones aprendidas en esta investigación, se propone redefinirla como el deterioro de uno o varios atributos del bosque —como la estructura, la composición o la funcionalidad— causado por perturbaciones antropogénicas directas, las cuales disminuyen la resiliencia del ecosistema e impiden su recuperación natural en un periodo de tiempo determinado.

## Referencias bibliográficas

- Alananbeh, K. M., Othman, Y. A., Tahat, M. M., Al-Dakil, H., Yahya, A. A., Ayasrah, B., Al-Share, T., Alkhatatbeh, S., Al-Zoubi, R., Alnaanah, M., Malkawy, S., & Alananbeh, M. B. (2023). Forest Health Assessment in Four Jordanian Reserves Located in Semi-Arid Environments. *Forests*, *14*(5). <https://doi.org/10.3390/f14050918>
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J. H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, *259*(4). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Angelsen, A. (2008). Moving ahead with REDD: issues, options and implications. In *Moving ahead with REDD: issues, options and implications*. CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/002601>
- Aparecido de Almeida, C., Pinheiro, L., Dalton de Morisson, M., Gilberto, V., Lubia Vinhas, C., Rodrigues Gomes, A., Vieira Monteiro, A., de Almeida Souza, A., Daleles Rennó, C., Silva Marcos, D., Sobral Escada, M., da Motta, M., & Amaral, S. (2021). *METHODOLOGY FOR FOREST MONITORING USED IN PRODES AND DETER PROJECTS*.
- Armenteras, D., González, TM., Retana, J., & Espelta, JM. (2016). *Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales*. IBERO-REDD+.
- Asner, G. P. (2009). Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *Journal of Applied Remote Sensing*, *3*(1). <https://doi.org/10.1117/1.3223675>
- Asner, G. P., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., Knapp, D. E., & Silva, J. M. M. (2006). Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *103*(34). <https://doi.org/10.1073/pnas.0604093103>
- Baiges, T., Cervera, T., Palero, N., Gonin, P., & Larrieu, L. (2022). *El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP) como herramienta de apoyo a la gestión forestal: fundamentos y aplicaciones en Cataluña*.
- Bakhtiyari, M., Lee, S. Y., & Warnken, J. (2019). Seeing the forest as well as the trees: An expert opinion approach to identifying holistic condition indicators for mangrove ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *222*. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.003>
- Baraloto, C., Hérault, B., Paine, C. E. T., Massot, H., Blanc, L., Bonal, D., Molino, J. F., Nicolini, E. A., & Sabatier, D. (2012). Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology*, *49*(4). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02164.x>

- Baraloto, C., Paine, C. E. T., Poorter, L., Beauchene, J., Bonal, D., Domenach, A. M., Hérault, B., Patiño, S., Roggy, J. C., & Chave, J. (2010). Decoupled leaf and stem economics in rain forest trees. *Ecology Letters*, *13*(11). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01517.x>
- Barrett T, Dowle M, Srinivasan A, Gorecki J, Chirico M, & Hocking T. (2024). *data.table: Extension of `data.frame`*.
- Bauman, D., Fortunel, C., Delhaye, G., Malhi, Y., Cernusak, L. A., Bentley, L. P., Rifai, S. W., Aguirre-Gutiérrez, J., Menor, I. O., Phillips, O. L., McNellis, B. E., Bradford, M., Laurance, S. G. W., Hutchinson, M. F., Dempsey, R., Santos-Andrade, P. E., Ninantay-Rivera, H. R., Chambi Paucar, J. R., & McMahon, S. M. (2022). Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. *Nature*, *608*(7923). <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7>
- Benchimol, M., Talora, D. C., Mariano-Neto, E., Oliveira, T. L. S., Leal, A., Mielke, M. S., & Faria, D. (2017). Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, *384*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.014>
- Berenguer, E., Gardner, T. A., Ferreira, J., Aragão, L. E. O. C., Mac Nally, R., Thomson, J. R., Vieira, I. C. G., & Barlow, J. (2018). Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology*, *106*(6). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12991>
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., Keyser, S. R., Khursigara, A. J., Lu, K., Muth, A. F., Negrete, B., & Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*, *11*(7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3184>
- Bilotta, G. S., Milner, A. M., & Boyd, I. (2014). On the use of systematic reviews to inform environmental policies. In *Environmental Science and Policy* (Vol. 42). <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.05.010>
- Bončina, A., Klopčič, M., Simončič, T., Dakskobler, I., Ficko, A., & Rozman, A. (2017). A general framework to describe the alteration of natural tree species composition as an indicator of forest naturalness. *Ecological Indicators*, *77*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.039>
- Bourgoin, C., Ceccherini, G., & Girardello, M. (2024). Human degradation of tropical moist forests is greater than previously estimated. *Nature*, *631*, 570–576.
- Brandon, K. (2015a). Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622749>
- Brandon, K. (2015b). Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622749>
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O. B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I. D., van der Plas, F., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 26, Issue 13). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Brown, S. (2002). Measuring carbon in forests: Current status and future challenges. *Environmental Pollution*, *116*(3). [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00212-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00212-3)
- Bruy, D., Ibanez, T., Munzinger, J., & Isnard, S. (2017). Abundance, richness and composition of lianas in forest communities along an elevation gradient in New Caledonia. *Plant Ecology and Diversity*, *10*(5–6). <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430186>
- Bustamante, M. M. C., Roitman, I., Aide, T. M., Alencar, A., Anderson, L. O., Aragão, L., Asner, G. P., Barlow, J., Berenguer, E., Chambers, J., Costa, M. H., Fanin, T., Ferreira, L. G., Ferreira, J., Keller, M., Magnusson, W. E., Morales-Barquero, L., Morton, D., Ometto, J. P. H. B., ... Vieira, I. C. G. (2016). Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. In *Global Change Biology* (Vol. 22, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/gcb.13087>

- Cairns, M. A., Olmsted, I., Granados, J., & Argaez, J. (2003). Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management*, 186(1–3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00229-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00229-9)
- Campbell, M., Laurance, W. F., & Magrach, A. (2014). Ecological effects of lianas in fragmented forests. In *Ecology of Lianas*. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch29>
- Capers, R. S., Chazdon, R. L., Brenes, A. R., & Alvarado, B. V. (2005). Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology*, 93(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01050.x>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., MacE, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. In *Nature* (Vol. 486, Issue 7401). <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J. C., & Poorter, L. (2012). Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 100(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x>
- Centro Nacional de Información Geo-Ambiental - CENIGA. (2008). Mapa de zonas de vida de Costa Rica. In *SNIT*.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10). <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chazdon, R. (2013). Tropical Forest Regeneration. *Encyclopedia of Biodiversity*, 7, 277–286.
- Chazdon, R. L. (2008). Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In *Tropical Forest Community Ecology*.
- Chirici, G., Winter, S., McRoberts, R. E., & (eds.). (2011). National Forest Inventories : Contributions to Forest Biodiversity Assessments Managing Forest Ecosystems. In *Managing forest ecosystems*.
- Chraïbi, E., Arnold, H., Luque, S., Deacon, A., Magurran, A. E., & Féret, J. B. (2021). A remote sensing approach to understanding patterns of secondary succession in tropical forest. *Remote Sensing*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/rs13112148>
- Clark, D. B., & Clark, D. A. (1996). Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*, 80(1–3). [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03607-5](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03607-5)
- Comisión Nacional de Sostenibilidad Forestal. (2018). Listado de especies con gremios ecológicos actualizado. In *Archivo de Excel*. SINAC.
- Coote, L., Dietzsch, A. C., Wilson, M. W., Graham, C. T., Fuller, L., Walsh, A. T., Irwin, S., Kelly, D. L., Mitchell, F. J. G., Kelly, T. C., & O'Halloran, J. (2013). Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological Indicators*, 32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.020>
- Cornelissen, J. H. C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., Reich, P. B., Ter Steege, H., Morgan, H. D., Van Der Heijden, M. G. A., Pausas, J. G., & Poorter, H. (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. In *Australian Journal of Botany* (Vol. 51, Issue 4). <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- Cosovic, M. (2022). Using inventory variables for practical biodiversity assessment in plantation stands. *Forest*

*Systems*, 31(2). <https://doi.org/10.5424/fs/2022312-18856>

- Costanza, R. (2012). Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.023>
- Côté, S., Bélanger, L., Bearegard, R., Thiffault, É., & Margni, M. (2019). A conceptual model for forest naturalness assessment and application in Quebec's boreal forest. *Forests*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/f10040325>
- De Marzo, T., Pratzler, M., Baumann, M., Gasparri, N. I., Pötzschner, F., & Kuemmerle, T. (2023). Linking disturbance history to current forest structure to assess the impact of disturbances in tropical dry forests. *Forest Ecology and Management*, 539. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120989>
- Depecker, J., Asimonyio, J. A., Miteho, R., Hatangi, Y., Kambale, J.-L., Verleysen, L., Stoffelen, P., Janssens, S. B., Dhed'a, B., Vandeloock, F., & Honnay, O. (2022). The association between rainforest disturbance and recovery, tree community composition, and community traits in the Yangambi area in the Democratic Republic of the Congo. *Journal of Tropical Ecology*, 38(6). <https://doi.org/10.1017/s0266467422000347>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K. M. A., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., ... Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* (Vol. 14). <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Larsen, T. H., Hsu, W. W., Benedick, S., Chung, A., Vun Khen, C., Wilcove, D. S., & Hamer, K. C. (2014). Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot? *Animal Conservation*, 17(2). <https://doi.org/10.1111/acv.12074>
- Eguiguren, P., Fischer, R., & Günter, S. (2019). Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forests*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/f10050442>
- Elogne, A. G. M., Pioniot, C., Zo-Bi, I. C., Amani, B. H. K., Van der Meersch, V., & Héroult, B. (2023). Life after fire - Long-term responses of 20 timber species in semi-deciduous forests of West Africa. *Forest Ecology and Management*, 538. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120977>
- E.O., S., S., A., C., de S., A.E., D., D., K., I.A.P., R., W.D., S., & (eds.). (2014). REDD+ on the ground: A case book of subnational initiatives across the globe. In *REDD+ on the ground: A case book of subnational initiatives across the globe*. <https://doi.org/10.17528/cifor/005202>
- Espírito-Santo, F. D. B., Keller, M. M., Linder, E., Oliveira Junior, R. C., Pereira, C., & Oliveira, C. G. (2014). Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: Measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots. *Plant Ecology and Diversity*, 7(1–2). <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.795629>
- European Environment Agency. (2012). *Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process*.
- European environment agency. (2014). Developing a forest naturalness indicator for Europe. Concept and methodology for a high nature value (HNV) forest indicator. In *EEA technical report, n° 13/2014* (Issue 13).
- FAO. (2000). FRA 2000 On definitions of forest and forest change. *FRA Working Paper, November*.
- FAO. (2020). Global Forest Resources Assessment 2020. In *Global Forest Resources Assessment 2020*. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- FAO and UNEP. (2020). The State of the World's Forests 2020. In *The State of the World's Forests 2020*. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>

- Fassnacht, F. E., White, J. C., Wulder, M. A., & Næsset, E. (2024). Remote sensing in forestry: current challenges, considerations and directions. In *Forestry* (Vol. 97, Issue 1). <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad024>
- Finegan, B., Camacho, M., & Zamora, N. (1999). Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management*, 121(3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00551-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00551-9)
- Finegan, B., Delgado, D., Camacho, M., & Zamora, N. (2001). Timber production and plant biodiversity conservation in a Costa Rican rain forest: an experimental study and its lessons for adaptive sustainability assessment. *EFI Proceedings*, 38.
- Fischer, R., Bohn, F., Dantas de Paula, M., Dislich, C., Groeneveld, J., Gutiérrez, A. G., Kazmierczak, M., Knapp, N., Lehmann, S., Paulick, S., Pütz, S., Rödig, E., Taubert, F., Köhler, P., & Huth, A. (2016). Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecological Modelling*, 326. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.018>
- FONAFIFO. (2024). *Estrategia Nacional REDD+ Costa Rica*.
- Ford, H., Healey, J. R., Markesteijn, L., & Smith, A. R. (2018). How does grazing management influence the functional diversity of oak woodland ecosystems? A plant trait approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.025>
- Ganivet, E., & Bloomberg, M. (2019). Towards rapid assessments of tree species diversity and structure in fragmented tropical forests: A review of perspectives offered by remotely-sensed and field-based data. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 432). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.003>
- Gerwing, J. J. (2002). Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 157(1–3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00644-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00644-7)
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., & King, L. A. (2015). Conceptualizing Forest Degradation. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 30, Issue 10). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001>
- Ghazoul, J., & Chazdon, R. (2017a). Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. In *Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 42). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Ghazoul, J., & Chazdon, R. (2017b). Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. In *Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 42). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Gibbons, P., Briggs, S. V., Ayers, D. A., Doyle, S., Seddon, J., McElhinny, C., Jones, N., Sims, R., & Doody, J. S. (2008). Rapidly quantifying reference conditions in modified landscapes. *Biological Conservation*, 141(10). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.009>
- Gladstone-Gallagher, R. V., Pilditch, C. A., Stephenson, F., & Thrush, S. F. (2019). Linking Traits across Ecological Scales Determines Functional Resilience. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 34, Issue 12). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.010>
- Goldstein, J. E. (2014). The Afterlives of Degraded Tropical Forests: New Value for Conservation and Development. *Environment and Society*, 5(1). <https://doi.org/10.3167/ares.2014.050108>
- Goulamoussène, Y., Bedeau, C., Descroix, L., Linguet, L., & Hérault, B. (2017). Environmental control of natural gap size distribution in tropical forests. *Biogeosciences*, 14(2). <https://doi.org/10.5194/bg-14-353-2017>
- Hansen, A. J., Aragon-Osejo, J., González, I., Veneros, J., Virnig, A. L. S., Jantz, P., Venter, O., Goetz, S., Watson, J. E. M., Cordoba, N., Rodriguez, S., Monroy, L., Iglesias, J., Beltrán, L., Borja, D., Ureta, D., Tingo, J., Oñate, C., Valencia, F., ... Huerta, P. (2024). Developing national complementary indicators of

- SDG15 that consider forest quality: Applications in Colombia, Ecuador, and Peru. *Ecological Indicators*, 159. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111654>
- Hansen, M. C., Wang, L., Song, X. P., Tyukavina, A., Turubanova, S., Potapov, P. V., & Stehman, S. V. (2020). The fate of tropical forest fragments. *Science Advances*, 6(11). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax8574>
- Haq, S. M., Waheed, M., Khoja, A. A., Amjad, M. S., Bussmann, R. W., Ali, K., & Jones, D. A. (2023). Measuring forest health at stand level: A multi-indicator evaluation for use in adaptive management and policy. *Ecological Indicators*, 150. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110225>
- Héroult, B., Bachelot, B., Poorter, L., Rossi, V., Bongers, F., Chave, J., Paine, C. E. T., Wagner, F., & Baraloto, C. (2011). Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. *Journal of Ecology*, 99(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01883.x>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2). <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. In *Environmental Research Letters* (Vol. 7, Issue 4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>
- Howell, E., Harrington, J., & Glass, S. (2011). *Introduction to Restoration Ecology* (2nd ed.). Island Press.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Huang, S., Ramirez, C., McElhaney, M., Clark, C., & Yao, Z. (2019). Quantifying Spatiotemporal Post-Disturbance Recovery Using Field Inventory, Tree Growth, and Remote Sensing. *Earth and Space Science*, 6(3). <https://doi.org/10.1029/2018EA000489>
- Hui, G., Zhang, G., Zhao, Z., & Yang, A. (2019). Methods of Forest Structure Research: a Review. In *Current Forestry Reports* (Vol. 5, Issue 3). <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00090-7>
- IPCC. (2022). Land–climate interactions. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. In *Climate Change and Land*.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Jennings, S. B., Brown, N. D., & Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: Canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(1). <https://doi.org/10.1093/forestry/72.1.59>
- Johnston, M. (1997). Tree population studies in low-diversity forests, Guyana. II. Assessments on the distribution and abundance of non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation*, 7(1). <https://doi.org/10.1023/A:1008859713118>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. In *Oikos* (Vol. 113, Issue 2). <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Karjalainen, T., Richards Tomas Hernandez, G., Kainja, S., Lawson, G., Liu, S., Prisley, S., Ivar Arana Pardo, J., Birdsey, R., Boehm, M., Daka, J., Kobayashi, S., Gyde Lund, H., Michalak, R., Takahashi, M., & Al, D. (2008). *IPCC Report on Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from 3 Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types AUTHORS AND REVIEW EDITORS Coordinating Lead Authors Lead Authors Review Editors Contents IPCC Report on Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from 5 Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types*.
- Kattge, J., Bönnisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G. D. A.,

- Aakala, T., Abedi, M., Acosta, A. T. R., Adamidis, G. C., Adamson, K., Aiba, M., Albert, C. H., Alcántara, J. M., Alcázar C, C., Aleixo, I., Ali, H., ... Wirth, C. (2020). TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, 26(1). <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>
- Keenan, R. J. (2015). Climate change impacts and adaptation in forest management: a review. In *Annals of Forest Science* (Vol. 72, Issue 2). <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0446-5>
- Köhl, M., Ehrhart, H. P., Knauf, M., & Neupane, P. R. (2020). A viable indicator approach for assessing sustainable forest management in terms of carbon emissions and removals. *Ecological Indicators*, 111. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106057>
- Kruse, M. (2019). Ecosystem Health Indicators. In *Encyclopedia of Ecology: Volume 1-4, Second Edition* (Vol. 1). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11200-X>
- Lachat, T., Bouget, C., Büttler, R., & Müller, J. (2013). Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity, May 2016*.
- Lachenbruch, P. A., & Cohen, J. (1989). Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences (2nd ed.). *Journal of the American Statistical Association*, 84(408). <https://doi.org/10.2307/2290095>
- Lakićević, M., & Srđević, B. (2018). Measuring Biodiversity in Forest Communities – A Role of Biodiversity Indices. *Contemporary Agriculture*, 67(1). <https://doi.org/10.2478/contagri-2018-0010>
- Laliberte, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1). <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Landburg, G., Amatamsir, C., Muys, B., & Hermy, M. (2021). Medium and long term effects of logging systems on forest structure and composition in the tropical rainforest of Suriname. *Journal of Forest Research*, 26(5). <https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1913305>
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Fearnside, P. M., Lovejoy, T. E., Williamson, G. B., Mesquita, R. C. G., Meyer, C. F. J., Bobrowiec, P. E. D., & Laurance, S. G. W. (2018). An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*, 93(1). <https://doi.org/10.1111/brv.12343>
- Lausch, A., & Herzog, F. (2002). Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: Issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2(1–2). [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N. S. G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., & Bonis, A. (2008). Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! In *Functional Ecology* (Vol. 22, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Lechner, A. M., Foody, G. M., & Boyd, D. S. (2020). Applications in Remote Sensing to Forest Ecology and Management. In *One Earth* (Vol. 2, Issue 5). <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.001>
- Lepš, J., de Bello, F., Lavorel, S., & Berman, S. (2006). Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: Practical considerations matter. *Preslia*, 78(4).
- Leyva-Ovalle, Á., Valdez-Lazalde, J. R., de los Santos-Posadas, H. M., Martínez-Trinidad, T., Herrera-Corredor, J. A., Lugo-Espinosa, O., & García-Nava, J. R. (2017). Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys). *Madera Bosques*, 23(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321431>
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. F. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews*, 92(3). <https://doi.org/10.1111/brv.12290>
- Liu, X., Swenson, N. G., Lin, D., Mi, X., Umaña, M. N., Schmid, B., & Ma, K. (2016). Linking individual-level functional traits to tree growth in a subtropical forest. *Ecology*, 97(9). <https://doi.org/10.1002/ecy.1445>

- Llactayo, W., Salcedo, K., & Victoria, E. (2013). *Protocolo: Análisis y Clasificación de Imágenes para el Monitoreo de Cobertura de Bosque, Deforestación y Degradación Forestales*.
- Lombardi, F., Lasserre, B., Tognetti, R., & Marchetti, M. (2008). Deadwood in relation to stand management and forest type in central apennines (Molise, Italy). *Ecosystems*, *11*(6). <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9167-7>
- Longo, M., Keller, M., dos-Santos, M. N., Leitold, V., Pinagé, E. R., Baccini, A., Saatchi, S., Nogueira, E. M., Batistella, M., & Morton, D. C. (2016). Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. *Global Biogeochemical Cycles*, *30*(11). <https://doi.org/10.1002/2016GB005465>
- López-Bedoya, P. A., Bohada-Murillo, M., Ángel-Vallejo, M. C., Audino, L. D., Davis, A. L. V., Gurr, G., & Noriega, J. A. (2022). Primary forest loss and degradation reduces biodiversity and ecosystem functioning: A global meta-analysis using dung beetles as an indicator taxon. *Journal of Applied Ecology*, *59*(6). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14167>
- Lund, H. G. (2009). What is a degraded forest? *White Paper on Forest Degradation Definitions Prepared for FAO*, 2.
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 27, Issue 1). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>
- Maitner B, & Boyle B. (2024). TNRS: Taxonomic Name Resolution Service. *R Package Version 0.3.6*, <<https://CRAN.R-Project.Org/Package=TNRS>>.
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., & Zelazowski, P. (2014). Tropical forests in the anthropocene. In *Annual Review of Environment and Resources* (Vol. 39). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- Marín, A. I., Abdul Malak, D., Bastrup-Birk, A., Chirici, G., Barbati, A., & Kleeschulte, S. (2021). Mapping forest condition in Europe: Methodological developments in support to forest biodiversity assessments. *Ecological Indicators*, *128*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107839>
- Martínez, B. C., Rosado, O. R., López, F. G., Hernández, P. P., Becerra, Á. M., & Villamil, L. V. (2011). Application of simulation models in agricultural research and planning, a review. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, *14*(3).
- Mason, N. W. H., & De Bello, F. (2013). Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, *24*(5). <https://doi.org/10.1111/jvs.12097>
- Mather, A. (2003). Global Forest Resources Assessment 2000 Main Report. *Land Use Policy*, *20*(2). [https://doi.org/10.1016/s0264-8377\(03\)00003-6](https://doi.org/10.1016/s0264-8377(03)00003-6)
- Maua, J. O., MugatsiaTsingalia, H., Cheboiwo, J., & Odee, D. (2020). Population structure and regeneration status of woody species in a remnant tropical forest: A case study of South Nandi forest, Kenya. *Global Ecology and Conservation*, *21*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00820>
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., & Bauhus, J. (2005). Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 218, Issues 1–3). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.034>
- McGarigal, K. (2015). FRAGSTATS HELP v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. *LandEco Consulting*, April.
- Meza, M. C., Espelta, J. M., González, T. M., & Armenteras, D. (2023). Fire reduces taxonomic and functional diversity in Neotropical moist seasonally flooded forests. In *Perspectives in Ecology and Conservation* (Vol. 21, Issue 2). <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.04.003>

- MINAE, C. R. (1996). *Ley Forestal N° 7575: Los Principios, Criterios e Indicadores para el Manejo de Bosques Naturales y su Certificación en Costa Rica*.
- Moore, J. C. (2013). Diversity, Taxonomic versus Functional. In *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00036-8>
- Mora, F. (2022). A suite of ecological indicators for evaluating the integrity of structural eco-complexity in Mexican forests. *Ecological Complexity*, 50. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2022.101001>
- Moreno, C. E., Calderón-Patrón, J. M., Arroyo-Rodríguez, V., Barragán, F., Escobar, F., Gómez-Ortiz, Y., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A. P., Martínez-Morales, M. A., Mendoza, E., Ortega-Martínez, I. J., Pérez-Hernández, C. X., Pineda, E., Pineda-López, R., Rios-Díaz, C. L., Rodríguez, P., Rosas, F., Schondube, J. E., & Zuria, I. (2017). Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. *Biodiversity and Conservation*, 26(12). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1401-1>
- Morrison Vila, L. P. (2020). Caracterización de la biomasa en pie y de la productividad de biomasa en bosques tropicales primarios, de producción y bosques secundarios en Costa Rica. In [file:///C:/Users/VERA/Downloads/ASKEP\\_AGREGAT\\_ANAK\\_and\\_REMAJA\\_PRINT.docx](file:///C:/Users/VERA/Downloads/ASKEP_AGREGAT_ANAK_and_REMAJA_PRINT.docx) (Vol. 21, Issue 1).
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 28, Issue 3). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Mullan, K. (2015). The Value of Forest Ecosystem Services to Developing Economies. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622748>
- Nadkarni, N. M., McIntosh, A. C. S., & Cushing, J. B. (2008). A framework to categorize forest structure concepts. *Forest Ecology and Management*, 256(5). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.021>
- Navarro, G., R. N. D. B., & Rumiz, D. I. (2008). Criterios para evaluar el estado actual de conservación y degradación de los bosques de Bolivia Criteria to evaluate the current conservation and degradation status of Bolivian forests. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 22(Artículos científicos-técnicos).
- Ngo Bieng, M. A., Souza Oliveira, M., Roda, J. M., Boissière, M., Héroult, B., Guizol, P., Villalobos, R., & Sist, P. (2021). Relevance of secondary tropical forest for landscape restoration. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 493). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119265>
- Noss, R. F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, 115(2–3). [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00394-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00394-6)
- Olokeogun, O. S. (2022). Understanding the Drivers of Forest Degradation. In *Forest Dynamics and Conservation: Science, Innovations and Policies*. [https://doi.org/10.1007/978-981-19-0071-6\\_2](https://doi.org/10.1007/978-981-19-0071-6_2)
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., & Graham, R. L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3). <https://doi.org/10.1007/BF00162741>
- Osović, M. C., Bugalho, M. N., Thom, D., & Borges, J. G. (2020). Stand structural characteristics are the most practical biodiversity indicators for forest management planning in Europe. In *Forests* (Vol. 11, Issue 3). <https://doi.org/10.3390/f11030343>
- Ozanne, C. H. P., Anhuf, D., Boulter, S. L., Keller, H., Kitching, R. L., Körner, C., Meinzer, F. C., Mitchell, A. W., Nakashizuka, T., Silva Dias, P. L., Stork, N. E., Wright, S. J., & Yoshimura, M. (2003). Biodiversity

meets the atmosphere: A global view of forest canopies. In *Science* (Vol. 301, Issue 5630).  
<https://doi.org/10.1126/science.1084507>

- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. In *The BMJ* (Vol. 372).  
<https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Pakeman, R. J. (2014). Functional trait metrics are sensitive to the completeness of the species' trait data? *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12136>
- Pakeman, R. J., & Queded, H. M. (2007). Sampling plant functional traits: What proportion of the species need to be measured? *Applied Vegetation Science*, 10(1). <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2007.tb00507.x>
- Pause, M., Schweitzer, C., Rosenthal, M., Keuck, V., Bumberger, J., Dietrich, P., Heurich, M., Jung, A., & Lausch, A. (2016). In situ/remote sensing integration to assess forest health-a review. In *Remote Sensing* (Vol. 8, Issue 6). <https://doi.org/10.3390/rs8060471>
- Pedroni, L., Espejo, A., & Villegas, J. F. (2015). *Nivel de referencia de emisiones y absorciones forestales de Costa Rica ante el Fondo de Carbono de FCPF: metodología y resultados*.
- Pedroni, L., & Villegas, J. F. (2015). *Análisis de significancia de los cambios de existencias de carbono en bosques que permanecieron bosques*.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P. B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., de Vos, A. C., ... Cornelissen, J. H. C. (2016). Corrigendum to: New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 64(8). [https://doi.org/10.1071/bt12225\\_co](https://doi.org/10.1071/bt12225_co)
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3). <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking forward. In *Ecology Letters* (Vol. 9, Issue 6). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Phillips, O. L., Vésquez Martínez, R., Arroyo, L., Baker, T. R., Killeen, T., Lewis, S. L., Malhi, Y., Monteagudo Mendoza, A., Neill, D., Núñez Vargas, P., Alexiades, M., Cerón, C., Di Flore, A., Erwin, T., Jardim, A., Palacios, W., Saldias, M., & Vinceti, B. (2002). Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature*, 418(6899). <https://doi.org/10.1038/nature00926>
- Picard, N., Mortier, F., Ploton, P., Liang, J., Derroire, G., Bastin, J. F., Ayyappan, N., Bénédet, F., Boyemba Bosela, F., Clark, C. J., Crowther, T. W., Engone Obiang, N. L., Forni, É., Harris, D., Ngomanda, A., Poulsen, J. R., Sonké, B., Coutron, P., & Gourlet-Fleury, S. (2021). Using Model Analysis to Unveil Hidden Patterns in Tropical Forest Structures. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9.  
<https://doi.org/10.3389/fevo.2021.599200>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(C). [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Pinotti, B. T., Pagotto, C. P., & Pardini, R. (2012). Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 283.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.020>
- Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C. C., van der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., Chazdon, R. L., Farrior, C. E., Kambach, S., Meave, J. A., Muñoz, R., Norden, N., Rüger, N., van Breugel, M., Zambrano, A. M. A., Amani, B., Andrade, J. L., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., ... Hérault, B. (2021). Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, 374(6573). <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>

- PRCC (Programa Regional de Cambio Climático de USAID). (2015). *Definiendo la Reducción de Emisiones por Degradación Forestal en el Marco de REDD+ en Costa Rica*.
- Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC. (2015). *Inventario Nacional Forestal de Costa Rica 2014-2015*.
- Pucher, C., Neumann, M., & Hasenauer, H. (2022). An Improved Forest Structure Data Set for Europe. *Remote Sensing*, 14(2). <https://doi.org/10.3390/rs14020395>
- Putz, F. E., & Redford, K. H. (2010). The importance of defining “Forest”: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica*, 42(1). <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x>
- Putz, F. E., & Romero, C. (2014). Futures of tropical forests (sensu lato). *Biotropica*, 46(4). <https://doi.org/10.1111/btp.12124>
- Pyles, M. V., Silva Magnago, L. F., Maia, V. A., Pinho, B. X., Pitta, G., de Gasper, A. L., Vibrans, A. C., dos Santos, R. M., van den Berg, E., & Lima, R. A. F. (2022). Human impacts as the main driver of tropical forest carbon. *Science Advances*, 8(24). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abl7968>
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reich, P. B. (2014). The world-wide “fast-slow” plant economics spectrum: A traits manifesto. *Journal of Ecology*, 102(2). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>
- Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J., & Hérault, B. (2017). biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(9). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>
- Rondeux, J., & Sanchez, C. (2010). Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. In *Environmental Monitoring and Assessment* (Vol. 164, Issues 1–4). <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0917-6>
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. In *Oikos* (Vol. 98, Issue 1). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Rosenfield, M. F., Jakovac, C. C., Vieira, D. L. M., Poorter, L., Brancalion, P. H. S., Vieira, I. C. G., de Almeida, D. R. A., Massoca, P., Schiatti, J., Albernaz, A. L. M., Ferreira, M. J., & Mesquita, R. C. G. (2023). Ecological integrity of tropical secondary forests: concepts and indicators. *Biological Reviews*, 98(2). <https://doi.org/10.1111/brv.12924>
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA.
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T. A., Salas, W., Zutta, B. R., Buermann, W., Lewis, S. L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., & Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(24). <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Sahinoglu, M. (2013). Modeling and simulation in engineering. In *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* (Vol. 5, Issue 3). <https://doi.org/10.1002/wics.1254>
- Salgado Negret, B. (2015). La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. In *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*.
- Sarti-Arellano, M. (2024). Indicadores ecológicos para la evaluación de la degradación de bosques tropicales: una revisión sistemática de literatura. [Manuscrito En Preparación].
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C. (2010). A user’s guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, 80(3). <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>

- Schmitt, S., Maréchaux, I., Chave, J., Fischer, F. J., Piponiot, C., Traissac, S., & Hérault, B. (2020). Functional diversity improves tropical forest resilience: Insights from a long-term virtual experiment. *Journal of Ecology*, *108*(3). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13320>
- Schnitzer, S. A., & Bongers, F. (2011). Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: Emerging patterns and putative mechanisms. In *Ecology Letters* (Vol. 14, Issue 4). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x>
- Schnitzer, S. A., Putz, F. E., Bongers, F., & Kroening, K. (2014). The past, present, and potential future of liana ecology. In *Ecology of Lianas*. <https://doi.org/10.1002/9781118392409.ch1>
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R. M., & Vidal, E. (2008). How rare is too rare to harvest?. Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, *256*(7). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.051>
- Sellan, G., Simini, F., Maritan, A., Banavar, J. R., de Haulleville, T., Bauters, M., Doucet, J. L., Beeckman, H., & Anfodillo, T. (2017). Testing a general approach to assess the degree of disturbance in tropical forests. *Journal of Vegetation Science*, *28*(3). <https://doi.org/10.1111/jvs.12512>
- Sesnie, S. E. (2006). *A geospatial data integration framework for mapping and monitoring tropical landscape diversity in Costa Rica's San Juan-La Selva Biological Corridor*. [Tesis PhD]. Programa Conjunto CATIE y Universidad de Idaho.
- Shu, H., Xiao, C., Ma, T., & Sang, W. (2021). Ecological health assessment of chinese national parks based on landscape pattern: A case study in shennongjia national park. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(21). <https://doi.org/10.3390/ijerph182111487>
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity [16]. In *Nature* (Vol. 163, Issue 4148). <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Simula, M. (2009). Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. In *Forest Resources Assessment Programme working Paper*.
- SINAC. (2009). Estándares de Sostenibilidad para Manejo de Bosques Naturales: Código de Prácticas. In *Resolución R-SINAC-021-2009*. MINAE/SINAC.
- Slik, J. W. F., Paoli, G., Mcguire, K., Amaral, I., Barroso, J., Bastian, M., Blanc, L., Bongers, F., Boundja, P., Clark, C., Collins, M., Dauby, G., Ding, Y., Doucet, J. L., Eler, E., Ferreira, L., Forshed, O., Fredriksson, G., Gillet, J. F., ... Zweifel, N. (2013). Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, *22*(12). <https://doi.org/10.1111/geb.12092>
- Smith, S. E., Mendoza, M. G., Zúñiga, G., Halbrook, K., Hayes, J. L., & Byrne, D. N. (2013). Predicting the distribution of a novel bark beetle and its pine hosts under future climate conditions. *Agricultural and Forest Entomology*, *15*(2). <https://doi.org/10.1111/afe.12007>
- Stirling, G., & Wilsey, B. (2001). Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *American Naturalist*, *158*(3). <https://doi.org/10.1086/321317>
- Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., & Sabogal, C. (2013). An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society*, *18*(2). <https://doi.org/10.5751/es-05443-180220>
- Tierney, G. L., Faber-Langendoen, D., Mitchell, B. R., Shriver, W. G., & Gibbs, J. P. (2009). Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 7, Issue 6). <https://doi.org/10.1890/070176>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. In *Science* (Vol. 349, Issue 6250). <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>

- Tuomisto, H. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, 164(4). <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1812-0>
- Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1). <https://doi.org/10.1007/BF02573948>
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: What is the state of the science? In *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (Vol. 36). <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process, second edition. In *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>
- Unnasch, R. S., Braun, D. P., Comer, P. J., & Eckert, G. E. (2009). The ecological integrity assessment framework: A framework for assessing the ecological integrity of biological and ecological resources of the National Park. *Report to the National ...*
- Uriarte, M., Canham, C. D., Thompson, J., Zimmerman, J. K., Murphy, L., Sabat, A. M., Fetcher, N., & Haines, B. L. (2009). Natural disturbance and human land use as determinants of tropical forest dynamics: Results from a forest simulator. *Ecological Monographs*, 79(3). <https://doi.org/10.1890/08-0707.1>
- Uuemaa, E., Mander, Ü., & Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, 28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>
- Vásquez-Grandón, A., Donoso, P. J., & Gerding, V. (2018a). Forest degradation: When is a forest degraded? In *Forests* (Vol. 9, Issue 11). <https://doi.org/10.3390/f9110726>
- Vásquez-Grandón, Angelica., Donoso, Pablo., & Gerding, Víctor. (2018b). Degradación de los bosques: Concepto, proceso y estado - Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile. In Pablo. Donoso, Á. Promis, & D. Soto (Eds.), *Silvicultura en bosques nativos Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*.
- Vayreda, J., Comas, L., Camprodon, J., Baiges, T., Gonin, P., & Guixé, D. (2023). *Guía completa para la evaluación de la madurez y la biodiversidad en rodales forestales mediterráneos*.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Moullot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8). <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! In *Oikos* (Vol. 116, Issue 5). <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- West, G. B., Enquist, B. J., & Brown, J. H. (2009). A general quantitative theory of forest structure and dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(17). <https://doi.org/10.1073/pnas.0812294106>
- Wickham H, François R, Henry L, Müller K, & Vaughan D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*.
- Winter, S. (2012). Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry*, 85(2). <https://doi.org/10.1093/forestry/cps004>
- Woodall, C. W., Fraver, S., Oswalt, S. N., Goeking, S. A., Domke, G. M., & Russell, M. B. (2021). Decadal dead wood biomass dynamics of coterminous US forests. *Environmental Research Letters*, 16(10). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac29e8>
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornellssen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B. B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., ... Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428(6985). <https://doi.org/10.1038/nature02403>
- Zanne, A., Lopez-Gonzalez, G., DA, C., Ilic, J., Jansen, S., SL, L., RB, M., NG, S., MC, W., & Chave, J. (2009).

Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. *Dryad Digital Repository*.

## **Anexos**

### **Anexo 1. Asignación de características a las especies de la base de datos**

#### *Forma de crecimiento*

La forma de crecimiento se clasificó en: árboles, lianas, palmas y helechos arborescentes. Para ello, se utilizó la clasificación previamente realizada por un taxónomo para otros estudios provenientes del CATIE. Además, se complementó la información con la base de datos del *Listado de especies con gremios ecológicos actualizados* del Programa de Sistemas de Información de los Recursos Forestales (SIREFOR) (Comisión Nacional de Sostenibilidad Forestal, 2018). Para esta investigación, se descartaron todos los individuos que fuesen lianas, debido a la inconsistencia en la medición de esta forma de vida en las parcelas de distintas instituciones. Las palmas y helechos arborescentes se mantuvieron debido a su importancia como indicadores de la madurez de bosques (Benchimol et al., 2017; Capers et al., 2005; Pinotti et al., 2012). Sin embargo, solo fueron tomados en cuenta para el cálculo de indicadores de diversidad.

#### *Gremios ecológicos*

Los gremios ecológicos se clasificaron en heliófito, esciófito e indeterminado y, al igual que la clasificación de comerciales, no comerciales, protegidos y no protegidos, se obtuvieron de la base de datos del SIREFOR. Aproximadamente, 94 % de las especies de la base de datos obtuvieron una clasificación de gremio ecológico.

#### *Rasgos funcionales*

Se seleccionaron cuatro rasgos funcionales para asignar a las especies: densidad de madera ( $\text{g/cm}^3$ ), contenido de nitrógeno foliar ( $\text{mg/g}$ ), contenido de fósforo foliar ( $\text{mg/g}$ ) y área foliar específica ( $\text{mm}^2/\text{mg}$ ). Se seleccionaron estos rasgos basados en la revisión sistemática de literatura realizada (Sarti-Arellano, 2024). Además, de otros estudios donde resaltan la relevancia de estos rasgos para clasificar a las especies (Chave et al., 2009; Reich, 2014; Wright et al., 2004) y acorde a la disponibilidad de rasgos en la base de datos del CATIE.

La base de datos de rasgos del CATIE proporcionó información para 386 especies, la cual fue complementada con la base de datos de TRY (Kattge et al., 2020). Esta proporcionó información para otras 385 especies más. Sin embargo, el número total de especies en la base de datos era de 1432. Las 771 no necesariamente poseían los cuatro rasgos seleccionados, por lo que fue necesario realizar imputaciones para cada rasgo.

Debido a que la densidad de madera es el rasgo más ampliamente documentado de los cuatro (Chave et al., 2009, 2014; Zanne et al., 2009) y el rasgo que mejor explica la variabilidad dentro de la clasificación por especies de acuerdo con rasgos funcionales, se realizaron promedios a nivel de género y familia en donde fuese necesario. Para el resto de los rasgos, se realizaron modelos generalizados lineales mixtos, utilizando la densidad de madera y el género como efecto aleatorio para predecir los valores de rasgos.

Después de la imputación, 455 especies obtuvieron valores de contenido de fósforo foliar y área foliar específica, 358 para contenido de nitrógeno foliar y 1405 para la densidad de madera. Para el cálculo de indicadores funcionales, se requirió de al menos 70 % de las especies con los cuatro rasgos por zona de vida después de haber aplicado el cociente de biomasa. Bmht, bmht12, bmhp y bmhp6 cumplieron con este estándar, siendo bmht12 la zona de vida con mayor porcentaje de especies con los cuatro rasgos (81 %).

Otras dos zonas de vida quedaron ligeramente por debajo del porcentaje establecido (bht y bpp, ambas con el 66 %) y dos quedaron descartadas para la medición de indicadores funcionales (bst, bhp6, ambas con el 56 %). Para las zonas de vida bht y bpp se optó por utilizar tres rasgos en lugar de cuatro con el fin de alcanzar el 70 % de especies con valores. Para ello, se realizaron pruebas de correlación entre AFE, N y P. El valor del coeficiente de correlación de Pearson entre AFE y P fue de 0.274, entre AFE y N de 0.395 y entre N y P de 0.362. La correlación menos fuerte fue entre AFE y P, por lo que se asume menos redundancia y, por ello, se eliminó el nitrógeno para estas zonas de vida.

#### *Tipos funcionales de plantas*

Con base en los rasgos se determinaron los TFP. Primero, por parcela se realizó el cociente de biomasa y con las especies resultantes, por zona de vida, se realizó un análisis de conglomerados a través de la distancia Euclídea y el método de Ward con los valores de los rasgos estandarizados, esto con el fin de agrupar a las especies de acuerdo con sus valores de rasgos. Se realizó un análisis por zona de vida e inicialmente cada dendrograma se dividió en seis grupos. A cada especie se le asignó un grupo del 1 al 6 de acuerdo con el agrupamiento en el dendrograma.

Con el fin de evaluar si los grupos de TFP representan a grupos realmente distintos entre sí, basado en el valor de sus rasgos, primero, se ajustó un modelo lineal multivariado para los rasgos, utilizando TFP como predictor, con el fin de evaluar cómo TFP afecta a los rasgos. Luego, se realizó un análisis de varianza multivariado (MANOVA) sobre el modelo ajustado, utilizando el test de Hotelling-Lawley para evaluar la significancia de los TFP sobre las variables respuestas (rasgos) a través del estadístico F. Posteriormente, se calcularon las medias marginales estimadas de cada rasgo agrupadas por TFP, utilizando el paquete *Emmeans*, para verificar que los límites inferiores y superiores no se traslaparan. Finalmente, se realizaron pruebas post-hoc para comparar las medias entre los TFP, tomando en cuenta un p-valor <0.05.

Si en una zona de vida no se cumplía con la verificación a través del estadístico F, el no traslape de los valores del límite inferior y superior para las medias marginales y el p-valor <0.05 en la prueba post-hoc, se reducía el número de grupos de TFP hasta obtener los resultados deseados. En el bmht se diferenciaron 5 TFP; en bmht12, 4 TFP; en bmhp, 3 TFP; en bmhp6, 4 TFP; en bht, 2 TFP y en bpp, 5 TFP:

*Descripción de los tipos funcionales de plantas para cada zona de vida*

<b>Zona de vida</b>	<b>TFP</b>	<b>Descripción</b>
Bmht12	1	Valores de AFE, P y N relativamente bajos y altos valores de DM. Las especies de este TFP para esta zona de vida poseen características conservativas.
	2	Valores de AFE y DM intermedios, con altos valores de P y N. Estas características pueden sugerir que las especies en este TFP son intermedias, inclinándose más por el espectro de adquisitivas.
	3	Valores de AFE, P y N relativamente bajos con valores de DM intermedios. Estas características pueden sugerir que las especies en este TFP son intermedias, inclinándose más por el espectro de conservativas.
	4	Altos valores de AFE, P y N y bajos valores de DM. Las especies en este grupo reflejan características de especies adquisitivas.
Bmht	1	Altos valores de P y N con valores intermedios de AFE y DM. Las especies de este grupo podrían ser intermedias o adquisitivas.
	2	Valores de AFE, P y N intermedios y valores de DM baja. Las especies de este grupo poseen características adquisitivas.
	3	Valores altos de DM y AFE con valores intermedios de P y N. Las especies de este grupo son intermedias dentro de los TFP para esta zona de vida.
	4	Bajos valores de AFE, P y N con altos valores de DM. Las especies en este grupo poseen características conservativas.
	5	Altos valores de DM, con valores intermedios de P y N y valores bajos de AFE. Las especies en este grupo pueden ser intermedias inclinándose más hacia el espectro de conservativas.
Bmhp	1	Valores intermedios en todos los valores de los rasgos, lo que sugiere que las especies de este grupo son especies intermedias.
	2	Valores bajos de AFE, P y N con altos valores de DM. Este grupo agrupa a las especies conservativas de esta zona de vida.
	3	Altos valores de AFE, P y N con bajos valores de DM. Las especies en este grupo reflejan características de especies

		adquisitivas.
Bmhp6	1	Valores de AFE, y DM bajos con P intermedio alto y N intermedio bajo. Este grupo posee especies intermedias sin una clasificación concisa dentro de las adquisitivas o conservativas.
	2	Valores más altos de AFE, P y N con un valor bajo de DM. Las especies de este grupo reflejan características de adquisitivas.
	3	Valores de DM más altos, con P y N bajos y un AFE bajo intermedio. Las especies de este grupo pueden ser clasificadas como conservativas.
	4	Valores de AFE, P y N muy bajos con una DM intermedia. Las especies de este grupo podrían ser intermedias, inclinándose más al espectro de las conservativas.
Bht	1	Valores bajos de AFE y DM, con valores altos de P. Basado en la DM es posible clasificar a las especies de este grupo relativamente más adquisitivas.
	2	Valores de DM y AFE altos con valores de P bajos. Basado en la DM este TFP podría agrupar especies con características más conservativas.
Bpp	1	Valores de AFE y P intermedios con valores de DM bajos. En este grupo se encuentran especies intermedias con mayor inclinación hacia las adquisitivas.
	2	Valores de AFE y P altos con valores de DM intermedias. En este grupo es posible clasificar a las especies como intermedias.
	3	Valores de DM altos con valores de AFE y P bajos. En este grupo se clasifican las especies conservativas.
	4	Valores de AFE y P más altos con valores de DM más bajos. En este grupo se encuentran las especies adquisitivas.
	5	Valores de AFE y P más bajos con valores de DM intermedias. En este grupo también podrían clasificarse a las especies como conservativas.

### *Grupos funcionales*

La clasificación de grupos funcionales consistió en tres categorías: adquisitivas, conservativas e intermedias. Esta clasificación fue con base en los rasgos funcionales y por zona de vida. Para ello, se empleó el análisis de componentes principales utilizando los valores de los rasgos. De los tres primeros

componentes se utilizó el *score* o valor que indica cuánto el rasgo contribuye al componente principal y las desviaciones estándar.

Se creó una función que ponderó los valores de *score* con las desviaciones estándar, con el fin de orientar la clasificación de grupos funcionales hacia los componentes que explican mejor la varianza. Por ello, aquellas especies con valores ponderados mayores a la desviación estándar, se les clasificó como conservativas, ya que poseen valores de *score* altos en los componentes de mayor peso. Por otra parte, especies con valores ponderados por debajo de la desviación estándar negativa, fueron clasificadas como adquisitivas, al poseer un valor de *score* bajo en los componentes principales. Por último, aquellas especies que poseían valores dentro del rango de una desviación estándar fueron clasificadas como intermedias.

Esto fue realizado en las parcelas observadas y la clasificación obtenida por especie fue utilizada en las parcelas virtuales. Posterior a la clasificación, los indicadores para los grupos funcionales fueron la proporción de individuos para cada grupo: adquisitivas, conservativas e intermedias. Al igual que en los TFP, previo a realizar el cociente de biomasa, se calculó la abundancia de individuos para cada grupo y después de haber calculado el cociente de biomasa, se calcularon las proporciones.

## **Anexo 2. Detalle de la estimación de los indicadores utilizados**

### **Indicadores de estructura**

Para estos indicadores fueron tomados en cuenta únicamente árboles en todas las parcelas seleccionadas de la base de datos. Los indicadores de estructura utilizados fueron: la densidad de individuos por hectárea, la densidad de árboles grandes con  $\geq 40$  cm de DAP, área basal por individuo y área basal total en una hectárea, biomasa arriba del suelo por individuo y para la parcela de una hectárea y distribución de clases diamétricas. La estandarización a una hectárea fue llevada a cabo a través de proporciones en las parcelas observadas.

Para el cálculo de biomasa se utilizó el modelo pantropical de Chave et al. (2014) para la estimación de biomasa arriba del suelo en árboles tropicales. Para ello, no se utilizó la altura de los árboles, ya que era una variable ausente en la base de datos. En su lugar, el paquete utiliza las coordenadas geográficas del árbol para determinar un factor de estrés (Réjou-Méchain et al., 2017).

Para la distribución de las clases diamétricas, se creó una función que clasificara a los diámetros en clases de la uno a la seis. En la clase uno se encontraban los diámetros entre  $\geq 10$  y  $< 20$  cm; en la clase dos,  $\geq 20$  cm y  $< 30$  cm; en la clase tres,  $\geq 30$  y  $< 40$  cm; en la clase cuatro,  $\geq 40$  cm y  $< 50$  cm; en la clase cinco,  $\geq 50$  cm y  $< 60$  cm; y, en la clase 6, mayores a 60 cm. Posteriormente, la función asignaba punteos, los cuales aumentaban si la parcela poseía al menos un individuo en todas las clases diamétricas y si la abundancia de los individuos a través de las clases se asemejaba a una J invertida o una función exponencial, en donde la abundancia va decreciendo a medida que el diámetro aumenta. De no cumplir con las condiciones anteriores, el punteo disminuía. El puntaje máximo posible era de 29.4, el cual fue otorgado a aquellas parcelas con distribución de clases diamétricas semejante a una J invertida.

### **Indicadores de diversidad**

Para la categoría de diversidad, en las parcelas observadas fueron tomadas en cuenta todas las formas de vida, exceptuando lianas y helechos. Así mismo, estos indicadores no fueron calculados en las parcelas del bosque degradado del sitio Vargas, en donde existía un porcentaje de individuos desconocidos mayor al permitido. En las parcelas virtuales solo se tomaron en cuenta árboles.

Entre los indicadores propuestos, está el área basal para especies comerciales y el área basal de especies

comerciales con DAP >60 cm. Estos corresponden a los individuos que, según los Estándares de Sostenibilidad para Manejo de Bosques Naturales(SINAC, 2009), pueden ser potenciales para cosechar en un aprovechamiento forestal.

De igual manera, se calculó el índice de Shannon para cada parcela de forma general y luego de forma exclusiva para especies esciófitas, heliófitas, indeterminadas, comerciales y no comerciales. Debido a que el tamaño de parcela influiría en el índice calculado, el indicador no fue en índice en sí, sino la proporción entre el índice de Shannon para especies esciofitas con el índice de Shannon total para la parcela. De esta manera, también se realizó el cálculo para la proporción de heliófitas, indeterminadas, comerciales y no comerciales. Los índices de Shannon fueron calculados con el paquete *vegan*.

Para los individuos protegidos, debido a escasa riqueza y abundancia de especies protegidos por parcela, la proporción del índice de Shannon no era útil. Por ello, se optó por calcular la proporción únicamente respecto a la abundancia. Se analizó el número de especies protegidas por parcela entre la riqueza total de la parcela. Además, también se calculó la proporción del índice de Shannon para las especies clasificadas como palmas.

Por último, en los indicadores de diversidad, se emplearon los números de Hill: q0, q1 y q2, los cuales corresponden al número de especies efectivas, el índice exponencial de Shannon y el índice inverso de Simpson, respectivamente. Relacionado a los números de Hill, se calculó el indicador de número de especies raras a través de la diferencia entre q0 y q1. Estos indicadores fueron valorados con el paquete *iNEXT*, el cual es capaz de proporcionar los números de Hill y realizar rarefacción en caso de analizar parcelas con distinto tamaño (Hsieh et al., 2016). En las parcelas virtuales no fue necesaria la interpolación y extrapolación, por lo que los números de Hill fueron calculados manualmente.

Para el caso en donde se requirió realizar rarefacción, se utilizó un tamaño de muestra de individuos estandarizados para 1 hectárea. Este número de individuos fue estimado tomando el cuantil 0.75 del total de las parcelas de 1 hectárea de los bosques de referencia. Esto varió por zona de vida, como se muestra a continuación:

Zona de vida	Número de individuos en 1 ha (cuantil 0.75)
Bmht	473
Bmht12	403
Bmhp	446
Bht	520
Bhp6	441
Bmhp6	380
Bpp	453
Bst	470

## Indicadores de diversidad funcional

En los indicadores de diversidad funcional, en las parcelas observadas, se realizó una depuración de individuos sin identificación taxonómica, ya que no fue posible la asignación previa de rasgos funcionales.

En parcelas virtuales y observadas se realizó la selección de especies más abundantes por zona de vida a través del cociente de biomasa, con el fin de obtener una buena representación de la comunidad sin necesidad de incluir a todas las especies. La exclusión de especies raras o menos abundantes puede simplificar el cálculo de indicadores funcionales. Para ello, en el cociente de biomasa, se calculó el área basal de cada individuo, luego fue sumado a nivel de especie. Se seleccionaron únicamente aquellas especies que conformaran el 80 % del área basal total de la parcela (Cornelissen et al., 2003).

Con el fin de obtener resultados confiables, se utilizaron las zonas vida con al menos el 70 % de sus especies con valores para todos los rasgos después de haber realizado el cociente de biomasa en las parcelas observadas. Por lo tanto, en las zonas de vida que no llegasen a este porcentaje, no fueron calculados los indicadores funcionales en parcelas observadas ni en las virtuales.

Los indicadores utilizados relacionados a los TFP fueron la proporción de la abundancia de individuos por TFP, la proporción de la riqueza de especies por TFP, la proporción del índice de Shannon por TFP y la proporción del número de TFP presentes en la parcela (valor 1 indicaba que la parcela poseía todos los TFP establecidos para esa zona de vida). Estos indicadores fueron calculados en parcelas observadas y virtuales.

Por otro lado, los indicadores para los grupos funcionales fueron la proporción de individuos para cada grupo: adquisitivas, conservativas e intermedias. Al igual que en los TFP, previo a realizar el cociente de biomasa, se calculó la abundancia de individuos para cada grupo y después de haber calculado el cociente de biomasa, se calcularon las proporciones.

Los índices unirasgos utilizados comprenden a las medias ponderadas de la comunidad, por sus siglas en inglés CWM, para cada rasgo funcional. Mientras que, los índices multirasgos utilizados como indicadores fueron:

- Riqueza funcional (FRic), la cual estima el volumen multidimensional del espacio ocupado por la comunidad.
- Equidad funcional (FEve), esta indica la uniformidad de la distribución de la abundancia en el volumen multidimensional. Valores más altos indican mayor uniformidad.
- Divergencia funcional (FDiv), la cual estima la divergencia en la distribución de la abundancia en el volumen multidimensional. Valores altos indican más divergencia.
- Dispersión funcional (FDis), relacionada a la entropía cuadrática de Rao, evalúa la dispersión en el espacio multidimensional respecto al valor medio de los rasgos (centroide)(Laliberte & Legendre, 2010; Villéger et al., 2008).

Los distintos tipos de índices fueron calculados a través de dos matrices, una de área basal por especie y otra con los valores de rasgos por especie. El cálculo de estos indicadores fue realizado con el paquete *FD*, aplicando una estandarización de los valores, con media cero y varianza uno y especificando que no se utilizaría ningún método de corrección cuando las especies no pudieran ser representadas en un espacio euclídeo.

### Anexo 3. Selección de parcelas del bosque de referencia para el bosque seco tropical

La zona de vida de bosque seco tropical contaba únicamente con dos parcelas de bosque primario, lo que suponía una cantidad insuficiente de parcelas para establecer reglas para el simulador y, además, una cantidad insuficiente de individuos para crear las parcelas virtuales de esta zona de vida. Por ello, se decidió incorporar a parcelas de bosque secundario que tuvieran mayor similitud en composición y estructura con las de bosque primario. Para ello, se empleó el IVI, el cual se calculó con la suma de la densidad relativa por especie y la dominancia relativa con base en el área basal; posteriormente, a través de un dendrograma de Ward, se seleccionaron las parcelas que estuviesen agrupadas en el mismo *cluster* que las de bosque primario. En total, se añadieron 11 parcelas de bosque secundario como bosque de referencia.



Dendrograma de *Ward* basado en el IVI para la zona de vida de bosque seco. En el recuadro color rojo se encuentran las parcelas de bosque primario y las parcelas de bosque secundario con mayor similitud en cuanto a estructura y composición.

#### Anexo 4. Reglas para la herramienta de simulación

Indicadores y sus valores de los percentiles 0.05 y 0.9 utilizados para controlar la generación de parcelas virtuales

<b>Zona de vida</b>	<b>Número de parcelas</b>	<b>Número de individuos</b>	<b>Riqueza de especies</b>	<b>Área basal</b>	<b>Índice de distribución diamétrica</b>
Bmht	253	230 - 470	43 - 113	16.6 - 33.1	19.0 - 29.4
Bht	37	238 - 498	24 - 77	16.0 - 34.6	17.6 - 27.2
Bmhp6	22	250 - 459	20 - 72	14.9 - 47.8	18.0 - 29.2
Bmht12	41	87 - 443	26 - 96	4.8 - 28.2	20.2 - 29.4
Bpp	95	306 - 578	31 - 88	17.3 - 37.4	17.7 - 27.2
Bhp6	14	259 - 441	23 - 46	20.3 - 27.4	24.0 - 25.0
Bst	15	230 - 449	21 - 48	13.8 - 19.5	16.0 - 27.6
Bmhp	51	385 - 588	59 - 137	18.3 - 33.8	22.5 - 29.4