

ESTRUCTURA Y BIODIVERSIDAD DE LOS BOSQUES DE LA AMAZONÍA COLOMBIANA

Análisis del primer ciclo de implementación del Inventario Forestal Nacional (IFN)

Ambiente

IDEAM



ESTRUCTURA Y BIODIVERSIDAD DE LOS BOSQUES DE LA AMAZONÍA COLOMBIANA

Análisis del primer ciclo
de implementación del
Inventario Forestal Nacional
(IFN)



IDEAM

ESTRUCTURA Y BIODIVERSIDAD DE LOS BOSQUES DE LA AMAZONÍA COLOMBIANA

Análisis del primer ciclo
de implementación del
Inventario Forestal Nacional
(IFN)

INVENTARIO forestal NACIONAL

Con el apoyo de:











Presidencia de la República de Colombia

Gustavo Francisco Petro Urrego
Presidente de Colombia

Francia Márquez
Vicepresidenta de Colombia

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Irene Vélez Torres
Ministra de Ambiente y Desarrollo Sostenible (e)

Edith Bastidas Calderón
Viceministra de Políticas y Normalización Ambiental

Lilia Tatiana Roa Avendaño
Viceministra de Ordenamiento
Ambiental del Territorio

Consejo Directivo

Lilia Tatiana Roa Avendaño
Viceministra de Ordenamiento
Ambiental del Territorio

Paola Ricaurte Ayala
Asesora de la Dirección de Ambiente y
Desarrollo Sostenible - Departamento
Nacional de Planeación (DNP)

Elkin Ernesto Ramírez Niño
Director técnico de la Dirección Técnica
Geoestadística - Departamento Administrativo
Nacional de Estadística (DANE)

Giovannys Medrano Martínez
Director general - Corporación para
el Desarrollo Sostenible de La Mojana
y el San Jorge (Corpomojana)

Liliana María Ospina Arias
Viceministra de Infraestructura (representación
de la ministra de Transporte)

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - Ideam

Ghisliane Echeverry Prieto
Directora general

Juan Fernando Acosta Mirkow
Secretario general

Fabio Andrés Bernal Quiroga
Subdirector de Hidrología

Elizabeth Patiño Correa
Subdirectora de Estudios Ambientales

Raymond Alexánder Jiménez Arteaga
Subdirector de Ecosistemas e
Información Ambiental

Diana Carolina Rueda Dimate
Subdirectora de Meteorología

Rodney Poveda Fernández
Jefe de Oficina del Servicio de
Pronóstico y Alertas (e)

Olga Marcela Vargas Valenzuela
Jefe de Oficina Asesora de Planeación

Wílmer Espitia Muñoz
Jefe de Oficina de Informática

Gilberto Antonio Ramos Suárez
Jefe de Oficina Asesora Jurídica

Adriana María Ocampo Loaiza
Jefe de Oficina de Control Interno

Miguel Ángel Ayala Tovar
Coordinador del Grupo de
Comunicaciones y Prensa

Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental

Raymond Alexánder Jiménez Arteaga
Subdirector

Luis Mario Moreno Amado
Coordinador del Grupo de Bosques

Claudia Patricia Olarte Villanueva
Líder técnico del Inventario Forestal Nacional

Autores
Claudia Patricia Olarte Villanueva
Camilo Andrés Herrera Mota
Rubén Darío Jurado Bastidas
Jorge Andrés Rodríguez Toro
Loren Sptefannie Baquero Carvajal
Raymond Alexánder Jiménez Arteaga
Miguel Ángel Peña Hernández
Sebastián Ramírez Echeverry

Colaboradores
Álvaro Javier Duque Montoya
Óscar Fabián Merchán López

Edición técnica
Claudia Patricia Olarte Villanueva
Camilo Andrés Herrera Mota

Revisión técnica
Claudia Patricia Olarte Villanueva
Raymond Alexánder Jiménez Arteaga

Equipo Editorial

Coordinación editorial
Andrés Felipe Tapiero Ríos
Grupo de Comunicaciones y Prensa - Ideam

Edición y corrección de estilo
Adriana Paola Mantilla Esparza
Convenio Bosques para la Vida - Ideam

Corrección de pruebas
Adriana Paola Mantilla Esparza
Convenio Bosques para la Vida - Ideam

Fabián Andrés Gullaván Vera
Grupo de Comunicaciones y Prensa - Ideam

Apoyo corrección de pruebas
Diva Marcela Piamba Tulcán
Grupo de Comunicaciones y Prensa - Ideam

Diseño editorial y diagramación
Andrea Hernández
Convenio Bosques para la Vida - Ideam

Alejandro Sepúlveda Gauer
Grupo de Comunicaciones y Prensa - Ideam

Apoyo diseño editorial y diagramación
Natalia Noriega
Convenio Bosques para la Vida - Ideam

Ilustraciones originales
Andrea Hernández
Convenio Bosques para la Vida - Ideam

***Prompts* ilustraciones IA**
Camilo Andrés Herrera Mota
Inventario Forestal Nacional – Ideam

Esta publicación contiene material ilustrado generado con asistencia de IA (ChatGPT) y con acompañamiento técnico del profesional florístico del Inventario Forestal Nacional.

Material iconográfico
NounProject.com (Rozin Abdul Hafidz Majdudin, Econceptive, Firda Wahju Dianti, I Gede Wirayasa, Yuk Graph, Garoks, Teewara Soontorn).

Impresión
Acierto Publicidad y Mercadeo E. U.

Cítese como:
Olarte, C. P., Herrera, C. A., Jurado, R. D., Rodríguez, J. A., Baquero, L. S., Jiménez, R. A., Peña, M. A. y Ramírez, S. (2025). *Estructura y biodiversidad de los bosques de la Amazonía colombiana. Análisis de resultados del primer ciclo de implementación del Inventario Forestal Nacional (IFN)*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

ISBN (impreso): 978-958-5489-44-8
ISBN (digital): 978-958-5489-45-5

Primera edición: octubre de 2025, Bogotá, D. C., Colombia.
Depósito legal que establece la Ley.
Obra impresa en Colombia.

Distribución gratuita. Todos los derechos reservados. Los textos pueden ser usados parcial o totalmente citando la fuente. Su reproducción total o parcial debe ser autorizada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

© Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
Calle 25 D No. 96 B - 70 - Bogotá, D. C.
PBX: +57 (601) 352 7160
contacto@ideam.gov.co

Agradecimientos

Asociación Colombiana de Herbarios
Banco Interamericano de Desarrollo - BID
Biocarbono Orinoquia - Paisajes sostenibles bajos en carbono
Cooperación alemana - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit - GIZ GmbH
Cooperación alemana - Kreditanstalt für Wiederaufbau - KfW
Departamento Administrativo Nacional de Estadística - DANE
Federación Nacional de Industriales de la Madera - Fedemaderas
Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO
Forest Service, U. S. Department of Agriculture - USDA
Funded by UK Government
Global Forest Observations Initiative - GFOI
Instituto Amazónico de Investigaciones Amazónicas - Sinchi
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico John Von Neumann - IIAP
Norway's International Climate and Forest Initiative - NICFI
Office National des Forêts - ONF Andina
Parques Nacionales Naturales de Colombia
Programa ONU-REDD Colombia
SilvaCarbon
U. S. Geological Survey - USGS
Universidad del Tolima
Universidad Distrital de Francisco José de Caldas
Universidad Nacional de Colombia - sedes Medellín, Bogotá y Palmira
Visión Amazonía
World Wildlife Fund - WWF

Un Inventario posible en una Amazonía inabarcable

Como directora del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), es un honor entregar esta publicación al país, que constituye un hito en el conocimiento de la estructura y la biodiversidad de los bosques de la Amazonía colombiana, y, por supuesto, en la conservación de la vida en una región que, a lo largo y ancho de 483.163 km^2, acuna un patrimonio natural invaluable para Colombia y el mundo, con un valor todavía más trascendental en el contexto de la actual crisis climática. Este territorio, que representa uno de los lugares con mayor biodiversidad en el mundo, es hábitat de innumerables especies de fauna y flora, y es hogar de diversas comunidades étnicas y un gran acervo cultural condensado en saberes ancestrales, prácticas y cosmovisiones.

Esta riqueza extraordinaria, que consagra la vida en su máximo esplendor, entraña el misterio también de lo desconocido, de lo que aún no se ha nombrado y no se ha estudiado. Es, justamente, en ese "no saber", y en el deseo de comprender lo "no conocido" que mueve constantemente a la ciencia, de donde emana el principio de la misionalidad de nuestro Instituto y, por extensión, lo que encontrará quien se acerque a este libro. En el caso colombiano, un poco más del 50 % de su superficie corresponde a una cobertura forestal; la región amazónica, específicamente, cuenta

con una extensión de 38.853.675 ha, que equivale al 66 % de la cobertura boscosa natural del país. Estas proporciones nos advierten sobre la complejidad de adentrarse en el estudio de este vasto territorio y, al mismo tiempo, nos recuerdan que resulta casi imposible valorar y proteger aquello que no conocemos.

Debido a su composición ecológica, la Amazonía colombiana es una de las reservas de biodiversidad y servicios ecosistémicos más vitales del planeta. Como se podrá apreciar más adelante, a través de los resultados analizados a partir del primer ciclo del Inventario Forestal Nacional, esta región configura un mosaico de ecosistemas de alta riqueza y diversidad, y una estructura forestal compleja.

Inventario Forestal Nacional: compromiso de país

A lo largo de esta publicación, nuestros lectores podrán iniciar un viaje, mientras recorren sus páginas, por el resultado de un proceso cuya génesis se remonta al 2007, cuando el Instituto planteó la posibilidad de hacer un primer Inventario Forestal Nacional (IFN), e inició un arduo proceso de investigación y preparación, para su materialización en el 2015, cuando este proyecto tomó forma para implementar su primer ciclo. Tras este largo tránsito, hoy esta publicación permite contar, por primera vez, con datos soportados en levantamientos de campo, que servirán para orientar la toma de decisiones, en el ámbito nacional, regional y local, sobre temas fundamentales para el futuro del país y para garantizar un desarrollo sostenible.

Este libro documenta, con cifras derivadas de los levantamientos de campo, datos sobre la estructura, la composición, la diversidad forestal, la biomasa aérea, el carbono en el suelo, los detritos de madera y el volumen de cumplimiento de los parámetros del diseño de la operación estadística en el ámbito nacional (con un error de muestreo inferior a 5 % y una confiabilidad de 95 %) y los indicadores evaluados, que arrojan datos consistentes con la literatura, para el caso de la Amazonía colombiana. Otro hito en este trabajo consiste en la obtención de información, a partir de un muestreo probabilístico, de 520 conglomerados establecidos para la región amazónica, seleccionados aleatoriamente y bajo una metodología estandarizada. De ellos, se presentan resultados de 463, ubicados en el estrato de bosque natural (objeto primario de análisis del IFN), lo cual equivale a un área efectiva de 163 hectáreas muestreadas.

Asimismo, estos resultados reflejan el ejercicio de campo realizado durante siete años de trabajo, en el que confluyen grandes esfuerzos para recorrer lugares hasta ahora inexplorados de los bosques naturales de la cuenca amazónica. Sin embargo, desde su concepción en el 2007, estaríamos hablando de una suma de 18 años en los que el Gobierno nacional, a lo largo de este período, ha trabajado decididamente por el desarrollo y el fortalecimiento del IFN, y ha logrado, en este 2025, consolidar la información contenida en esta publicación, que suma al reconocimiento de Colombia como potencia de vida.

Es fundamental resaltar el gran andamiaje que representa la articulación interinstitucional del sector, mediante el fortalecimiento del trabajo conjunto con los institutos de investigación del Sistema Nacional Ambiental (SINA) y las comunidades locales, con la dirección técnica del Ideam, y el apoyo de la cooperación internacional, para el cumplimiento de compromisos adquiridos en marcos y protocolos internacionales, y la generación de productos como el que hoy ponemos a disposición de nuestros lectores.

Con el apoyo de profesionales, técnicos y líderes comunitarios, se recolectaron datos sobre la estructura y composición de los bosques naturales colombianos, que recorrieron desde La Guajira hasta el Amazonas, y desde Nariño hasta Guainía, incluidas algunas muestras a nivel insular en San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en lo que puede constituir una primera expedición forestal colombiana con este alcance y

grado de sinergia y articulación interinstitucionales. En esta entrega, aunque los lectores podrán consultar los resultados obtenidos para la región amazónica, también tendrán acceso a aspectos generales que permiten dimensionar lo que abarca la implementación de este primer ciclo.

El componente social y comunitario constituye otro de los aspectos significativos del desarrollo del IFN, toda vez que en su desarrollo se promovió no solo un fortalecimiento de las capacidades locales, sino también la activación de la economía de escala y la generación de empleos directos e indirectos. En materia de equidad de género, el IFN logró la vinculación de mujeres en diferentes roles de trabajo (coinvestigadoras, líderes de brigada y brigadistas), y mujeres rurales, indígenas y afrocolombianas en la ciencia y la gestión ambiental.

Otro de los aspectos que se resaltan en esta publicación es el componente metodológico y la estandarización de mediciones (diámetros, alturas, identificación taxonómica, suelos y detritos), que garantizan consistencia temporal y espacial en las series de datos que se proyecten a través de los ciclos de implementación del IFN, lo cual resulta fundamental para que el inventario de nuestros bosques pueda ser sistemático y homogéneo en su implementación. En esta línea, la existencia de protocolos, además, permite integrar esfuerzos de muestreo entre instituciones y proyectos, aumenta la comparabilidad y la trazabilidad de la información, y, en consecuencia, su aprovechamiento.

Pese a que, durante más de siete años de trabajo en campo —en algunos casos, en áreas antes inexploradas—, se asumieron grandes y constantes retos logísticos, operativos y herramientas para la verificación, control de calidad y análisis de información, fue el compromiso con el país y el conocimiento de sus bosques lo que elevó el espíritu y mantuvo firme el propósito de este recorrido por la Amazonía colombiana.

Conociendo nuestros bosques

Los datos reportados en esta publicación confirman que la Amazonía colombiana cuenta con existencias volumétricas y de biomasa que pocas regiones del planeta pueden igualar. Alberga, a su vez, reservas excepcionales de carbono en los sumideros de biomasa aérea, biomasa subterránea, detritos y suelos, fundamentales en la mitigación del cambio climático. Esto permite plantear la existencia de una relación intrínseca entre la diversidad forestal y la integridad estructural del bosque, a partir de la cual se destaca cómo la alta diversidad dialoga con una mayor resiliencia y capacidad de almacenamiento de carbono. En la información recopilada en campo se pudo evidenciar que en el carbono orgánico del suelo (COS) se obtuvo una captura de 48,29 toneladas por cada hectárea de bosque natural.

En relación con lo anterior, dado que esta región presenta una amplia variabilidad en las características estructurales de los bosques, se destaca que el muestreo aleatorio con alta representatividad es fundamental para mejorar el conocimiento de la variabilidad espacial del carbono y poder visibilizar la importancia de los bosques de la Amazonía colombiana en el contexto del cambio climático.

Como el lector podrá observar más adelante, algunos de los resultados más relevantes señalan que en esta región se encontró un total de 2.915 especies para todas las categorías de tamaño, pertenecientes a 3 clases, 34 órdenes, 108 familias y 566 géneros, lo que es correlato de una diversidad y una coexistencia amalgamada de miles de especies. Con respecto al nivel de determinación taxonómica de las especies, se estableció el 89 % (incluidas especies cf. y aff.), lo cual es representativo con respecto a la toma e identificación de las colectas botánicas de la región y la representatividad florística del IFN. En cuanto a la conservación y estado del ecosiste-

ma, se identificaron 51 especies endémicas y 51 especies amenazadas, de acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Se identificaron, además, presiones antrópicas asociadas a núcleos de deforestación en donde la presencia de especies endémicas y amenazadas llaman a acciones urgentes de manejo, conservación y restauración, y, en general, el diseño de políticas públicas basadas en evidencia científica. Por esto, es clave desarrollar investigaciones que profundicen en las relaciones entre la diversidad, la estructura y el funcionamiento del bosque amazónico. Esto puede contribuir significativamente a desarrollar estrategias más efectivas para la conservación y el manejo sostenible de este valioso ecosistema.

Este libro pone un acento en el IFN como instrumento fundamental para la gestión y el monitoreo forestales, ya que proporciona datos sistemáticos y estadísticamente robustos que permiten cuantificar con precisión las reservas de carbono en los bosques del país, lo que aporta a la toma de decisiones en la planificación forestal y la integración de los ecosistemas forestales en la contabilidad ambiental nacional, y al ejercicio de estudio y comprensión de nuestros bosques.

Si bien hoy se entrega al país este valioso insumo, la consolidación de este libro, en realidad, debe entenderse también como un punto de partida, desde el cual se abren preguntas y perspectivas que deberán enriquecer el análisis y la discusión permanentes a los que la ciencia nos convoca. Colombia, por tanto, tendrá que continuar comprometida con el estudio, el monitoreo y la protección de los bosques, como fuente de sabiduría, riqueza y esperanza para la humanidad, y asumir este empeño como un compromiso colectivo para el cuidado de la vida en el planeta.

Ghisliane Echeverry Prieto
Directora general
Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam)



Inventario Forestal Nacional: ciencia y cooperación para un futuro sostenible

Un paso trascendental

Gracias al esfuerzo conjunto de instituciones nacionales, al compromiso de cientos de profesionales y al apoyo de la cooperación internacional, Colombia ha dado un paso trascendental hacia el conocimiento y la protección de sus bosques, así como el desarrollo de una economía forestal sostenible: la realización de su primer Inventario Forestal Nacional (IFN). Esta herramienta científica de altísimo valor permitirá al país tomar mejores decisiones ambientales, sociales y económicas para el manejo de sus ecosistemas forestales.

En un país donde gran parte del territorio es de vocación forestal y aún conserva el 52 % de su superficie cubierta por bosques, el IFN nos ayuda a comprender que la verdadera riqueza de Colombia radica en sus selvas. Como herramienta poderosa, contribuye a transformar el paradigma destructivo que durante generaciones ha asumido que solo deforestando se agrega valor al suelo. Con el conocimiento que aporta el Inventario, podemos cimentar las bases de una economía de selva: sabemos qué tenemos, dónde está, qué se encuentra en riesgo, cuáles son las especies útiles y promisorias, cuál es el contenido de carbono, entre multitud de datos disponibles para todos los colombianos de manera técnica, rigurosa y confiable. Solo entendiendo nuestro patrimonio natural, podremos conservarlo, aprovecharlo sosteniblemente y garantizar su buen manejo para las generaciones presentes y futuras.

Una tarea monumental

Ponerse de acuerdo fue el primer paso. La metodología debía ser clara, homogénea y aplicable a todo el país. Se definió que las parcelas serían circulares, organizadas en conglomerados distribuidos en una grilla sistemática. Una vez establecido el diseño, comenzó la verdadera aventura: llegar hasta puntos geográficos exactos en selvas remotas, cruzando territorios en avioneta, lancha, moto, a caballo, mula o a pie.

Ingenieros forestales, botánicos, biólogos, ecólogos y técnicos enfrentaron toda clase de desafíos: mal tiempo –lo que imposibilitaba el aterrizaje de las avionetas–, retenes de grupos ilegales, emergencias médicas, mordeduras de serpiente, trámites y permisos para acceder a los territorios. Cada obstáculo fue superado gracias al compromiso y la pasión de quienes hicieron posible esta labor científica, instalando en su primer ciclo de levantamiento 1.410 parcelas forestales en todo el país, de las cuales 520 se ubicaron en el bioma de la Amazonía colombiana. Por primera vez en su historia, el país cuenta con un sistema estandarizado que permite comparar la diversidad y estructura de sus bosques en regiones como la Amazonía, los Andes, la Orinoquia, el Caribe y el Pacífico.

Una lupa sobre la biodiversidad

El IFN también identificó especies en veda, amenazadas o en riesgo de extinción, muchas incluidas en la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (Cites). Esta información permite orientar políticas y controles frente a la tala ilegal y el comercio indebido de especies, fortaleciendo así la capacidad del país para proteger su biodiversidad.

Monitorear periódicamente los bosques –que concentran cerca del 80 % de la biodiversidad terrestre– no es un lujo sino una necesidad urgente para orientar políticas públicas, consolidar una economía forestal sostenible, guiar inversiones y respaldar a las comunidades que históricamente los han protegido. Este inventario representa un avance significativo en el estudio de la biodiversidad de Colombia, reconocido globalmente como uno de los países megadiversos.

Herramienta clave para la acción climática

Colombia cuenta ahora con un instrumento fundamental para su contabilidad nacional de carbono, indispensable para mitigar los efectos negativos del cambio climático, cumplir con los compromisos del Acuerdo de París y acceder a mecanismos financieros que premian la conservación forestal. Los resultados del IFN son contundentes: la Amazonía colombiana concentra el mayor reservorio de carbono en la vegetación del país.

El inicio de un compromiso permanente

Finalizar el primer ciclo del IFN es apenas el comienzo. La meta es repetir este ejercicio cada cinco años, para evaluar si los bosques se mantienen, si las estrategias de conservación han sido eficaces, y si nuevas amenazas exigen atención. Solo así, Colombia podrá mantener una lectura dinámica y actualizada de su riqueza forestal.

El Programa REM Visión Amazonía financia con orgullo la implementación del primer ciclo y la primera versión impresa del Inventario Forestal Nacional, poniendo este conocimiento al alcance de investigadores, comunidades, autoridades ambientales, tomadores de decisión y todos los colombianos. Es una invitación para entender, proteger y manejar nuestro mayor patrimonio: nuestros bosques.

José Yunis Mebarak
Coordinador general en REM Colombia
Visión Amazonía

Contenido

Presentación pág. 19
Agradecimientos pág. 21
Introducción pág. 23

1. **Ejecución del IFN en la región de la Amazonía colombiana** pág. 32

2. **Descripción de indicadores evaluados** pág. 50

3. **Estado de los bosques de la región de la Amazonía** pág. 58

4. **Composición florística de la región de la Amazonía a partir de los resultados del IFN** pág. 64

5. **Diversidad forestal de la Amazonía colombiana** pág. 136

6. **Análisis estructural** pág. 176

7. **Existencias maderables, biomasa y carbono** pág. 216

8. **Análisis complementario: aproximación a los usos de las especies de mayor interés identificadas en el IFN** pág. 242

9. **Discusión de resultados** pág. 266

Anexos pág. 278

Glosario pág. 279

Listado de signos, símbolos y abreviaturas pág. 284

Listado de siglas y acrónimos pág. 285

Listado de figuras pág. 286

Listado de tablas pág. 290

Bibliografía pág. 292



Presentación

Desde la llegada de los españoles a territorio americano, una de las premisas constantes fue la necesidad de descubrir las riquezas naturales que albergaba el nuevo continente. Fue así como, en 1783, tuvo inicio la Real Expedición Botánica, liderada por José Celestino Mutis, que tenía, entre otros propósitos, la exploración y documentación de la flora del Nuevo Reino de Granada. Esta campaña, que duró entre 1783 y 1816, permitió por primera vez identificar y clasificar las plantas y árboles existentes en el país, y sentó las bases para posteriores iniciativas de investigación en el campo de la botánica.

Un poco más de dos siglos después, y en cabeza del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (en adelante, Minambiente) y del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (en adelante, Ideam), se retoman algunos de los objetivos de la Real Expedición Botánica, para desarrollar un ejercicio de conocimiento e investigación sobre los bosques colombianos. Se trata del Inventario Forestal Nacional (en adelante, IFN) de Colombia, un ejercicio de exploración y documentación de los ecosistemas forestales a lo largo y ancho del territorio colombiano. El IFN se basa en la necesidad de contar con datos precisos, exactos, continuos y actualizados sobre la biodiversidad forestal, a fin de proporcionar información para la toma de decisiones en materia de manejo y conservación de los bosques y contribuir al desarrollo sostenible del país.

La relación entre la Real Expedición Botánica y el IFN destaca la importancia de profundizar en la comprensión y conocimiento de los bosques, así como la necesidad de dar continuidad a la investigación científica que permita, con base en conocimientos técnicos, planificar su uso y manejo.

La implementación del IFN en Colombia, al igual que la de la Real Expedición Botánica, se constituyó en un reto para la institucionalidad ambiental, por el despliegue de actividades logísticas, operativas, técnicas, institucionales y financieras implicadas en su puesta en marcha. Estas actividades, desarrolladas a lo largo de más de 7 años de trabajo de campo, control de calidad y análisis de información, permiten hoy en día contar con los resultados de la implementación del IFN en su primer ciclo.

Son muchos los productos derivados de los análisis de información recolectada en campo, pero, dada la importancia y envergadura que representa la región de la Amazonía en Colombia, el Ideam ha querido enfocar sus esfuerzos en compilar en esta publicación las cifras más relevantes de los resultados del IFN para esta región biogeográfica.

El territorio de la Amazonía constituye una de las zonas del planeta de mayor biodiversidad, dado que es hábitat de innumerables especies de fauna y flora, y es albergue de comunidades étnicas diversas, muchas de las cuales se encuentran aún sin contactar. Aun cuando se cuenta a la fecha con numerosos trabajos sobre su importancia no solo para Colombia, sino para el mundo, es la primera vez que se presentan los resultados consolidados de un ejercicio de campo realizado durante 7 años de trabajo, y en el que confluyen los esfuerzos interinstitucionales para recorrer lugares hasta ahora inexplorados de los bosques naturales de la cuenca amazónica, con el acompañamiento de los institutos de investigación, las comunidades locales y la dirección técnica del Ideam.

Por lo anterior, este documento constituye un hito de relevancia nacional, que documenta por primera vez, y con cifras reales derivadas de los levantamientos de campo, datos sobre la estructura, la composición, la diversidad forestal, la biomasa aérea, el carbono en el suelo, los detritos de madera y el volumen de madera de los bosques naturales de la región de la Amazonía colombiana.

Es así como el Ideam, en el marco de su función esencial de monitorear los bosques naturales, pone a disposición del público un set de indicadores para la región de la Amazonía, derivados de los análisis de datos recolectados durante la ejecución del primer ciclo de implementación del IFN, con el fin de que sirva de herramienta a los tomadores de decisiones en el manejo sostenible de los bosques naturales y sus servicios ecosistémicos asociados.

Este documento forma parte de los resultados del primer ciclo de implementación del IFN de Colombia (2015-2023) del Ideam, y será la antesala para el informe final de resultados sobre la implementación del IFN de Colombia, del cual se vienen elaborando documentos a nivel regional.

Agradecimientos

El Ideam expresa su profundo agradecimiento a todas las instituciones y personas que han contribuido durante más de una década al desarrollo y culminación del primer ciclo del IFN.

Extendemos un especial reconocimiento por el apoyo técnico y financiero a los cooperantes internacionales: Pilar 5 Condiciones Habilitantes del Programa Global REDD Early Movers (en adelante, REM) Pagos por Resultados de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal (en adelante, REDD+), del Gobierno de la República Federal de Alemania, el Reino de Noruega y el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, en el marco del Programa de Visión Amazonía; a la Sociedad Alemana para la Cooperación Internacional (en adelante, GIZ, por su sigla en alemán); a SilvaCarbon (Programa de Cooperación Técnica Interinstitucional del Gobierno de Estados Unidos); a Global Forest Observations Initiative (Iniciativa Global de Observaciones Forestales); Science for a Changing World (Ciencia para un Mundo Cambiante); al Banco Interamericano de Desarrollo (en adelante, BID); al Banco Mundial, a través del proyecto Biocarbono Orinoquía Paisajes Sostenibles, y a la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (en adelante, FAO).

AGRADECIMIENTOS

Resaltamos el compromiso de las diferentes instituciones nacionales en cabeza del Minambiente, particularmente a la Dirección de Bosques, Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, al Departamento Administrativo Nacional de Estadística (en adelante, DANE) y su Dirección de Cuentas Ambientales, al Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (en adelante, IAvH), al Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (en adelante, Sinchi), al Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (en adelante, IIAP), a Parques Nacionales Naturales de Colombia (en adelante, PNN), así como a la Asociación Colombiana de Herbarios (en adelante, ACH) y sus herbarios asociados, especialmente al Herbario Amazónico Colombiano Dairon Cárdenas López (en adelante, COAH), a la Corporación para la Investigación, el Desarrollo Sostenible y la Promoción Social (en adelante, Corprogreso) y al Fondo Mundial para la Naturaleza (en adelante, WWF, por sus siglas en inglés).

Destacamos la valiosa contribución técnica de la Universidad Distrital, la Universidad del Tolima y la Universidad Nacional de Colombia, a través de sus sedes en Medellín, Bogotá y Palmira. Agradecemos específicamente al Departamento de Ciencias Forestales (sede UNAL en Medellín) y al Instituto de Ciencias Naturales (sede UNAL en Bogotá).

Finalmente, el Ideam expresa su más sincera gratitud a todos los brigadistas de campo, profesionales, técnicos y comunidades indígenas, negras y campesinas, y en general a todos los habitantes de los bosques colombianos, cuya participación y conocimientos fueron fundamentales para el éxito de este proyecto. Sin su colaboración y sabiduría ancestral, la implementación del IFN no habría sido posible.

Introducción

Desde la antigüedad, la madera se ha empleado como material esencial en la preparación de alimentos, la fabricación de muebles, la construcción de viviendas, así como fuente primaria de energía para la cocción de alimentos. Los bosques que la producían eran considerados como fuente inagotable de ella.

Cuando la materia prima proveniente de los bosques empezó a escasear, se hizo imprescindible establecer estrategias para optimizar su uso. Fue entonces necesario producir instrumentos que permitieran su medición, para garantizar de esta forma su adecuado manejo y distribución. Los primeros registros de mediciones forestales están asociados con los egipcios, griegos y romanos, quienes medían la madera para la construcción de edificios y barcos.

A pesar de estos antecedentes históricos, solo hasta mediados del siglo XVIII se comenzaron a desarrollar técnicas más precisas para medir la madera. En la segunda mitad del siglo XVIII también fueron empleados los primeros medios auxiliares para la medición del grosor de los árboles (cintas métricas para medir circunferencias) y para la determinación de alturas (Aldana, 2008). Estos ejercicios fueron la semilla de los que posteriormente se llamarían inventarios forestales, los cuales, con base en técnicas de medición, permitían valorar con más exactitud la cantidad de madera disponible.

En el siglo XX, hacia mediados de la década de los años cuarenta, con la finalización de la Segunda Guerra Mundial, se originó en el continente europeo una corriente científica que retomó las mediciones forestales, dada la necesidad de cuantificar la madera disponible para la reconstrucción de las ciudades devastadas por la ocupación nazi. Fue así como nació la primera evaluación de los recursos forestales mundiales, que dio origen a los actuales informes que lidera la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (en adelante, FAO), de manera quinquenal en el mundo.

Más recientemente, y con el fin de contar con un instrumento metodológico de referencia para los diferentes países, la FAO publicó un modelo de manual de campo para los inventarios forestales nacionales, en el cual presenta "las definiciones y procedimientos utilizados para planificar y realizar un inventario y evaluación forestal nacional siguiendo el método desarrollado por el Programa de Evaluación de Recursos Forestales (ERF)" (FAO, 2004, p. 5).

La necesidad cada vez más notoria de los países por conocer sus recursos forestales ha originado una corriente mundial hacia la implementación de inventarios forestales de carácter nacional, que se ha visto influenciada en los últimos años por la concientización de los efectos del cambio climático y la función de los bosques como sumideros de carbono.

Colombia, como país signatario de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (en adelante, CMNUCC), no ha sido ajena a esta tarea. En el año 2007, y con el apoyo del DANE, inicia el diseño conceptual y metodológico del IFN de Colombia.

El Ideam, en cumplimiento de su misionalidad relacionada con el monitoreo de los ecosistemas boscosos en Colombia, es la institución líder del IFN, y ha venido trabajando desde 2007 en la preparación del primer ciclo de implementación de este inventario. Para lograrlo, no solo desarrolló un diseño geoestadístico robusto, sino también una metodología estandarizada que permite la comparabilidad de los datos recolectados y garantiza su calidad estadística.

Normativamente, el IFN está enmarcado en el Decreto 1655 de 2017, que lo define como "la operación estadística que, mediante procesos, metodologías, protocolos y herramientas, realiza el acopio, almacenamiento, análisis y difusión de datos cuantitativos y cualitativos que permiten conocer el estado actual y la composición de los bosques del país y sus cambios en el tiempo" (hoja 7, art. 2.2.8.9.3.12).

Su desarrollo y ejecución se encuadra dentro del cumplimiento de los compromisos del país en materia de cambio climático, como la Decisión 11 de la Conferencia de las Partes de la CMUCC/COP19, en lo relacionado con establecer un sistema de monitoreo forestal robusto y transparente para el reporte. Asimismo, está en consonancia con la Ley 1753 de 2015, artículo 171, que establece, entre otros temas, que se requiere un sistema nacional de seguimiento a los bosques, y con la Ley 2169 de 2021, artículo 18, que señala, entre otros aspectos, que el IFN es uno de los instrumentos oficiales para la generación de información oficial de los bosques naturales de Colombia y es parte integral del Sistema Nacional de Información sobre Cambio Climático.

Consideraciones metodológicas y técnicas del IFN

Para la puesta en ejecución del IFN de Colombia, el Ideam consolidó una estrategia técnica, metodológica, institucional, operativa, logística y presupuestal, que está descrita en el documento *Marco rector para la implementación del Inventario Forestal Nacional* (Olarte, *et al.*, 2021a). Gracias a esta estrategia fue posible, entre otros aspectos, consolidar un esquema interinstitucional y financiero que permitió, durante casi más de 7 años de trabajo, recorrer los bosques colombianos para los levantamientos de campo, en coordinación con autoridades militares, civiles, comunidades locales indígenas, campesinas, colonos y afrodescendientes.

Aunque la recolección de datos inició en el año 2015, solamente se completó la muestra estadística establecida en diciembre del año 2023, a causa de las dificultades presentes en el territorio colombiano (grupos al margen de la ley, aspectos climáticos, topografía, cultivos ilícitos, pandemia, etc.), que la hicieron complejo de realizar.

Metodológicamente, y de acuerdo con lo descrito en Olarte *et al.* (2021a), el IFN de Colombia se soporta en un diseño geoestadístico (probabilístico, post-estratificado y de conglomerado de áreas), de muestreo aleatorio simple (en adelante, MAS). Con base en estos métodos, se determinó la muestra estadística de los levantamientos de campo requeridos para implementar el inventario en el territorio nacional, considerando que el universo de estudio definido es la superficie continental e insular del país.

De acuerdo con la teoría estadística, un muestreo es probabilístico cuando las unidades de muestreo tienen una probabilidad conocida y superior a 0 de ser seleccionadas (Olarte *et al.,* 2024a). Esto significa que existen miles de puntos posibles de ser seleccionados, y cada uno tiene una posibilidad en la selección.

La definición de la aleatoriedad en la muestra (muestreo aleatorio simple de conglomerados [en adelante, MASC]) señala que no existe ningún parámetro predeterminado para la escogencia de los puntos de levantamiento, ya que estos son seleccionados al azar.

Uno de los elementos fundamentales en el diseño del IFN fue la construcción de un marco geoestadístico (en adelante, MGE), herramienta fundamental que permite identificar y ubicar todos los elementos que constituyen la población o universo de estudio. En el caso del IFN, este marco implicó la construcción de una grilla de equidistancias, levantadas con los parámetros oficiales definidos por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (en adelante, IGAC). Esto garantiza la compatibilidad de los productos cartográficos en el contexto latinoamericano y mundial (Olarte *et al.*, 2021a) cuyas dimensiones se establecen a partir de análisis y modelos simulados a través de la herramienta de edición y diseño de inventarios de recursos forestales (en adelante, FRIED, por su sigla en inglés) y de pruebas espaciales, con las que se busca un tamaño de grilla óptimo para soportar la muestra definida (Olarte *et al.*, 2021a).

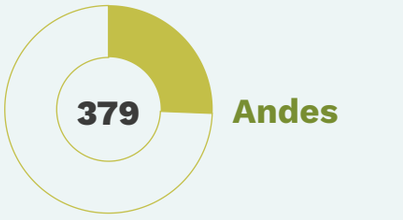
En observancia de los parámetros de diseño indicados, y a partir de la modelación de diferentes escenarios, se definió como variable objetivo el *volumen*, para el cual se precisó un coeficiente de variación estimado (en adelante, CVE) del 5 % y un nivel de confianza del 95 %. De esta manera, se obtiene un tamaño de muestra de 1479 conglomerados.

Atendiendo a lo anterior, para el cálculo de la muestra inicial, se dividió el país en sus 5 regiones naturales, y, considerando el área de bosque existente en cada una de ellas, se distribuyó la muestra definida para el levantamiento de campo.

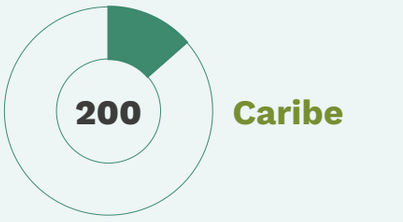
Número de conglomerados por región natural



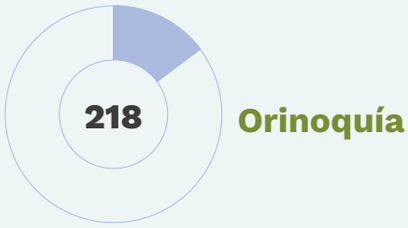
Amazonía



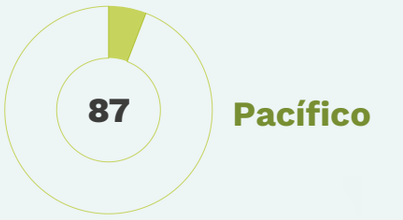
Andes



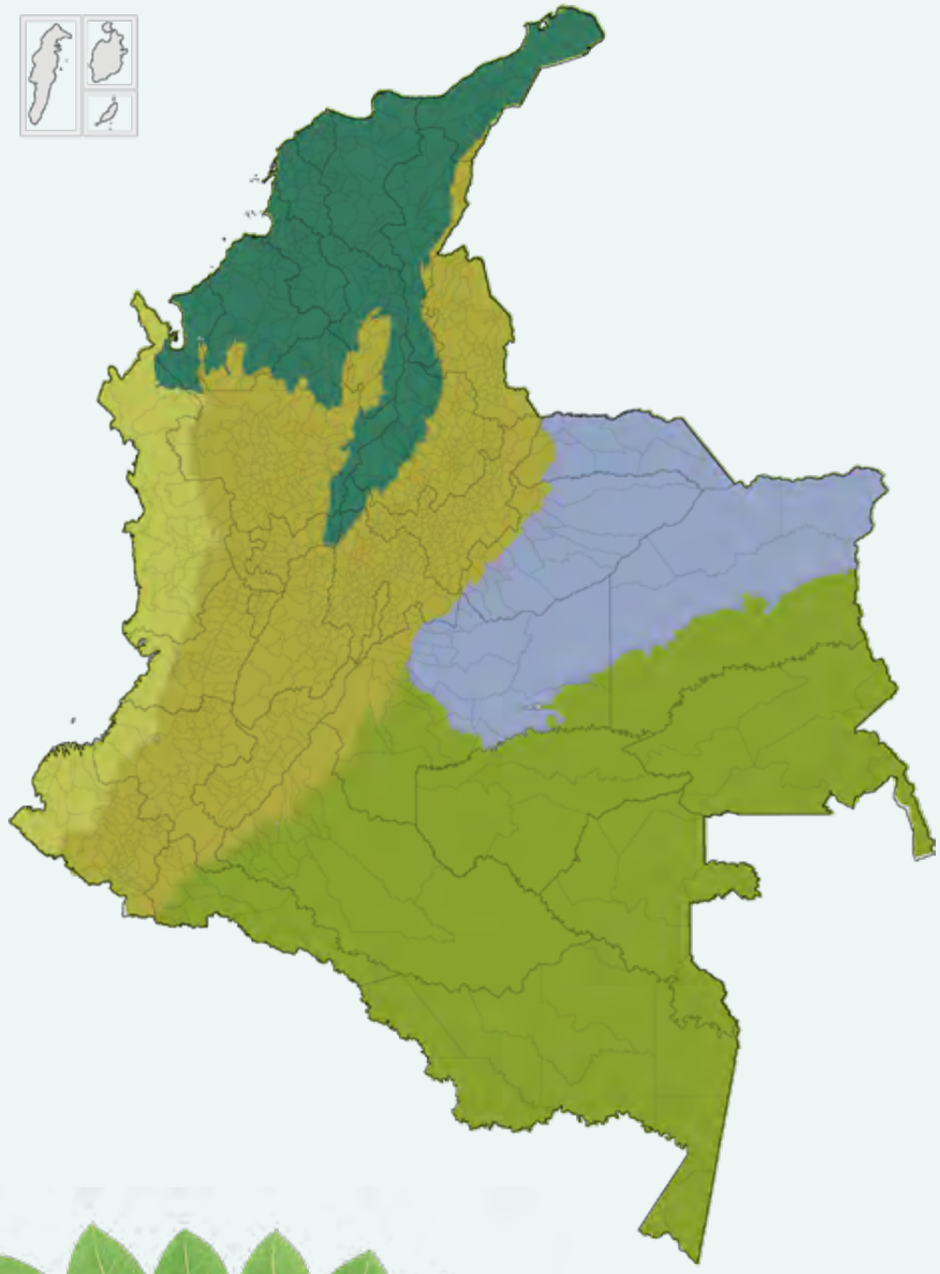
Caribe



Orinoquía



Pacífico



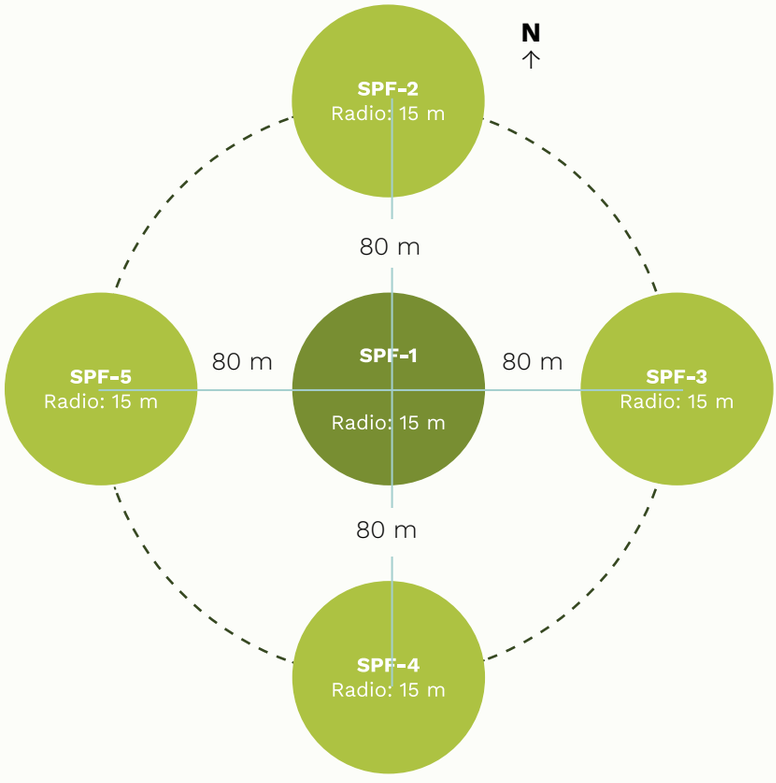


Cedrela odorata

Otro de los elementos del diseño del IFN es la post-estratificación, que se refiere a las particiones poblacionales que se realizan con posterioridad al levantamiento de campo (Olarte *et al.,* 2024a), y cuya importancia radica en que permiten ajustar los resultados a las condiciones finales del levantamiento de campo. Como lo señalan Olarte *et al.* (2024a), las variables de la post-estratificación son i) las categorías de bosque y no bosque y ii) la región natural.

Para efectos del levantamiento en campo, y como se menciona en el *Marco rector para la implementación del Inventario Forestal Nacional* (Olarte *et al.*, 2021a), la unidad de muestreo o unidad de observación corresponde a un conglomerado, consistente en un arreglo de 5 parcelas circulares de 0,0707 ha cada una, dispuestas en cruz. Las 4 subparcelas de las esquinas quedan ubicadas a una distancia de 80 m cada una respecto de la subparcela del centro. Así, se tiene un área total de 0,3535 ha por conglomerado (figura 1).

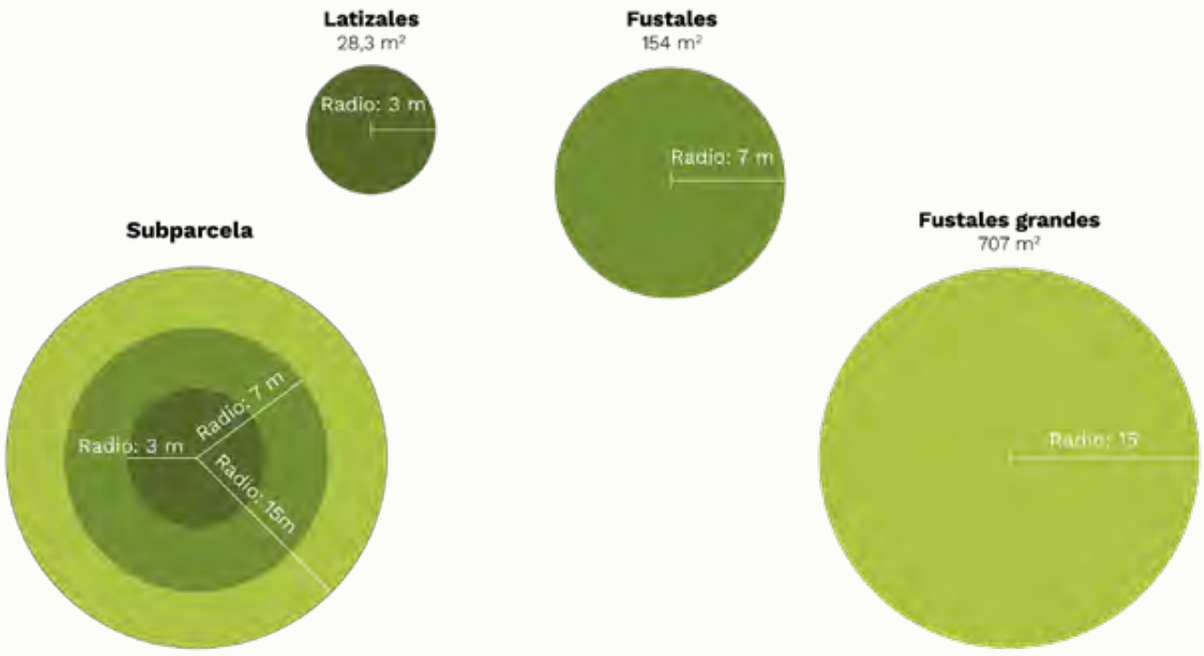
Figura 1. Unidades de muestreo del IFN (conglomerados)



Fuente: Olarte *et al.*, 2021a

La toma de los datos biométricos en campo implica la delimitación de 3 áreas anidadas de medición o subparcelas (unidades de observación), que corresponden a latizales, individuos de 2,5 a 10 cm de diámetro (28,3 m² de área de medición); fustales, individuos de 10 a 30 cm de diámetro (153,9 m² de área de medición), y fustales grandes, individuos con diámetros superiores a 30 cm (706,9 m² de área de medición). Si bien la categoría de brinzales estuvo planeada en las primeras fases de diseño y recolección de datos, la alta incertidumbre asociada a la determinación taxonómica de las especies estableció su exclusión para los datos finalmente generados (figura 2).

Figura 2. Unidades de observación del IFN (subparcelas)



Fuente: Olarte *et al.*, 2021a

Es importante señalar que tanto el centro de cada conglomerado como el de cada subparcela deben estar perfectamente georreferenciados con sistemas de posicionamiento global (en adelante, GPS), a fin de garantizar la precisión de los sitios de levantamiento. Al respecto, el Ideam entrega la coordenada exacta del centroide del conglomerado, así como el número de identificación de este (Olarte *et al.*, 2021a).

Dentro de cada subparcela, y de acuerdo con el *Manual de campo del Inventario Forestal Nacional,* versión 5.2 (Ideam, 2021), se realiza el registro de individuos a través de 14 formatos de campo, en los cuales se relacionan los datos de la localización del conglomerado, la ruta al campamento, la ruta al conglomerado, el esquema del conglomerado, las subparcelas, el registro y la medición de individuos, la colección botánica, el envío de muestras botánicas a los herbarios de referencia nacional, el muestreo de suelos, el envío de muestras de suelo a los laboratorios acreditados, el muestreo de los detritos de madera en transectos, el envío de los detritos de madera a los laboratorios acreditados, los equipos y materiales, el seguimiento de actividades y el registro fotográfico.

En cuanto al formato de la medición de los individuos, en el IFN se relacionan todos los árboles, palmas y helechos arbóreos observados, incluyendo las diferentes categorías de tamaños (latizales, fustales y fustales grandes). Algunos de los aspectos que se consignan en este formato están relacionados con la información de los individuos respecto a su posición (azimut y distancia respecto al centro de la subparcela), vitalidad, características de la forma del fuste y los daños que presentan los tallos de los individuos. Asimismo, se miden los atributos dasométricos de los individuos, tales como los diámetros y las alturas.

Un aspecto fundamental en el IFN, y que se registra en el formato 4.1, es el relacionado con la colección botánica, ya que de la adecuada identificación taxonómica del material botánico colectado se desprende la correcta asignación de la densidad básica de la madera por especie. En consecuencia, es fundamental que cada muestra tomada por individuo sea identificada con el código del conglomerado, la subparcela, el individuo, el colector, el número de colección y las observaciones, de tal forma que se pueda asociar a la base de datos final.

Ahora bien, frente a los análisis derivados de los levantamientos en campo para el IFN, es importante mencionar que, a partir del diseño muestral planteado, se construyó un factor básico de expansión, el cual proporciona a cada elemento de la muestra el peso o la representación que le corresponde en el universo investigado. En consecuencia, su aplicación permite inferir las características de la población objetivo, y en cada caso su precisión y confiabilidad. De acuerdo con Olarte *et al.* (2021a), "las características de interés corresponden a los aspectos relacionados con las variables, categorías de análisis e indicadores cuya información se recoge a través de la muestra".

Atendiendo a lo anterior, y considerando que el IFN está soportado en un MASC, se tiene que la probabilidad de inclusión de cada conglomerado está definida como $\pi_I = \frac{n_I}{N_I}$. Por tanto, el factor de expansión básico se da como $F_{exp} = \frac{NI}{n_I}$, donde *NI* es el total de conglomerados teóricos del país, y n_I, el tamaño de muestra del conglomerado (Olarte *et al.*, 2021a).

Otro de los elementos de mayor importancia para la operación estadística del IFN es el relacionado con el Programa de Aseguramiento y Control de la Calidad (en adelante, ACC) de los datos. Este programa tiene como objetivo primordial garantizar que la información generada para los usuarios sea accesible, coherente, comparable, continua, exacta, oportuna, precisa, puntual, transparente, relevante e interpretable. El Programa de ACC está conformado por dos componentes: i) el control de calidad y ii) la evaluación de calidad (Olarte *et al.*, 2021a).

El control de calidad, el primer componente del Programa de ACC, es evaluado permanentemente en el proceso del IFN, e inicia desde la fase de planificación, cuando se elaboran los manuales, guías y formatos que contienen los estándares de calidad necesarios para asegurar que las actividades que se desarrollan antes, durante y después del levantamiento de conglomerados cuenten con los estándares de calidad requeridos para cada una de las variables recogidas. En este sentido, el Ideam acoge los principios definidos en el Decreto 1655 de 2017 y en la norma técnica de calidad del DANE (NTC-PE 1000 de 2020), con los cuales asegura que las actividades realizadas se desarrollen, registren y documenten siempre de la misma manera. Uno de los instrumentos principales diseñados en esta fase es el manual de crítica de la información, que define de manera precisa qué se entiende por error o imprecisión de los datos, así como las acciones que se deben tomar en caso de encontrarlos.

Con relación al segundo componente, evaluación de la calidad de los datos, básicamente está orientado a evaluar que tan fiables son los datos tomados por las brigadas de campo (en adelante, BC). Para ello, desde el IFN se implementaron dos estrategias. La primera está relacionada con los niveles de responsabilidad definidos para el control de datos, que incluye a jefes de brigada, coordinadores operativos logísticos y supervisores de campo. La segunda está a cargo de una brigada forestal de control de calidad (en adelante, BCC), contratada exclusivamente para evaluar, en un porcentaje igual al 7 % de la muestra, la calidad de los datos de las brigadas de campo.

Los controles de calidad efectuadas por la BCC pueden llevarse a cabo en 3 momentos: chequeo en caliente, chequeo en frío y chequeo ciego (Barbosa *et al.*, 2014). El chequeo en caliente se realiza al mismo tiempo que el levantamiento de las BC, por lo que se puede considerar una extensión de la capacitación del personal,

ya que brinda asesoría *in situ*. En el chequeo en frío la brigada de campo realiza el levantamiento con posterioridad al levantamiento regular, y se hace para verificar los datos levantados, con base en los formatos del primer levantamiento. Y, por último, el chequeo en ciego busca cuantificar el grado de incertidumbre entre mediciones (BC versus BCC) (Barbosa *et al.*, 2014). El cumplimiento según los estándares preestablecidos en el IFN (Ideam, 2021) de las mediciones del azimut, la distancia, el diámetro a la altura del pecho (*dap*) y la altura total y fustal es el objetivo principal de este remuestreo. En la práctica, consiste en el levantamiento por parte del equipo de BCC de la misma subparcela establecida por las BC sin hacer uso de ninguna información dasométrica previamente obtenida. La información derivada en campo por los dos equipos por separado (BC y BCC) es considerada de igual calidad, y es la base para estimar los errores asociados con las mediciones.

Considerando los principios técnicos y estadísticos explicados en este apartado introductorio, a lo largo de los capítulos siguientes se detalla cómo se realizó la implementación del IFN en la región de la Amazonía. Esta explicación inicia, en el capítulo 1, con el proceso de planificación y levantamiento de campo, profundiza en la fase post-operativa (en la que se muestra el trabajo de limpieza y validación de datos) y cierra con la generación de modelos que permiten garantizar la consistencia de cada dato en el IFN. Estos procesos desembocan en la descripción de los indicadores evaluados, que se aborda en el capítulo 2. A partir de los indicadores propuestos, en el capítulo 3, se presenta un contexto general del estado de los bosques amazónicos. Posteriormente, en los capítulos 4, 5, 6, 7 y 8 se procede con los análisis de la información del IFN en materia de composición, diversidad, biomas y carbono. Por último, en el capítulo 9, se presenta una aproximación de los usos de las especies forestales identificadas en el IFN.

Cabe resaltar que, a fin de facilitar la consulta y la comprensión global de la obra, los lectores pueden remitirse a las infografías ubicadas al inicio de cada capítulo, en las cuales se destaca información y datos relevantes relacionados con cada uno de ellos. Para cerrar, en las secciones finales, se incluyen el glosario de términos técnicos y los listados de los signos, símbolos, abreviaturas, siglas y acrónimos más utilizados en este libro.



Clathrotropis macrocarpa

Ejecución del IFN en la región de la Amazonía colombiana

1

Contenido

1.1 Pre-operativo de campo — pág. 37

1.2 Operativo de campo — pág. 37

1.3 Post-operativo de campo — pág. 40

1.3.1 Proceso de control de calidad, crítica, revisión, validación, imputación y análisis de las bases de datos del IFN — pág. 40

1.3.2 Ajuste de variables estructurales para el IFN — pág. 44

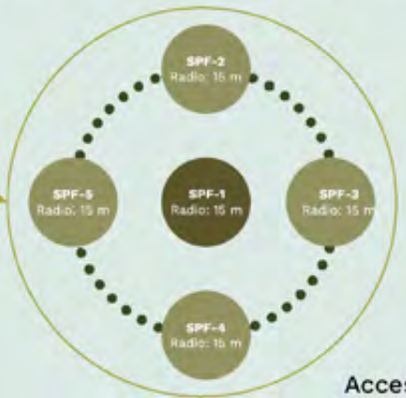
1.3.3 Imputaciones de variables dendrométricas — pág. 45

1.3.4 Ajuste, corrección y actualización de la información taxonómica — pág. 46

Etapas del Inventario Forestal Nacional

INVENTARIO forestal NACIONAL

Unidades de muestreo en Colombia
1410 conglomerados a nivel nacional y 517 conglomerados en la Amazonía
0,3535 ha efectivas de muestreo por conglomerado





Marco geoestadístico

Acceso a áreas de muestreo y participación local
Acceso a áreas boscosas inexploradas mediante participación de la comunidad local en calidad de coinvestigadores









Burseraceae



Brigadas de campo
Vinculación de ingenieros forestales, agroforestales, biólogos, ecólogos de todas las regiones



Recolección de información y muestras de los bosques
Registro y medición de latizales, fustales y fustales grandes, colecta botánica, suelos y detritos de madera

Generación de indicadores
Florísticos, estructurales, dasométricos, diversidad, biomasa y carbono



Envío de muestras
Herbarios y laboratorios certificados para análisis de muestras botánicas, de suelos y detritos





Análisis de datos
Control de calidad: revisión, crítica, depuración, validación de la información y generación de algoritmos







Como se menciona en la "Presentación", este documento forma parte de las publicaciones del Ideam derivadas de los resultados de la implementación del primer ciclo del IFN de Colombia, realizado durante el periodo 2015-2023, y también de la serie de informes en donde se analizarán de manera detallada los datos para las 5 regiones biogeográficas del país (Amazonía, Andes, Caribe, Orinoquía y Pacífico).

Específicamente, en este estudio, se abordarán los resultados obtenidos en la región de la Amazonía, por ser esta la que engloba la mayor proporción de la cobertura de bosque natural del país, con cerca de 38,9 millones de hectáreas (Ideam y Minambiente, 2024), y que, para el caso del IFN, es la región que contempló la mayor cantidad de conglomerados con un tamaño de muestra de 595.

El IFN está definido por el Decreto 1655 de 2017, como "la operación estadística que, mediante procesos, metodologías, protocolos y herramientas, realiza el acopio, almacenamiento, análisis y difusión de datos cuantitativos y cualitativos que permiten conocer el estado actual y la composición de los bosques del país y sus cambios en el tiempo" (sección 5, artículo 2.2.8.9.3.12).

Su diseño y puesta en marcha requirió la coordinación técnica institucional, operativa, logística y presupuestal de diferentes actores a escala nacional y regional, lo que permitió su ejecución en campo. Aunque la recolección de datos inició en el año 2015, la muestra estadística se completó en el año 2023, a raíz de las dificultades presentes en el territorio colombiano, y que incluyeron, entre otros aspectos, la presencia de grupos al margen de la ley, las condiciones climáticas, la topografía, la existencia de cultivos ilícitos, la pandemia, que han hecho compleja la implementació del inventario. Sin embargo, los esfuerzos de los diferentes actores, bajo la coordinación del Ideam, hicieron posible su culminación.

Entre las alianzas realizadas en la región de la Amazonía, es clave mencionar la combinación de recursos provenientes del presupuesto general de la nación (en adelante, PGN) y de cooperación internacional. Dentro de estos últimos, cabe destacar el Programa REM Colombia-Visión Amazonía y el Programa REM Colombia II, que apalancaron el levantamiento de conglomerados desde el año 2016 hasta el 2023.

Como parte de los esfuerzos en común, y como se menciona en el *Marco rector para la implementación del Inventario Forestal Nacional* (Olarte *et al.*, 2021a), para el levantamiento de conglomerados en campo, se contratan operadores logísticos. Estos actores son los encargados de adelantar la contratación de personal de las brigadas; realizar la sensibilización y socialización con las autoridades locales y las comunidades; solicitar los permisos; hacer el levantamiento de datos y el envío de muestras botánicas, suelos y detritos, de acuerdo con los manuales, formatos y guías dispuestos por el Ideam. En suma, tienen como objetivo garantizar que cada una de las actividades ejecutadas en el marco de la implementación del IFN cumplan con los niveles definidos de calidad, a través de la atención de cada etapa del proceso. En sintonía con ello, casi en simultáneo con el levantamiento en terreno, desde el Ideam se generan una serie de controles, uno de ellos a través de los supervisores de campo, quienes validan que los datos cumplan con los mínimos niveles de tolerancia requeridos para cada variable, a fin de que se garantice su consistencia, exhaustividad y rigor estadístico.

En el caso del trabajo de campo efectuado en la región de la Amazonía, fue fundamental la participación del IAvH y del Sinchi, quienes, en su calidad de operadores logísticos, permitieron garantizar el cumplimiento de las actividades planteadas en el IFN.

A continuación, se detalla el proceso de levantamiento de conglomerados para la región amazónica, enfatizando en sus 3 fases de ejecución.

1.1 Pre-operativo de campo

Es la etapa previa al levantamiento de campo. En ella, cada operador logístico, siguiendo los protocolos del Ideam, debe encargarse de efectuar los arreglos administrativos (suscripción de convenios, contratación de personal, compra de equipos, etc.) y técnico-logísticos (preparación de cartografía, materiales, formatos, etc.) (Olarte *et al.*, 2021a), así como de los procesos de socialización y sensibilización con autoridades locales, ambientales, comunidades e individuos, donde están localizados los bosques y hacia los cuales se focalizan los procesos de consecución de permisos. Estos procesos están descritos en la "Guía de socialización del IFN de 2021"[1] del Ideam.

De acuerdo con el diseño geoestadístico establecido para el IFN, el tamaño de la muestra es calculado a nivel nacional, y se distribuye por región natural, a fin de facilitar los procesos logísticos y operativos, y en observancia de que esta categoría se emplea también para efecto de la post-estratificación. Considerando lo anterior, la distribución de la muestra nacional se subdivide entre las regiones biogeográficas, mediante una asignación proporcional al área de cada una de ellas. En consecuencia, y dado que la Amazonía ocupa el 40 % de la superficie nacional, le corresponde la mayor proporción del tamaño de muestra calculado (595 conglomerados).

Ahora bien, dado que el diseño del IFN está soportado en un MASC, los puntos de recolección de datos pueden estar ubicados en cualquier superficie de la región. En este sentido, es importante recordar que, dentro del área geográfica de la Amazonía, se cuenta con 3 subpoblaciones de interés: *bosque*, *no bosque* y *sin información* (categorías que serán significativas más adelante en los procesos de análisis de datos, sin olvidar que uno de los elementos del diseño está basado en la post-estratificación).

1 Protocolo interno del Sistema de Gestión Integrado del Ideam.

Considerando el tamaño de muestra definido (595 conglomerados), y siguiendo los lineamientos del *Marco rector para la implementación del Inventario Forestal Nacional* (2021b), a cada operador logístico se le asignó un número de puntos predefinido con sus respectivas coordenadas. Con esta información se da inicio a la preparación del operativo de campo, el alistamiento de la cartografía y la elaboración de los planes operativos y de seguridad para acceder a los conglomerados.

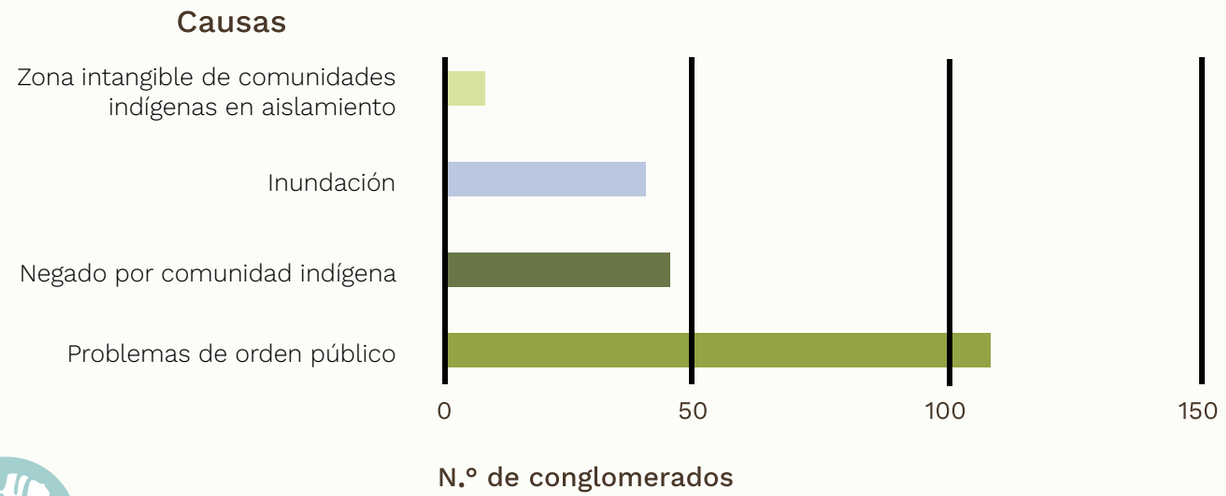
1.2 Operativo de campo

Como se mencionó inicialmente, en la "Introducción" de este libro, el levantamiento de conglomerados siguió la metodología establecida en el *Manual de campo del Inventario Forestal Nacional*, versión 5.2 (Ideam, 2021), y los procedimientos definidos por el Ideam para la monumentación de conglomerados. Asimismo, involucra la medición de variables dendrométricas de los individuos a muestrear, la toma de muestras de colectas botánicas, suelos y detritos. Las muestras de suelos (carbono, densidad y análisis de nutrientes) y la determinación de la densidad de madera de los detritos se llevó a cabo en el laboratorio de bioquímica de la Universidad Nacional de Colombia, en la sede de Medellín. Por su parte, la clasificación taxonómica de las muestras botánicas colectadas se realizó en los herbarios satélites adscritos a la ACH, de los cuales para la región de la Amazonía fue clave el papel del Herbario Federico Medem Bogotá (en adelante, FMB) del IAvH y del COAH del Sinchi.

Durante el periodo de ejecución del IFN en la región, el proyecto enfrentó diferentes desafíos, no solo por las condiciones climáticas y ambientales (altas precipitaciones y temperaturas, inundaciones, etc.), sino también por problemas operativos, logísticos, presupuestales y de orden público, que surgieron durante su ejecución, como, por ejemplo, la pandemia del coronavirus en el año 2020. Estas circunstancias hicieron compleja su puesta en marcha en el

territorio. En la figura 3, se ilustran las principales razones de la no implementación de algunos conglomerados en la región.

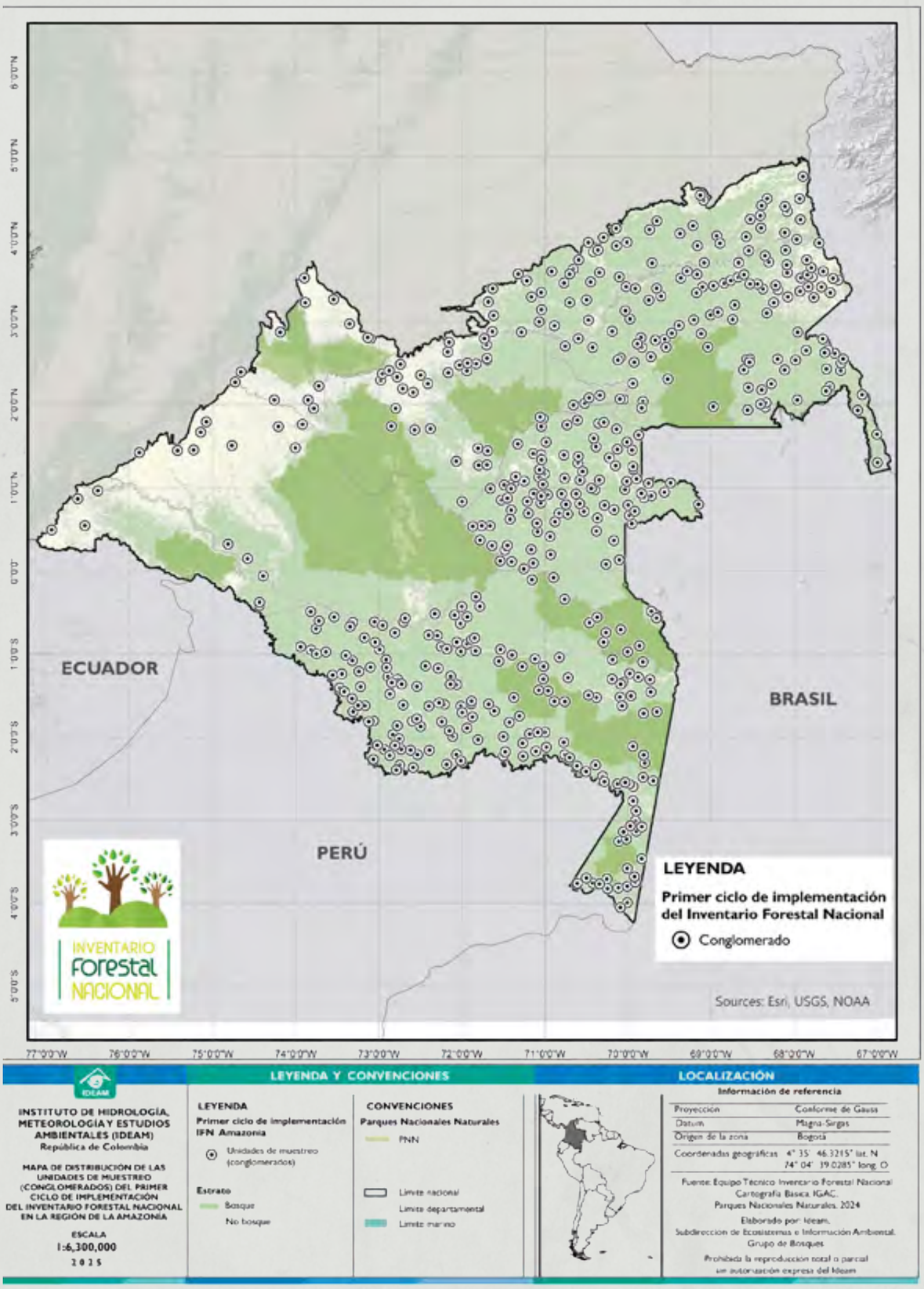
Figura 3. Causas de la no implementación de algunos puntos en la región de la Amazonía



No obstante las consideraciones anteriores, se logró el cumplimiento de los objetivos y metas propuestas, y se avanzó con el levantamiento de 1410 conglomerados implementados a nivel nacional, que representan el 95,33 % de la muestra establecida. De ellos, 520 se levantaron en la región de la Amazonía, que equivalen al 87,4 % de la muestra. Ahora bien, es clave resaltar que, de estos 520 conglomerados establecidos, en este documento se presentará el análisis de 463 conglomerados ubicados en bosque, 38 levantados en no bosque, 19 que no tuvieron respuesta (debido a que no fue posible establecer los conglomerados por falta de permiso, o por motivo de orden público o inundaciones), lo cual se explicará con detalle en los siguientes capítulos. En la figura 4, se presenta la distribución de los conglomerados implementados en la región.


Pintura rupestre

Figura 4. Mapa de distribución de los conglomerados del primer ciclo de implementación del IFN en la región de la Amazonía colombiana



1.3 Post-operativo de campo

Las actividades posteriores al levantamiento de campo implican tareas que incluyen desde la limpieza de datos, su corrección y ajuste, hasta la validación y aplicación de modelos que garanticen que los análisis cumplan con los parámetros del diseño estadístico y, sobre todo, con los errores de muestreo definidos.

Aun cuando lo deseable es que en esta fase del proceso del IFN los datos de campo tengan la mayor consistencia posible —dado que a lo largo del proceso se aplican los controles definidos en el Programa de ACC del IFN—, es importante revisar nuevamente, ya que con frecuencia se encuentran errores de consistencia que solo se pueden detectar con todo el conjunto de datos. Algunas fallas comunes son el uso incorrecto de los equipos de medición, la interpretación errónea del manual de campo o la selección equivocada de una opción para codificar una variable (Ideam y UNAL, 2021). A continuación, se desarrolla en detalle el proceso de control de calidad, crítica y revisión de variables implementado en los análisis de datos:

1.3.1 Proceso de control de calidad, crítica, revisión, validación, imputación y análisis de las bases de datos del IFN

El IFN de Colombia tiene como objetivo principal proveer información confiable, periódica y con un concepto multipropósito de las coberturas boscosas del país. La obtención de información acerca del número de individuos (ind. ha^{-1}), el diámetro cuadrático medio (en cm), el área basal (en m^2 ha^{-1}), el volumen (m^3 ha^{-1}), los contenidos de carbono (Mg ha^{-1}), el número de especies (riqueza de especies por unidad de área) y la composición florística busca proveer los insumos necesarios para la formulación e implementación de políticas de ordenación y conservación de los bosques y el territorio, en los ámbitos nacional y regional. Para lograr lo anterior, es fundamental evaluar la confiabilidad de las mediciones realizadas en campo, la cual determina la calidad final de la información generada en el proceso.

De acuerdo con Chave *et al.* (2004), los errores durante la toma de datos de campo en bosques naturales pueden provenir de diversas fuentes, por lo que se pueden, en términos generales, clasificar en varios tipos. Por un lado, se encuentran los errores de tipo sistemático, asociados con la exactitud, los cuales generan sesgos que en la práctica no tienen solución. Este tipo de errores se da usualmente por la mala calibración o mal uso de los equipos de campo, lo que conduce a una sobreestimación o subestimación sistemática del dato (West, 2009). De otro lado, están los errores más comunes, y que tienen que ver con la precisión o incertidumbre de la medición, los cuales hacen parte de un proceso aleatorio (Berger *et al.*, 2014; McRoberts y Westfall, 2016). Por ejemplo, un error aleatorio se da por la diferencia entre mediciones del diámetro a la altura del pecho (1,3 m; *dap*), debido a sutiles cambios en el punto de medición o posición del equipo de medición.

Cuando se están analizando bases de datos en universos muestrales tan complejos, como lo son los bosques tropicales, identificar errores y las fuentes asociadas a ellos no es una tarea trivial. Por esta razón, es importante contar con manuales de crítica de la información, que identifiquen, a nivel de variables, criterios que el analista pueda emplear en su evaluación de la calidad del dato.

Aunque hoy en día se pueden realizar algoritmos que facilitan esta tarea, en la práctica se ha demostrado, o por lo menos en Colombia, que aún no es posible reemplazar el ojo crítico del analista de datos. Por ejemplo, el marcaje impreciso del punto exacto de medición del *dap* sobre el tronco (caso que se puede generar debido a la presencia de raíces, capas de hojarasca, desniveles en el piso, etc.) puede fácilmente significar mediciones con hasta 10 cm de diferencia sobre el fuste, cuando se usa una vara de 1,3 m de altura como referencia. Al analizar este error mediante un algoritmo, pasaría inadvertido. En este caso, el "Manual de crítica"[2] es fundamental, ya que orienta al analista de datos para discernir

[2] Documento interno del Sistema Integrado de Gestión del Ideam.

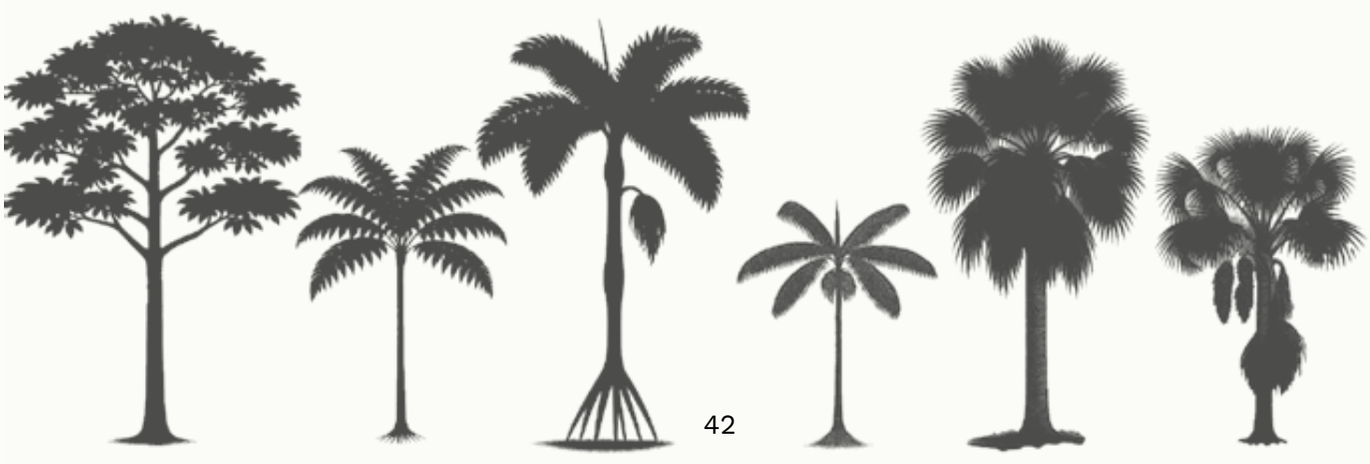
sobre cuál porcentaje del error es sistemático y cuál porcentaje es aleatorio. En la tabla 1 se presentan algunos criterios empleados en el análisis de datos.

Una vez que se ha efectuado la identificación de errores, es común adicionar nuevas columnas en la base de datos (diferenciadas con algún subíndice o color), en las que se incluyen los datos corregidos, a fin de mantener la trazabilidad de los datos originales, en caso de alguna remedición.

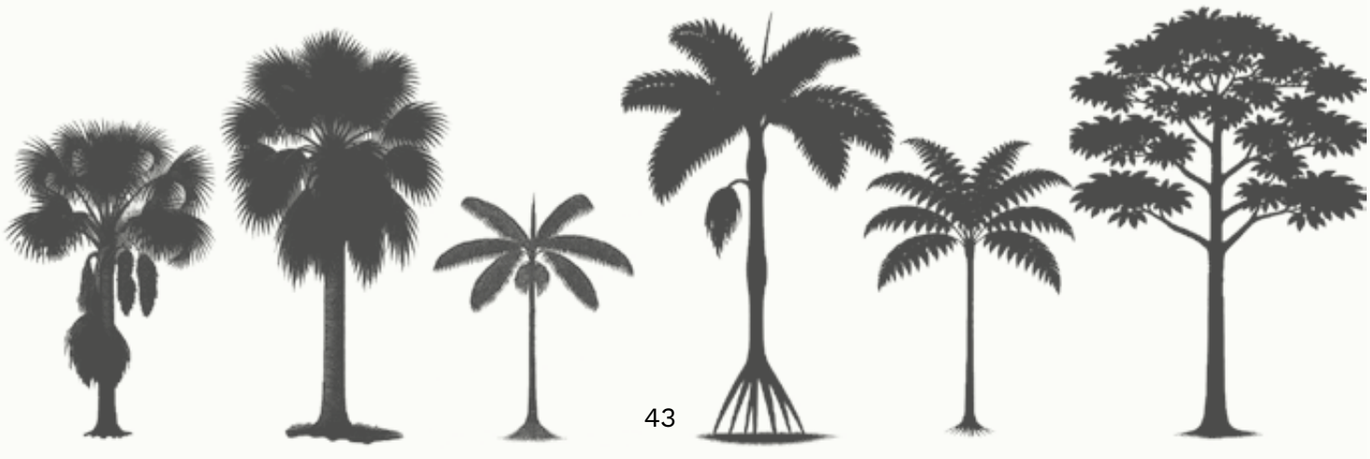
Tabla 1. Criterios empleados para la validación de datos biométricos

Criterio	Procedimiento
Condición	Para estandarizar las siglas que representan la condición del individuo en todas las versiones del *Manual de campo del Inventario Forestal Nacional* con las del *Manual de campo del Inventario Forestal Nacional*, versión 5.2 (Ideam, 2021), se homologa la sigla TO (tocón) con la sigla TM (tocón muerto).
Azimut	Se reemplazan los valores de 360° por 0°, y se corrigen los valores superiores a 360° restándoles 360°. Además, se identifican y corrigen errores tipográficos de valores que no pueden ser medidos con una brújula.
Azimut y distancia (árboles múltiples)	Se identifican y corrigen las diferencias en azimut y distancia, asignando los valores del tallo con menor azimut, en el caso de los tallos múltiples. Además, se verifica que todos los tallos pertenezcan a la misma especie. Adicionalmente, se duplican los registros según el número de tallos reportados, para asegurar la precisión en los resultados del área basal, el volumen, la biomasa y el carbono.
Distancia y tamaño	Se verifica si el individuo está dentro del radio correspondiente a su tamaño, basado en el diámetro tomado a 1,30 m. Si el POM se tomó a una altura diferente, se corrige el diámetro, midiéndolo a una altura de 1,30 m, y se reevalúa la categoría diamétrica (latizales, fustales o fustales grandes).
Tallo	El valor de “múltiple” se asigna únicamente a individuos con bifurcaciones por debajo de 1,30 m (tallos múltiples) o palmas cespitosas con muchos estípites. En algunos casos, un solo fuste representa todos los tallos, por lo que se debe replicar según la cantidad descrita, para evitar discrepancias en el número de tallos registrados.

Punto óptimo de medición (POM)	La altura de la medición diamétrica se ajusta cuando el valor está en centímetros en lugar de metros, o cuando supera la altura total del individuo. Si la altura del POM no es 1,30 m, se corrige el diámetro considerando la altura del POM y el factor de reducción diamétrica.
Factor de reducción diamétrica (FRD)	El FRD de Rojas y Murillo (2000) cuantifica la tasa de cambio del diámetro en función de la altura. Este factor se utiliza para corregir el *dap* cuando la medición se realiza a una altura diferente de 1,30 m, independientemente de si es por debajo o por encima de esta altura. $$FRD = \frac{d}{H - H_d}$$ $$DAP = d + (H_d - 1.3) \cdot FRD$$ En donde *d* es el diámetro del POM en cm, *H* es la altura total en m y H_d es la altura a la cual se midió el POM en m.
Distancia del observador	La distancia de medición de la altura con el clinómetro Suunto debe ajustarse cuando el valor se expresa en centímetros en lugar de metros.
Vistas inferior, del fuste y total	Las mediciones con clinómetros deben estar entre -90° y 90°. Los valores por fuera de este rango se registran en escala porcentual y deben corregirse en grados. Esta corrección se aplica a todos los registros del conglomerado si se detecta inconsistencia. $$Y° = arctan\left(\frac{X\ \%}{100\ \%}\right)$$ En donde *Y* es la unidad equivalente en grados, y *X*, el valor medido en la escala porcentual. Además, se debe verificar que la *vista base* sea inferior a la *vista del fuste,* y esta inferior a la *vista total*, independientemente de la posición del observador. Se debe corregir especialmente cuando la *vista inferior* de la base es mayor, debido a la ausencia del signo negativo.



Alturas del fuste y total con clinómetro	Las inconsistencias en la medición de la altura del fuste o la altura total con clinómetro Suunto, debido a fórmulas inadecuadas o signos incorrectos, se corrigen recalculando las alturas con la fórmula trigonométrica adecuada: $$H = Dist \cdot \left(\tan\left(Vista_{Sup}\right) - \tan\left(Vista_{Inf}\right)\right)$$ En donde *H* es la altura total o la altura del fuste en m, *Dist* es la distancia entre el observador y el árbol en m, $Vista_{Sup}$ es el ángulo al ápice o al fuste y $Vista_{Inf}$ es el ángulo a la base. Cabe tener presente que ángulos son los observados por el operador a través del clinómetro, en los cuales 0° corresponde a la visual horizontal del operador (sin girar la cabeza).
Alturas del fuste y total con vara o hipsómetros	En este campo se consolidan las mediciones directas con vara telescópica o hipsómetro Vertex, e indirectas con el clinómetro Suunto, para la estimación de la longitud del fuste en árboles inclinados, y, a su vez, se corrigen los valores negativos estimados y registrados.
Altura total	En este campo se unifican las alturas obtenidas mediante cálculos con clinómetro y otros equipos de medición (varas telescópicas, hipsómetro Vertex, entre otros). La altura máxima admisible es de 60 m para árboles de bosques pluviales ecuatoriales (Wadsworth, 1997); en cualquier individuo con una altura superior, debe revisarse su valor de altura.
Hábito de crecimiento	Los individuos se clasifican por hábito de crecimiento: árboles, palmas (familia Arecaceae) y helechos arborescentes (familias Cyatheaceae y Dicksoniaceae). Si no tienen identificación taxonómica, se asume que son árboles, para asignar la densidad básica necesaria para la fórmula de biomasa, ya que su clasificación es más ambigua que la de las palmas o helechos.



1.3.2 Ajuste de variables estructurales para el IFN

Como se menciona en Olarte *et al.* (2024a), el diseño empleado en el IFN de Colombia se estructura a partir de un muestreo probabilístico, aleatorio simple, post-estratificado y de conglomerados de áreas. Por lo que, una vez efectuados los levantamientos de campo, y antes de realizar su análisis y generar las bases de datos, es necesario identificar para cada conglomerado el estrato (bosque o no bosque) final al que corresponde, así como la región natural en la que se encuentra. Estos ajustes permiten calcular los pesos específicos de cada post-estrato, con base en la proporción del área nacional que ocupan (tabla 2).

Tabla 2. Superficie en hectáreas de bosque, no bosque y sin información en la región de la Amazonía

Estrato	Superficie (ha)
Bosque	38.853.675
No bosque	7.004.438
Sin información	57

Fuente: Ideam y Minambiente, 2024

Para realizar las estimaciones de las propiedades estructurales de los bosques definidas por el IFN de Colombia (número de individuos, diámetro cuadrático medio, área basal, volumen y biomasa aérea), se debe considerar en primera instancia que en el IFN se emplean subparcelas anidadas con diferentes unidades secundarias de muestreo, dentro de cada una de las cuales se realiza el muestreo de árboles de diferentes tamaños (latizales, fustales y fustales grandes). En este contexto, para realizar la estimación del atributo estructural de interés a nivel de cada subparcela y conglomerado, se deben sumar los valores obtenidos para cada individuo por categoría de tamaño (k), y expandir los resultados al área de muestreo más grande (K), la cual corresponde con el área de los fustales grandes. A continuación, se presenta la aproximación metodológica propuesta para realizar las estimaciones de existencias para un atributo dado.

Primero, se estima el valor total del atributo de interés para el *i-ésimo* conglomerado:

$$y_i = \sum_{j}^{J} \sum_{k}^{K} y_{ijk} \frac{a_{ijK}}{a_{ijk}}$$

En donde y_{ijk} es el valor de la variable de interés en la categoría de tamaño *k* de la *j-ésima* subparcela del conglomerado *i*, a_{ijK} es el área muestreada para la categoría de tamaño *k* es la *j-ésima* subparcela del conglomerado *i*, y a_{ijK} es el área de muestreo por categoría de tamaño más grande.

Los valores promedio y total para cada estrato (áreas de bosque y no bosque para el país y por región biogeográfica), así como sus varianzas y

el error estándar asociado con las estimaciones, fueron obtenidos empleando las funciones *svymean* y *svytotal* disponibles en la librería Survey (Lumley, 2004) para R (R Core Team, 2020), y siguiendo los lineamientos indicados por el Ideam en el *Marco rector para la implementación del IFN* (Olarte *et al.*, 2021a).

Factor de corrección (FCOR)

Es el factor de corrección con base en el tamaño de cada subparcela anidada, en contraste con la superficie total de la subparcela del conglomerado. Enseguida se especifica el factor de corrección para cada unidad de observación:

- Latizales (L): individuos con *dap* ≥ 2,5 cm e < 10 cm. FCOR es de 25 (706,86 m^2/28,27 m^2).
- Fustales (F): individuos con *dap* ≥ 10 cm e < 30 cm. FCOR es de 4,59 (706,86 m^2/153,94 m^2).
- Fustales grandes (FG): individuos con *dap* ≥ 30 cm. FCOR es 1 (706,86 m^2/706,86 m^2).

1.3.3 Imputaciones de variables dendrométricas

La ausencia de datos dendrométricos, tales como la densidad de la madera, el diámetro normal o la altura, obliga a emplear un proceso de reemplazo con los datos disponibles. Esto es común en inventarios de gran volumen de información, y obtenidos con diferentes operadores en campo. Existen varios procedimientos para enfrentar los datos faltantes, como el análisis de datos completos, el uso de datos disponibles, o mediante el método de medias, entre otros. En el presente estudio, para la imputación de densidad de la madera, se empleó el método de las medias, a partir de la base de datos globales (Chave *et al.*, 2009); para el diámetro normal, el método de medias por conglomerado y clase diamétrica, o regional y clase diamétrica, y para la imputación de la altura total, el modelo de Weibull II (Kiviste *et al.*, 2002).

Imputación de la densidad de la madera

Los registros se imputan en función del nombre científico (género y especie) de los individuos. En caso de que se reporten varias densidades para una misma especie, se imputa el valor promedio. En ausencia del nombre científico (género y especie), se imputa el promedio por género, y en ausencia de este, por el promedio de la densidad de la madera por familia. Los registros para los cuales no se tiene su equivalente en la base de datos global de densidad de la madera (bien sea por ausencia de clasificación taxonómica, o por ausencia del nombre en la base de datos) se imputan con base en la densidad media por región, estrato y clasificación diamétrica (L, F o FG).

Modelo de Weibull II

Los parámetros del modelo de Weibull II (Kiviste *et al.*, 2002) se obtienen a partir de los registros completos sin imputación de diámetro normal o altura total, de individuos que no posean el fuste quebrado, y con un índice de esbeltez (*h/dap*) entre 0,1 y 3,0 m/cm (tabla 3). La altura en el modelo de Weibull II se representa de la siguiente manera, en función del *dap*:

$$H = a \cdot \left(1 - e^{-b \cdot dap^c}\right)$$

En donde *h* es la altura total en m, *dap* es el diámetro normal a la altura de 1,30 m en cm, y *a*, *b* y *c* son los parámetros del modelo de Weibull.

Tabla 3. Parámetros del modelo de Weibull por hábito de crecimiento

Hábito	a	b	c	RMSE
Árbol	34,35	25,63	0,81	4,20
Palma o helecho	20,92	13,21	1,07	5,75

En donde *a*, *b* y *c* son los parámetros del modelo de Weibull II, y RMSE es la raíz del error cuadrático medio.

Altura total

La imputación de la altura se realiza sobre los registros que no posean dato de la altura, o sobre aquellos cuyo índice de esbeltez (h/*dap*) sea o bien < 0,1 m/cm o bien > 3 m/cm (individuos de gran diámetro con una altura mínima, o viceversa, árboles con un diámetro pequeño, con alturas de gran porte, respectivamente). Para lo cual, se emplean modelos de estimación de crecimiento, como es el caso del modelo de Weibull II, adoptado en este informe para el ajuste de alturas. De este procedimiento de la altura total, se excluye el caso de los individuos arbóreos con altura total menor o igual a 1,30 m, por ausencia de la altura mínima de referencia para los indicadores dasométricos, para los cuales se considera el *dap* a una altura normal de 1,30 m.

Es importante mencionar que las imputaciones de datos no se utilizan para los análisis de detritos, ya que el hecho de que no existan datos asociados en el conglomerado puede deberse a que no se encontraron residuos de biomasa; bien sea porque fueron aprovechados, o porque se alcanzaron a descomponer por la actividad de los factores climáticos, y como tal hacen parte del escenario de los conglomerados respuesta.

1.3.4 Ajuste, corrección y actualización de la información taxonómica

Existen muchas bases de datos que permiten el cargue masivo de información; no obstante, su uso se limita a la actualización taxonómica de nombres científicos. Adicionalmente, estas herramientas no permiten integrar información complementaria, como tipos de organismos, hábitos, endemismos o categorías de amenaza. En consideración a lo anterior, fue necesario desarrollar una estrategia para la actualización de información taxonómica y complementaria de las especies identificadas en los levantamientos de campo del IFN.

Esta herramienta consiste en un archivo automatizado en Excel que compila y consolida la información actualizada de los nombres científicos y su información complementaria.

Para este ejercicio se emplearon 7 listados diferentes: taxonómico, especies amenazadas globalmente según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (en adelante, UICN), especies con restricciones según la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (en adelante, Cites), especies amenazadas nacionalmente de acuerdo con lo definido en la Resolución 0126 de 2024 de Minambiente y los actos administrativos expedidos por las Corporaciones Autónomas Regionales (en adelante, CAR), especies vedadas regionalmente, endemismos y usos. Es fundamental tener claro que la construcción de estos listados se basó en fuentes oficiales de instituciones gubernamentales, académicas e investigativas (tabla 4).

Tabla 4. Listados de entrada para herramienta automatizada

Listado	Descripción	Fuentes
Taxónomico	Se constituye por 3 elementos: taxonomía, tipo de organismo y hábitos. En primer lugar, la taxonomía corresponde a la nomenclatura botánica empleada en todos los rangos taxonómicos de las plantas; es decir, la denominación científica o identidad biológica entregada a un individuo, desde especie hasta reino biológico. Existen 3 instituciones que sirven como referente para el campo de la oficialidad botánica. De ellas, 2 son instituciones nacionales, el Instituto de Ciencias Naturales, de la UNAL, y el IAvH, en donde se encuentra alojado el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (en adelante, SIB). A nivel internacional, se emplea la información proveniente del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (en adelante, GBIF), que se constituye en una red global que anida datos provenientes de diferentes Gobiernos que hacen parte de ella.	UNAL, SIB y GBIF.
UICN	"Lista roja de especies amenazadas de la UICN" (UICN 2001, 2012; véase también www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria). Es una categoría global que describe el estado de conservación de las especies de fauna y flora, elaborada por la UICN. En ella se definen 7 categorías, de las cuales para Colombia se encuentran las siguientes: vulnerable (VU), en peligro (EN) y en peligro crítico (CR).	Datos espaciales y "Lista roja de especies amenazadas de la UICN".
Cites	La Cites es un acuerdo internacional concertado entre los Gobiernos. Tiene por finalidad velar por que el comercio internacional de especímenes de animales y plantas silvestres no constituya una amenaza para la supervivencia de las especies.	Listados de la Cites.
Especies amenazadas en Colombia	A nivel nacional se adoptó la Resolución 0126 del 2024, del Minambiente, "por la cual se establece el listado oficial de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana continental y marino costera". Mediante esta resolución se implementan para Colombia las categorías y criterios de la UICN.	Resolución 0126 del 2024 del Minambiente.

Listado	Descripción	Fuentes
Vedas	Compilación de listados de vedas regionales y nacionales de las CAR y la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (en adelante, ANLA).	CAR y ANLA.
Endemismos	Esta información se obtiene a partir de la unificación y armonización taxonómica de los listados de endemismos contenidos en el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (2020) de la UNAL y el SIB.	UNAL y SIB.
Usos	Consolidación de listados de plantas útiles obtenidos a partir de la búsqueda bibliográfica de las diferentes formas de uso de las especies de plantas para la región de la Amazonía.	Revisión de literatura.



Oenocarpus bataua

2

Descripción de indicadores evaluados

Oenocarpus bataua



Indicadores evaluados en el IFN Amazonía colombiana

Resumen de los principales indicadores utilizados para evaluar la estructura, composición y diversidad de los bosques



Comunidades

Principalmente indígenas y campesinas

Ecosistemas

38,9 millones de ha de bosque (65% de los bosques del país)

Zonas de vida

Bosque húmedo tropical (bh-T)

Amenazas y riesgos

Degradación y deforestación por acciones humanas



Temperatura

T° > 24° C

Humedad relativa

HR % > 80 %

Precipitación

2.000 - 4.000 mm/año

La depuración y validación de los datos que se realiza en la fase post-operativa está enfocada en la construcción de indicadores derivados, que permiten describir los ecosistemas boscosos en su estructura, composición, diversidad, biomasa, volumen y carbono. La tabla 5 describe los principales indicadores calculados en este documento.

Tabla 5. Listado de los principales indicadores generados en el IFN

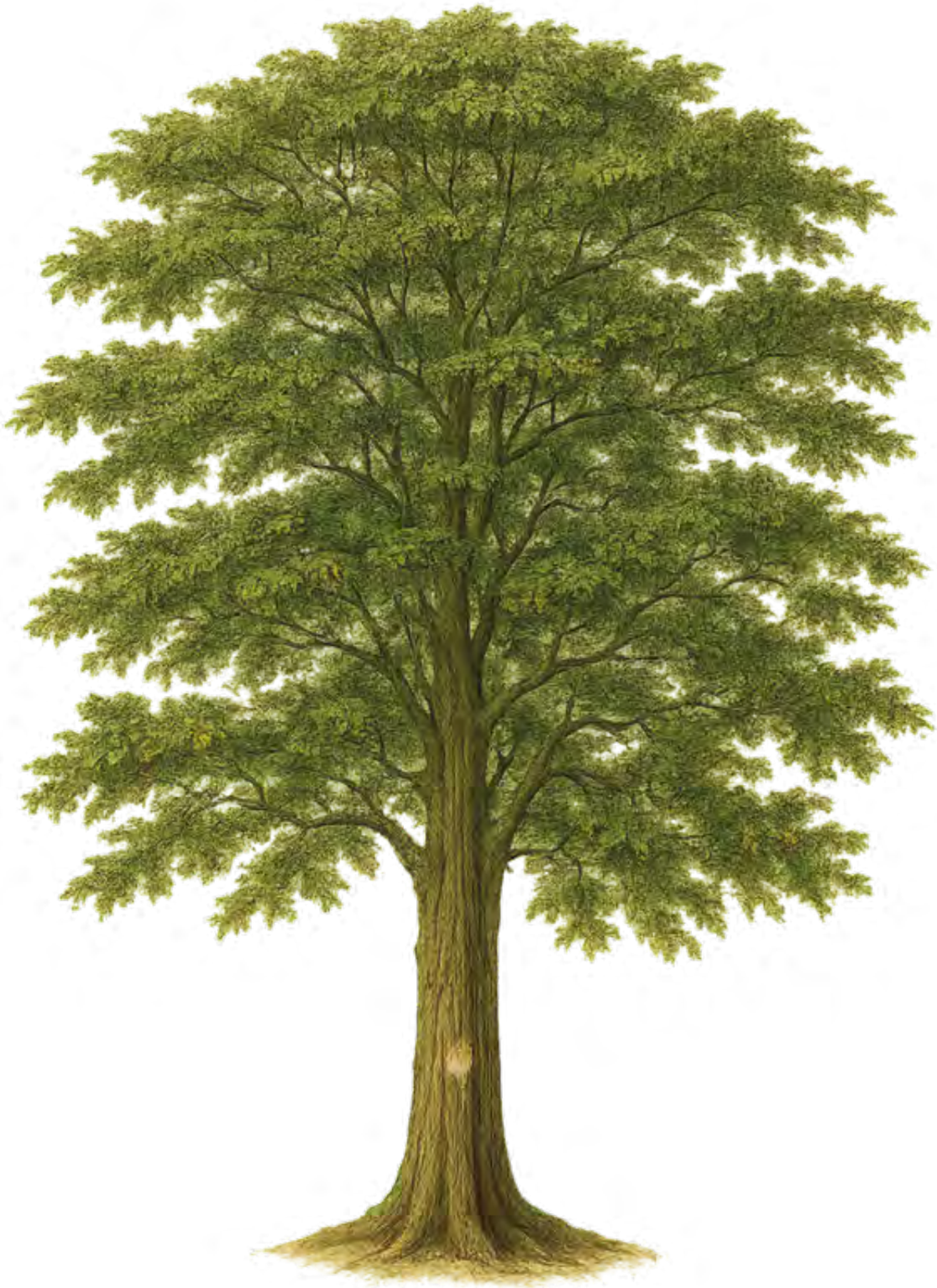
Indicador	Categoría	Unidad	Definición
Dasométricos y de estructura	Número de individuos por hectárea	ind. ha^{-1}	Es una medida que representa la densidad de ocupación de individuos en un bosque.
	Área basal	m^2 ha^{-1}	Es la superficie de área ocupada en una hectárea, obtenida de la sumatoria de las áreas de los individuos a una altura de 1,30 m.
	Volumen	m^3 ha^{-1}	Se refiere al contenido de madera del árbol, excluyendo el contenido de las ramas. Los volúmenes de madera se estimaron a partir de un factor de forma de 0,7 para individuos arbóreos, 0,5 para palmas y 0,35 para helechos arbóreos.
	Índice de valor de importancia (IVI)	0-300 %	Valor ponderado calculado a partir de variables estructurales: abundancia, frecuencia y dominancia.
Biomasa	Aérea	Mg ha^{-1}	Toda la biomasa viva que se encuentra sobre el suelo, con inclusión de tallos, tocones, ramas, corteza, semilla y follaje.
	Subterránea	Mg ha^{-1}	Toda la biomasa viva de raíces.
Carbono orgánico del suelo		Mg ha^{-1}	Es la cantidad de carbono presente en la materia orgánica del suelo.
Detritos de madera		Mg ha^{-1}	Son los restos y desechos de madera que se encuentran en los bosques y áreas naturales, ya sea en pie o caídos.
Composición florística	Riqueza por categoría taxonómica	Cantidad de taxones	Cantidad de taxones presentes en cada una de las categorías taxonómicas jerárquicas (Clase, Orden, Familia, Género y Especie).
	Nivel de determinación	Porcentaje %	Cantidad de taxones clasificados o determinados taxonómicamente en cada una de las categorías jerárquicas (Clase, Orden, Familia, Género y Especie) y su proporción con respecto al total.

Composición florística	Particularidades taxonómicas	Cantidad de taxones	Cantidad de taxones reportados por los herbarios como novedades (o posibles) corológicas y/o taxonómicas.
	Especies amenazas y con restricciones	Cantidad de especies amenazadas globalmente UICN	Sumatoria del número de especies clasificadas en las categorías de amenaza de En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU) por la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).
		Número de especies con restricciones CITES	Sumatoria del número de especies clasificadas los apéndices I, II y III de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres.
		Cantidad de especies amenazadas nacionalmente	Sumatoria del número de especies clasificadas en las categorías de amenaza de En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU) por la Resolución 126 del 2024 del Minambiente.
		Número de especies con vedadas en la Amazonía	Sumatoria de todas las especies vedadas A. Nacional y regionalmente, B. Nacional y C. Regionalmente por alguna o varias autoridades ambientales de la región Amazónica. Una especie vedada es aquella que con presencia en los listados de resoluciones emitidas por cualquier autoridad ambiental con jurisdicción en la región. Es importante aclarar que una especie vedada por región no necesariamente se localiza en la jurisdicción de la autoridad que impuso la veda.
		Número vedadas en jurisdicción de la corporación	Sumatoria de todas las especies vedadas A. Nacional y regionalmente, B. Nacional y C. Regionalmente por alguna o varias autoridades ambientales de la región Amazónica y que obligatoriamente se localiza o tiene presencia en la jurisdicción de la autoridad que impuso la veda. Una especie vedada en jurisdicción de la corporación es aquella que se encuentra en algún listado de veda de las corporaciones de la región y que se encuentra localizada en un conglomerado dentro de la jurisdicción de la autoridad que la veda.

Composición florística	Usos	Tipos de Usos: 1. Alimento Animales (AF), 2. Usos Ambientales (EU), 3. Combustibles (FU), 4. Fuente Genética (GS), 5. Alimento Humanos (HF), 6. Alimento de Invertebrados (IF), 7. Materiales (MA), 8. Medicinal (ME), 9. No Registra Uso (NR), 10. Venenos (PO), 11. Usos Sociales (SU)	Tipo de uso obtenido mediante análisis bibliográfico complementario que toma como referencia el Catálogo de Plantas Útiles de Colombia del Real Jardín Botánico de Kew y El Instituto Humboldt (IAvH) más la adición de una nueva categoría creada por el IFN para taxones que no registran uso Se priorizaron 169 especies de mayor interés derivadas de 9 categorías priorizadas: Endémicas, Mayor IVI, Menor IVI, Mayor Volumen, y Amenazadas por Res 126 del 2024, UICN Global, CITES, Vedas Región y Vedas CARs.
Diversidad	Especies raras	Taxones	Grupo de especies priorizado por su reducido valor de importancia ecológica como consecuencia de su baja abundancia, presencia y ocupación.
	Hábitos	Árbol, palma y helecho arborescente	Clasificación morfológica basada en la apariencia física o externa de un taxón y no considera condiciones adaptativas o evolutivas pero que es la expresión visible de estas.
	Endemismos	Cantidad de especies	Cantidad de especies reportadas como exclusivas de Colombia.
	Índice de Simpson	Escala de 0 a 1, donde 0 es la mayor diversidad, y 1, la menor diversidad	Índice de diversidad que combina la riqueza y la abundancia proporcionales de cada una de las especies de un ecosistema.
	Índice de equidad de Evenness	Escala de 0 a 1, donde 1 es la mayor equidad, y 0 la menor equidad	Mide qué tan equitativa es la distribución de individuos entre las especies. Un valor cercano a 1 indica que todas las especies tienen abundancias similares, mientras que los valores cercanos a 0 indican que hay dominancia de algunas especies sobre otras.
	Índice de Berger-Parker	Escala de 0 a 1, donde 0 es la mayor equidad	Es una medida de la dominancia de especies en una comunidad. Indica la importancia proporcional de la especie más abundante.

Fuente: Olarte *et al.*, 2024b

* La Resolución 0126 de 2024 define las categorías de amenaza en 1) peligro crítico (CR), aquellas que están enfrentando un riesgo de extinción extremadamente alto en estado de vida silvestre; 2) en peligro (EN), aquellas que están enfrentando un riesgo de extinción muy alto en estado de vida silvestre; 3) vulnerable (VU), aquellas que están enfrentando un riesgo de extinción alto en estado de vida silvestre.



Chrysophyllum januariense

3

Estado de los bosques de la región de la Amazonía



Chrysophyllum januariense

Estado de los bosques de la Amazonía colombiana

Estructura, biodiversidad y amenazas de un ecosistema vital



Jupunba laeta

(Benth.) M.V.B.Soares, M.P.Morim & Iganci

FABACEAE

Estado:
En Peligro Crítico (CR)

Resolución 0126 del 2024 Minambiente

Localización:
Inírida (Guainía) y El Encanto (Amazonas)

Características generales

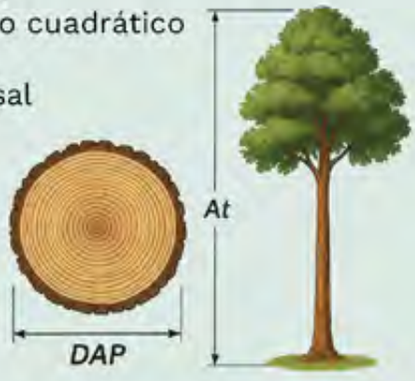
FLORÍSTICOS

- Riqueza por categoría taxonómica
- Nivel de determinación taxonómica
- Particularidades taxonómicas
- Hábitos
- Endemismos
- Especies raras
- Especies Amenazadas UICN Global
- Especies Cites
- Especies Amenazadas Res. 0126 del 2024
- Vedas Nacionales y Regionales



DASOMÉTRICOS

- Número de individuos por hectárea
- Diámetro cuadrático medio
- Área basal
- Altura

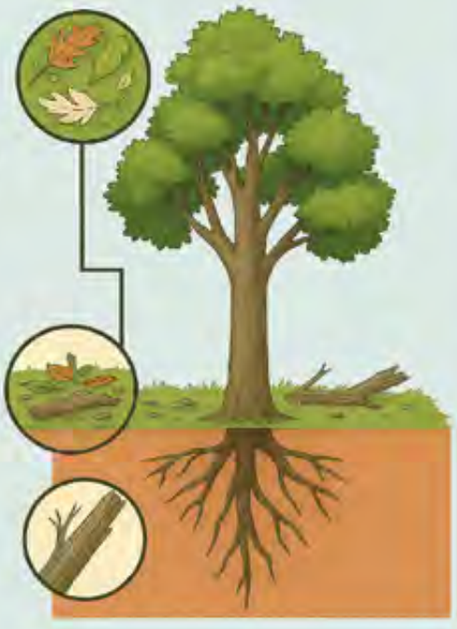




ff

BIOMASA

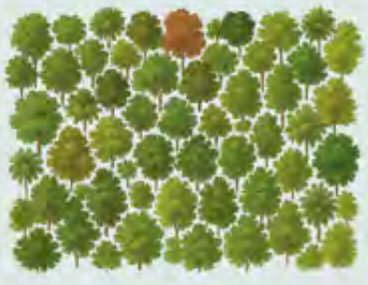
- Volumen
- Biomasa
- Carbono en biomasa aérea
- Carbono en detritos de madera
- Carbono orgánico del suelo



ESTRUCTURALES

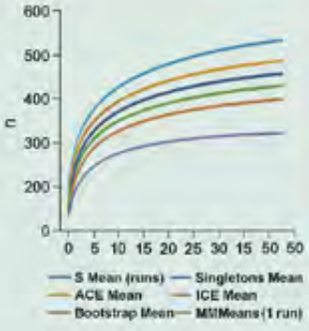
- Índice de valor de importancia (IVI)
- Índice de posición sociológica (IPS)
- Índice de importancia ampliado (IIA)



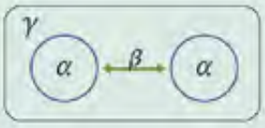


DIVERSIDAD

- Completitud de muestreo
- Riqueza de especies
- Índice de Simpson
- Índice de Shannon
- Índice de Berger-Parker
- Índice de Evenness
- Similaridad de Jaccard
- Especies indicadoras







Los bosques de la Amazonía colombiana son ecosistemas de alta riqueza y diversidad biológica. Se extienden sobre una vasta región en el sur del país, y conforman parte de la selva húmeda tropical más grande del mundo. Estas áreas boscosas se caracterizan por su alta complejidad estructural y funcional. La composición florística de los bosques amazónicos colombianos presenta una extraordinaria diversidad de especies vegetales, donde predominan los árboles de gran porte, con alturas que pueden superar los 40 m, pertenecientes a familias como Lecythidaceae, Meliaceae, Fabaceae, Moraceae y Arecaceae (Gentry y Dodson, 1987; Gentry, 1988; Ter Steege *et al.*, 2006; Mori *et al.*, 2001).

La estructura vertical de los bosques amazónicos está claramente estratificada, con niveles bien definidos, que conforman un complejo y dinámico sistema. Uno de estos niveles es el dosel superior o copa de los árboles emergentes, que forma un techo casi continuo sobre el bosque. Por debajo de este se encuentran el dosel medio y el subdosel, conformados por árboles de menor tamaño, y en los niveles inferiores se ubica el sotobosque, donde habitan gran cantidad de plantas epífitas, lianas y vegetación herbácea (Duque *et al.*, 2002; Ter Steege *et al.*, 2006).

En el dosel superior o copa de los árboles emergentes se encuentran especies de gran porte, como *Eschweilera coriacea, Micrandra spruceana, Monopteryx uaucu, Goupia glabra* y *Micropholis guyanensis*, con alturas superiores a 26,65 m. Juegan un papel fundamental en estos ecosistemas, ya que actúan como barreras de la radiación solar y la precipitación, disminuyendo su intensidad y generando condiciones de sombra parcial en los niveles inferiores. Debajo de este, se encuentran el dosel medio y el subdosel que presenta árboles de alturas, entre 20 y 35 m, aproximadamente. Estas capas intermedias albergan una gran diversidad de especies, como la caoba (*Swietenia macrophylla*), el árbol de la nuez moscada (*Myristica fragrans*) y diversos representantes de las familias Moraceae, Lauraceae y Annonaceae. Aquí la luz es más limitada, de modo que se crea un ambiente más sombrío (Ter Steege *et al.*, 2006; Daly y Mitchell, 2000; Pitman *et al.*, 2001).

En el estrato inferior se encuentran especies con alturas menores a 16,92 m, dominado por individuos de *Clathrotropis macrocarpa, Sagotia heterocalyx, Amphirrhox longifolia, Pseudosenefeldera inclinata* y *Rinorea racemosa* adaptadas a condiciones de baja luminosidad y que crecen a la sombra de árboles emergentes. Por debajo del estrato inferior del bosque se encuentran una variedad de especies de plantas pertenecientes a múltiples hábitos como arbustos, hierbas, lianas, epífitas, musgos, así como, la regeneración natural de árboles, palmas y helechos.

Desde el punto de vista climático, y de acuerdo con la clasificación de Holdridge, estos bosque se encuentran categorizados como Bosque Húmedo Tropical (bh-T). Esta formación se localiza por debajo de los 1000 m de altura con temperaturas superiores a 24°C y precipitaciones medias anuales entre 2000 y 4000 mm.

En un estrato medio se encuentran especies con alturas comprendidas entre 16,93 y 26,64 m, dominado por individuos de Clathrotropis macrocarpa, Eschweilera coriacea, Oenocarpus bataua, Euterpe precatoria, Micropholis guyanensis y con diversos representantes de las familias

Fabaceae, Lecythidaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Arecaceae y Sapotaceae.

De acuerdo con los últimos informes del Ideam para la región de la Amazonía (Ideam y Minambiente, 2024), son cada vez mayores las perturbaciones antropogénicas y naturales que amenazan gravemente la integridad y la resiliencia de estos ecosistemas vitales. El manejo de estas alteraciones se constituye en un desafío a largo plazo para garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas.

La deforestación y la degradación forestales en la Amazonía son el resultado de la interacción de múltiples impulsores subyacentes y directos que operan a escalas global, regional y local (Armenteras *et al.*, 2017; Barona *et al.*, 2010; Clerici *et al.*, 2020; Rudel *et al.*, 2009). Los impulsores subyacentes son factores que influyen en las acciones humanas, como la falta de gobernanza, fluctuaciones en precios de los productos básicos y de las tierras (Brandão *et al.*, 2020; Garrett *et al.*, 2013; Ipbes, 2019; Nepstad *et al.*, 2014). Por otro lado, los impulsores directos son actividades humanas que impactan directamente la naturaleza, incluyendo la expansión de pastizales y tierras de cultivo, la construcción de infraestructuras y represas hidroeléctricas, la explotación de minerales y petróleo (Fearnside, 2016; Ipbes, 2019; Ometto *et al.*, 2011; Sonter *et al.*, 2017). Estos impulsores suelen actuar simultáneamente, lo cual dificulta la cuantificación de sus impactos individuales.

A pesar de los esfuerzos de conservación emprendidos por diversas organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, anualmente se registra una pérdida sustancial de miles de hectáreas de cobertura boscosa en la región de la Amazonía colombiana. Esta pérdida de masa forestal tiene repercusiones devastadoras en la biodiversidad, ya que pone en riesgo la supervivencia de innumerables especies de flora y fauna endémicas y amenazadas. Además, la deforestación compromete gravemente la capacidad de los bosques para actuar como sumideros de carbono, dado que impide que estos mitiguen los efectos del cambio climático a través de la captura y el almacenamiento de dióxido de carbono atmosférico.

La pérdida de cobertura forestal también tiene un impacto significativo en los servicios ecosistémicos que estos bosques proporcionan, como la regulación del ciclo hidrológico, la protección de las cuencas hidrográficas, la prevención de la erosión del suelo y la conservación de la diversidad genética. Adicionalmente, la destrucción de estos ecosistemas amenaza directamente los medios de vida y las prácticas culturales de las comunidades indígenas que han habitado estas regiones durante siglos, lo cual representa un desafío adicional para la preservación de su patrimonio cultural y conocimientos ancestrales.

Bajo estas premisas, en los siguientes capítulos, se analizarán, mediante los resultados del IFN y sus indicadores, las principales características de los ecosistemas boscosos de la Amazonía. Se estudiará su composición, diversidad, estructura, biomasa y carbono, información que debe soportar la toma de decisiones para la planificación y el manejo de los recursos forestales de esta región.

Composición florística de la región de la Amazonía a partir de los resultados del IFN

4

Contenido

4.1 Composición florística, endemismos y especies raras **pág. 68**

4.1.1 Factores que determinan la composición florística en la Amazonía pág. 68

4.1.2 Riqueza por categoría taxonómica pág. 69

4.1.3 Análisis de la composición florística de los taxones más abundantes pág. 74

4.1.4 Nivel de determinación taxonómica de las especies y morfoespecies pág. 90

4.1.5 Particularidades corológicas y taxonómicas pág. 93

4.1.6 Hábito pág. 98

4.1.7 Endemismos pág. 100

4.1.8 Especies raras pág. 105

4.1.9 Análisis e interpretación de la composición florística pág. 106

4.2 Especies amenazadas o con restricciones **pág. 112**

4.2.1 Categorías de amenaza de la UICN a nivel global pág. 112

4.2.2 Restricciones de la Cites pág. 117

4.2.3 Categorías de amenaza según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente pág. 119

4.2.4 Resoluciones de veda para las corporaciones en jurisdicción de la región pág. 123

4.3 Núcleos Activos de Deforestación **pág. 131**

Composición florística de la Amazonía colombiana

Resultados del IFN



Taxonomía



Especies amenazadas y con restricciones



Especies endémicas



Clathrotropis macrocarpa

FLORÍSTICOS

- Riqueza por categoría taxonómica
- Nivel de determinación taxonómica
- Particularidades taxonómicas
- Hábitos
- Endemismos
- Especies raras
- Especies amenazadas UICN Global
- Especies Cites
- Especies amenazadas Res. 0126 del 2024
- Vedas nacionales y regionales



Chrysophyllum januarieense

Eichler

SAPOTACEAE

Nuevo registro para Colombia

Estado:
Clasificada **Extinta (EX)** hasta 2024 UICN Global

Actualmente **(NI)**
Resolución 0126 del 2024 Minambiente

Localización: **Guainía**

2915 especies de árboles, palmas y helechos arborescentes pertenecientes a **566** géneros, **108** familias, **34** órdenes y **3** clases

49 especies endémicas (**1,6 %**) y **31** novedades corológicas y taxonómicas reportadas por los herbarios



UICN GLOBAL - RED LIST

54 especies amenazadas — **1,9%**

ESPECIES	
CR	1
EN	12
VU	41

CITES

21 especies amenazadas — **0,7%**

ESPECIES	
I	0
II	21
III	0

MINISTERIO DE AMBIENTE

11 especies amenazadas — **0,4%**

ESPECIES	
CR	1
EN	6
VU	4



Cedrela odorata

Ducke

FABACEAE

Estado:
En Peligro Crítico (CR)
R0162/2024
Vulnerable (UICN Global)
Apéndice II Cites

Localización:
El Encanto y Tarapacá (Amazonas), San Vicente del Caguán (Caquetá) y San José del Guaviare (Guaviare)



Sagotia heterocalyx

(Secco) Secco, O.L.M. Silva & Cordeiro

EUPHORBIACEAE

Estado:
Segunda especie más abundante

Localización:
Amazonas, Caquetá, Guainía, Guaviare, Meta, Vaupés y Vichada



Pseudosenefeldera inclinata

(Müll. Arg.) Esser

EUPHORBIACEAE

Estado:
Tercera especie más abundante

Localización:
Amazonas, Caquetá, Guainía, Guaviare, Putumayo y Vaupés



Amphirrhox longifolia

(A. St.-Hil.) Spreng.

VIOLACEAE

Estado:
Cuarta especie más abundante

Resolución 0126 del 2024
Minambiente

Localización:
Amazonas, Guainía, Guaviare, Meta, Vaupés y Vichada

Este capítulo evalúa la composición florística a partir de los resultados del levantamiento del IFN en la región de la Amazonía, en conjunto con un análisis complementario, de tipo explicativo y comparativo, de publicaciones científicas y una revisión de literatura relacionada con el desarrollo, evolución y dinámica de la cuenca amazónica en términos florísticos. El estudio de la composición florística de la vegetación se fundamenta en identificar o establecer conjuntos o ensamblajes de especies que se asocian a través de patrones o comunidades. El componente florístico constituye un aspecto fundamental que define la vegetación de acuerdo con las especies características del territorio, y puede emplearse como una herramienta eficaz para adelantar comparaciones de las comunidades vegetales en función de la riqueza de especies y aspectos ecológicos a través del tiempo (Matteucci y Colma, 1982; Rangel-Ch y Velázquez, 1997). En este sentido, la composición florística de la vegetación se basa en la diversidad taxonómica de una muestra y se expresa a través del conteo de todas las especies registradas y de los individuos pertenecientes.

La evaluación de la composición florística, su historia biogeográfica y su correlación con el hábitat ofrecen información crucial para desarrollar estrategias de conservación y manejo de la composición florística a nivel regional (Haq *et al.*, 2024). Adicionalmente, también ayuda a identificar las amenazas para la biodiversidad derivadas del avance de las dinámicas naturales y antrópicas, a fin de desarrollar y aplicar estrategias de manejo adecuadas (Bhutia *et al.*, 2024).

Es importante resaltar que los análisis de composición se derivan de los resultados de campo y las validaciones por parte de los herbarios asociados del proceso de determinación del IFN. En este proceso de validación, se excluyen las especies indeterminadas, ya que no se tiene certeza taxonómica de su identidad biológica. Por tanto, el análisis de estas especies se limita al número de registros y la abundancia. En los siguientes apartados, se presenta el análisis florístico realizado en 463 conglomerados pertenecientes al estrato de bosque e implementados en el marco del IFN para la región de la Amazonía de Colombia.

4.1 Composición florística, endemismos y especies raras

4.1.1 Factores que determinan la composición florística en la Amazonía

Para tener un contexto de la composición florística de la Amazonía colombiana, es necesario integrar elementos de la geografía, la ecología y la dinámica de la gran cuenca amazónica, de la cual Colombia ocupa el 8 % (OTCA, 2021).

Subregiones en la cuenca amazónica

La cuenca hidrográfica del río Amazonas se extiende en el territorio de 9 países: Brasil, Perú, Colombia, Bolivia, Guyana, Surinam, Ecuador, Venezuela y Guayana Francesa. Geográfica y florísticamente, la Amazonía se subdivide en 5 regiones con límites más o menos definidos: central, sur, oriental, occidental (sur y noroccidental) y el Escudo de la Guayana (Draper *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2017a; Luize *et al.*, 2024; Ter Steege *et al.*, 2000, 2013). En Colombia, es posible encontrar 3 de estas subregiones: el Escudo Guayanés, la Amazonía occidental (noroccidental) y la Amazonía central. Estas subregiones poseen límites geográficos que no son muy específicos en sus zonas transicionales.

En una primera aproximación realizada a través de los resultados del IFN, y mediante un análisis comparativo con publicaciones científicas y revisión de literatura relacionada con los patrones de distribución de la riqueza de especies en la cuenca amazónica, se identificaron 3 subregiones geográficas claramente diferenciadas en términos florísticos para Colombia. Entre las publicaciones revisadas (Balslev *et al.*, 2017; Cardoso *et al.*, 2017; Moraes *et al.*, 2021; Rangel-Ch, 2015; Rangel-Ch, 2018; Ter Steege *et al.*, 2016a; Ter Steege *et al.*, 2017, 2019, entre otras), se

destacan especialmente las investigaciones de subregiones geográficas y florísticas en la cuenca amazónica (Draper *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2017; Moraes *et al.*, 2021; Ter Steege *et al.*, 2013).

La primera subregión corresponde al Escudo Guayanés, que incluye el extremo nororiental (relictos boscosos reducidos y escasos de Puerto Carreño), en inmediaciones del río Orinoco y el suroriente del departamento de Vichada, el departamento de Guainía en su totalidad, una pequeña fracción del departamento de Guaviare y la sección oriental de Vaupés en la frontera colombiana con Brasil. No obstante, en Colombia, es posible evidenciar la extensión occidental real del Escudo Guayanés en zonas de los departamentos de Guaviare, Caquetá y Meta, hasta los afloramientos más occidentales de este escudo en la serranía de la Macarena (Bernal *et al.*, 2016).

La segunda subregión corresponde a la Amazonía central, y comprende las áreas al sur del Escudo Guayanés, el lado oriental de la región de la Amazonía colombiana, que incluye Mitú, Taraira y la parte oriental de Pacoa (Vaupés), así como el oriente del departamento de Amazonas en inmediaciones de la frontera con Brasil.

La tercera subregión es la Amazonía occidental (noroccidental), que se localiza al oriente de la región Andina de Colombia, al occidente de la subregión del Escudo Guayanés, al noroccidente de la subregión de la Amazonía central y dentro de los límites de la región de la Amazonía de Colombia. A partir de lo anterior, es importante tener claro que la mayor parte de la región de la Amazonía colombiana se localiza en la subregión de la Amazonía occidental (noroccidental). Además, se debe tener presente que esos límites entre subregiones vecinas no son exactos y que se encuentran en constante actualización (Draper *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2017; Luize *et al.*, 2024; Ter Steege *et al.*, 2000, 2013).

En este sentido, los resultados derivados del IFN en materia de composición de especies ratifican la clara diferenciación florística entre las 3 subregiones. En los siguientes párrafos, se describirán los resultados que soportan lo planteado.

4.1.2 Riqueza por categoría taxonómica

Antes de abordar las diferentes cifras, es importante aclarar que un registro botánico corresponde a las múltiples ocurrencias de una especie en la base de datos del IFN, y se deriva de la presencia de un taxón en los diferentes conglomerados. El número de registros botánicos es inferior a los registros biométricos debido a que, en el análisis estructural, se considera cada tallo como un individuo. En cambio, en el componente botánico, se realiza la depuración y eliminación de tallos múltiples y se asume cada registro como un tallo único de cada especie. Adicionalmente, es importante resaltar que los datos de abundancia registrados son valores estimados.

La riqueza por categoría taxonómica es un indicador de composición que permite obtener una medida absoluta, comparable y universal de la variedad y diversidad taxonómica de las especies de plantas (arbustos, árboles, palmas y helechos arborescentes) de la región natural. Se obtiene mediante el conteo del número absoluto de especies en cada uno de los niveles jerárquicos de clasificación taxonómica. De los resultados obtenidos por el IFN en la región de la Amazonía, para 463 conglomerados ubicados en el estrato de bosque, se encontraron un total de 2.915 especies y morfoespecies, pertenecientes a 3 clases, 34 órdenes, 108 familias y 566 géneros en la región de la Amazonía colombiana. En la tabla 6 se observan las diferencias en el número de taxones por categoría de tamaño.

Tabla 6. Riqueza por categoría taxonómica, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Categoría	L+F+FG	*dap* > 10 cm	Latizal	Fustal	Fustal grande
Clase	3	3	3	3	2
Orden	34	34	31	32	29
Familia	108	102	95	96	85
Género	566	508	472	477	392
Especies	2.915	2.385	2.126	2.092	1.544
Registros	**48.027**				

Con la finalidad de identificar patrones de riqueza en los diferentes tamaños de los individuos del IFN y generar cifras comparativas para futuros estudios, se realizó un análisis segregado por categorías de tamaño. Los resultados arrojaron que los latizales son la categoría de tamaño que más registran especies, con un total de 2.126; seguidos de los fustales, con 2.092, y los fustales grandes, con 1.544. Además, el número de especies registradas para todos los individuos con *dap* > 10 cm fue de 2.385 (tabla 6).

Las cifras de riqueza de especies encontradas en el IFN son consistentes con investigaciones previas desarrolladas en la cuenca amazónica. Por ejemplo, Infante Betancour (2016) encontró un total de 8.259 especies de plantas, distribuidas en 1.615 géneros y 191 familias, datos obtenidos mediante la recopilación de estudios y de información de colecciones biológicas desde 1938 hasta 2015. De estos resultados del trabajo de Infante Betancour (2016), los árboles presentaron 3.588 especies. Otra investigación es la de Ter Steege *et al.* (2016a), quienes, a partir de estimaciones derivadas de 530.025 colecciones de árboles en la cuenca amazónica, entre 1707 y 2015, encontraron un total de 11.676 especies, distribuidas en 1.225 géneros y 140 familias. Asimismo, Ter Steege *et al.* (2016a) estimaron un total de 10.073 especies de árboles para la Amazonía colombiana, y, según sus hallazagos, de estas especies solo el 35 % ha sido colectado (3.511 especies).

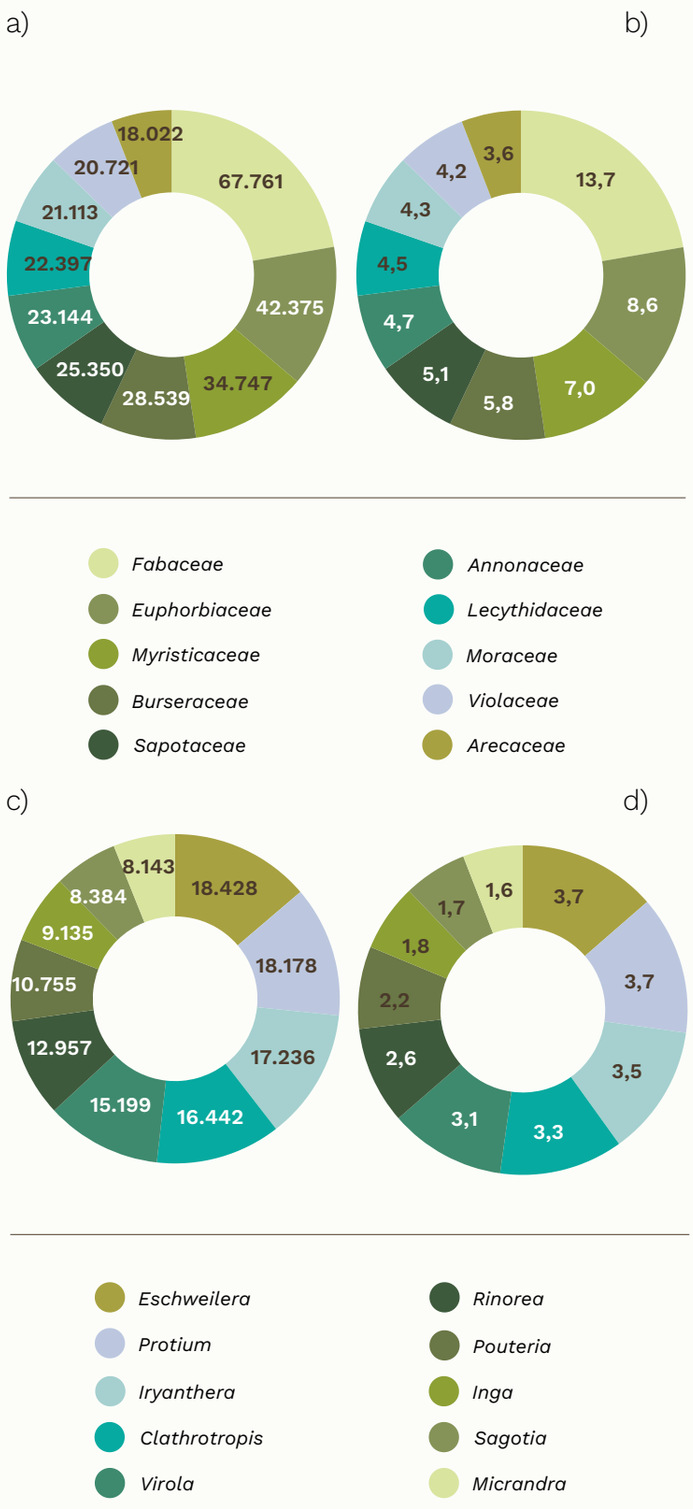
Por su parte, Cardoso *et al.* (2017) registraron un total de 14.003 especies, 1.788 géneros y 188 familias de plantas con semilla para la cuenca amazónica. De estas especies, 6.727 son árboles (48 %) pertenecientes a 803 géneros (45 % del total de géneros). Entre ellas, Colombia registra 4.489 especies de plantas con flor dentro de la cuenca amazónica, de las cuales 2.245 son especies de árboles, equivalentes al 33,4 % del total de árboles registrados en la cuenca. Las 6.727 especies arbóreas representan el 11 % de las 60.065 especies arbóreas estimadas en todo el mundo (Beech *et al.*, 2017) y son consistentes con estimaciones derivadas de modelos ecológicos no paramétricos que predicen entre 6.000 y 7.000 especies arbóreas para la cuenca del Amazo-

nas y el Escudo Guayanés (Ter Steege *et al.*, 2016a). Finalmente, Ter Steege *et al.* (2019) refinaron sus estimaciones previas para registrar 10.071 especies de árboles para toda la región amazónica, y eliminaron varias especies de la lista de verificación de 2016 que no son árboles, así como especies no nativas, sinónimos y errores ortográficos que correspondían a aproximadamente el 23 % de los nombres registrados en 2016. Estas cifras siguen siendo superiores a las demás estimaciones, debido a la forma en la que se realiza la depuración taxonómica del listado y las especies consideradas en el análisis.

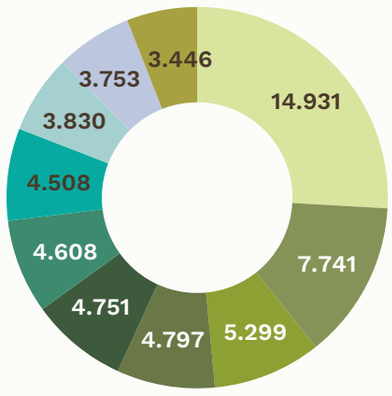
A través de los resultados obtenidos mediante el IFN, las familias más abundantes registradas para la región amazónica colombiana fueron Fabaceae, Euphorbiaceae, Myristicaceae, Burseraceae y Sapotaceae. Los géneros más abundantes registrados en la región fueron *Eschweilera*, *Protium*, *Iryanthera*, *Clathrotropis* y *Virola*. Las especies más abundantes fueron *Clathrotropis macrocarpa*, *Sagotia heterocalyx*, *Pseudosenefeldera inclinata*, *Amphirrhox longifolia* e *Iryanthera hostmannii*. En la figura 5 se presentan los 10 taxones más abundantes para las familias, géneros y especies. Estos resultados evidencian la alta variabilidad de suelos, clima, relieve y tipos de bosques en la Amazonía, factores que serán explicados con mayor detalle en el apartado "4.1.3 Análisis de la composición florística por categoría taxonómica" de este libro.

Esta diversidad de taxones refuerza lo registrado en otras investigaciones florísticas de la cuenca amazónica (Cardoso *et al.*, 2017; Draper *et al.*, 2021; Gentry, 1993; Guevara *et al.*, 2016; Infante Betancour, 2016; Moraes *et al.*, 2021; Stropp *et al.*, 2011; Ter Steege *et al.*, 2006, 2013), en las que se documenta la hiperdiversidad, el hiperdominio, la hiperrareza y la dominancia de la familia Fabaceae. Evidenciada por Ter Steege et al. (2020) donde cerca de 227 especies representan el 50 % de los bosques amazónicos y se consideran hiperdominantes.

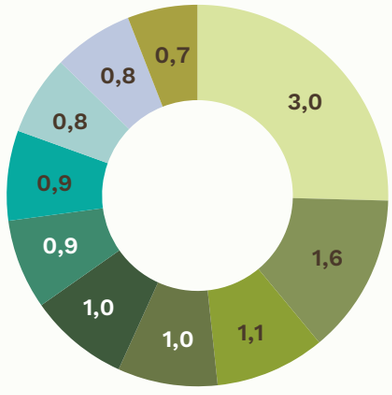
Figura 5. Los 10 taxones más abundantes por familia, género y especie, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



e)



f)

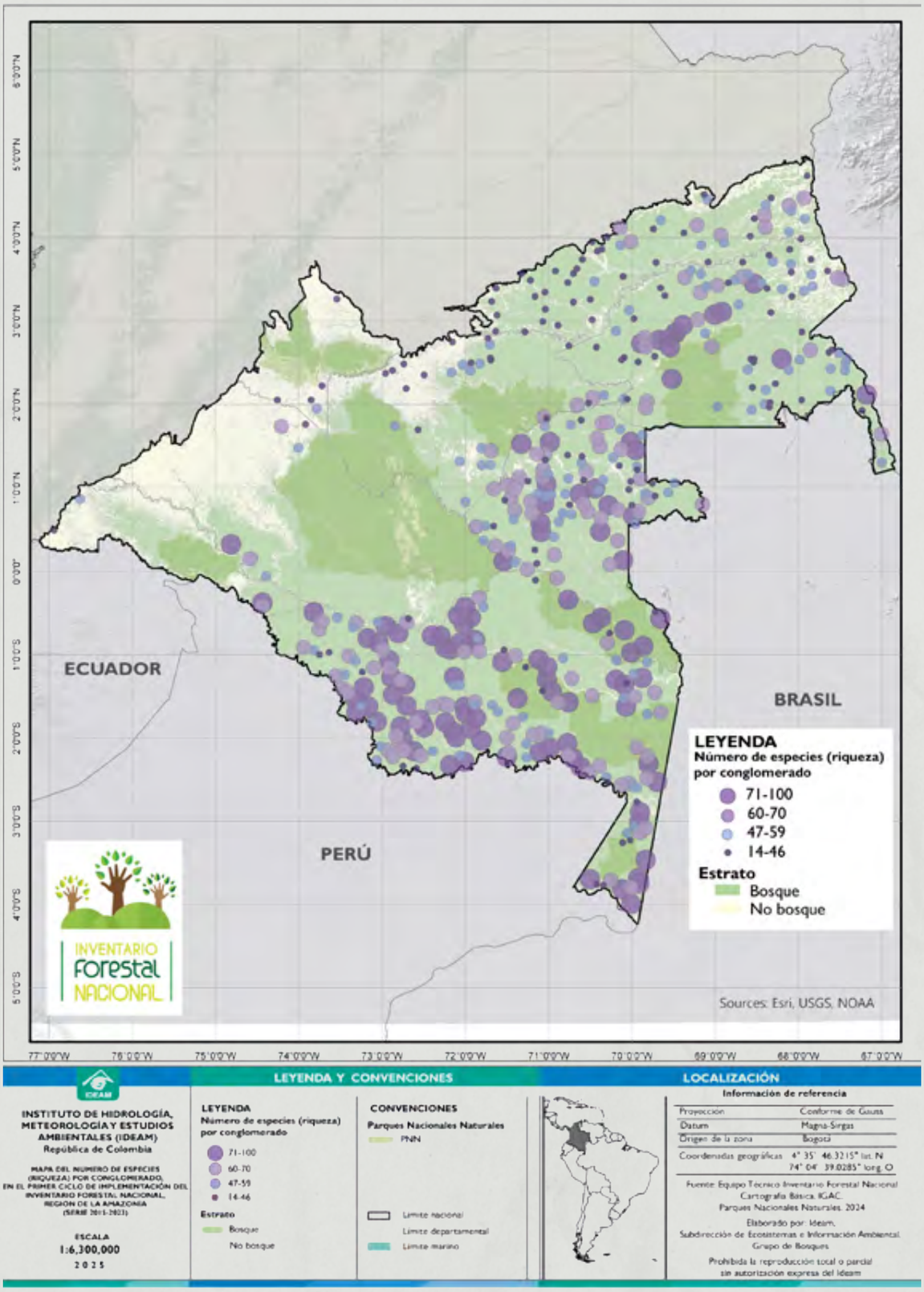




Abundancia por familia:
a) absoluta; b) relativa (%).
Abundancia por género:
c) absoluta; d) relativa (%).
Abundancia por especie:
e) absoluta; f) relativa (%).

A nivel de cuenca, según Moraes *et al.* (2021), la diversidad de árboles no está distribuida de forma generalizada. Por ejemplo, la mayor diversidad se encuentra en el noroccidente y centro de la Amazonía. En contraste, existe menor diversidad en el Escudo Guayanés. En cuanto a la distribución geográfica del número de especies por conglomerados, el mayor número de especies se localiza principalmente en el departamento de Amazonas, y en menor medida en los departamentos de Vaupés y Guainía. Algunas de las localizaciones con la mayor riqueza en la región de la Amazonía son el PNN Amacayacu, Puerto Arica, El Encanto, La Chorrera, Santander (Araracuara), en el departamento de Amazonas. También se resaltan otras locaciones fuera del departamento, como Taraira, Pacoa y Mitú, en el Vaupés; e inmediaciones de la Reserva Nacional Natural (en adelante, RNN) Puinawai e Inírida, en el departamento del Guainía. En contraste, algunas de las zonas de menor riqueza se encuentran en inmediaciones del PNN Chiribiquete, en las sabanas del Yarí, en el departamento de Caquetá; así como en los municipios de Mapiripán y Cumaribo, en cercanías al río Guaviare, y las áreas no municipalizadas de Barranco Mina y Puerto Colombia, en Guainía (figura 6).

Figura 6. Distribución del número de especies por conglomerado, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



4.1.3 Análisis de la composición florística de los taxones más abundantes

La presencia o ausencia de familias, géneros y especies permite interpretar e inferir las condiciones del sitio, del bosque, su dinámica sucesional y la posible evidencia de dinámicas antrópicas o naturales dentro de las comunidades de plantas. Por esto, a continuación, mediante la revisión de literatura, se describen las implicaciones geográficas y ecológicas de la presencia de los taxones más abundantes, derivados de los resultados del IFN en la región de la Amazonía.

4.1.3.1 Familias

Fabaceae Lindl.

La familia Fabaceae cumple un rol clave en la dominancia de los bosques amazónicos (Draper *et al.*, 2021). A nivel de cuenca, Fabaceae es la familia con mayor número de individuos, especies y especies hiperdominantes en todas las clases de tamaño (Draper *et al.*, 2021; Guevara *et al.*, 2016; Stropp *et al.*, 2011; Ter Steege *et al.*, 2006, 2013). Aproximadamente, un cuarto de las especies de árboles pertenece a la familia Fabaceae, y representan más del 30 % de las especies hiperdominantes en la cuenca (Draper *et al.*, 2021; Ter Steege *et al.*, 2006). Además, es la más abundante en bosques de tierra firme y de arena blanca. También es una familia indicadora del bosque de arena blanca, y la de mayor número de especies en el bosque de tierra firme (Stropp *et al.*, 2011). Asimismo, se encuentra presente en todas las clases de tamaño, y está sobrerrepresentada en las clases de tamaño superiores, y en menor proporción en las clases de tamaño inferiores (Draper *et al.*, 2021).

El alto éxito de establecimiento y supervivencia de las Fabaceae a lo largo de todas las subregiones y bosques dentro de la cuenca se atribuye a su variedad de gremios y estrategias ecológicas, principalmente a sus adaptaciones radiculares y seminales en ambientes perturbados u hostiles, a sus asociaciones micorrícicas, al gran tamaño de sus semillas (alta masa de semillas) y a la tolerancia de sus especies a la sombra (Janzen, 1974; Ter Steege *et al.*, 2006).

Euphorbiaceae Juss.

Las especies de Euphorbiaceae son principalmente una familia de tierras bajas tropicales (Gillespie, 1993), predominante en la gran mayoría de los bosques amazónicos y guayaneses (Terborgh y Andresen, 1998). Además, constituyen una de las familias características de los ambientes fluviales de los bosques tropicales amazónicos (Jaramillo *et al.*, 2010). El tipo de suelo puede influir en la abundancia y riqueza de especies de Euphorbiaceae (Ribeiro *et al.*, 2016; Rito *et al.*, 2017). En la Amazonía, las Euphorbiaceae son una de las familias más abundantes y ricas de la cuenca (Guevara *et al.*, 2016), en bosques de arenas blancas y tierra firme (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden, 1995), y son un elemento dominante de las comunidades boscosas establecidas en ambientes inundables estacionalmente por aguas negras y claras, eventualmente pobres en nutrientes (Morales Rojas y Castillo Suárez, 2005; Worbes, 1997) y de las zonas de boyales (Arellano-Peña *et al.*, 2023).

En la Amazonía, las Euphorbiaceae son una de las familias más abundantes y ricas de la cuenca (Guevara *et al.*, 2016), en bosques de arenas blancas y tierra firme (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden, 1995). Asimismo, son un elemento dominante de las comunidades boscosas establecidas en ambientes inundables estacionalmente por aguas negras y claras (várzea e igapó), eventualmente pobres en nutrientes (Morales Rojas y Castillo Suárez, 2005; Worbes, 1997), y de las zonas de boyales (Arellano-Peña *et al.*, 2023). Las Euphorbiaceae tienen especial éxito en llanuras de inundación de aguas negras, o en posiciones ligeramente elevadas, en depresiones, sobre suelos entisoles y espodosoles arenosos, mal drenados y con presencia de encharcamientos. Además, pueden formar parte de bosques de arenas blancas y tierra firme (Arellano-Peña *et al.*, 2023; Gentry, 1993).

Algunas de las claves en el éxito del establecimiento de las Euphorbiaceae en la Amazonía se encuentran relacionadas con la presencia de especies que son buenas colonizadoras iniciales y oportunistas, debido a que crecen rápidamente durante la temporada de lluvias (Menezes *et al.*, 2018), así como a la variedad de metabolitos secundarios (Wang *et al.*, 2022) y las largas distancias de dispersión de frutos y semillas (hidrocoria, zoocoria/frugívoros) (Webster, 2012).

Myristicaceae R. Br.

A nivel de cuenca, las Myristicaceae constituyen un grupo taxonómico de gran importancia económica, ecológica, florística, y representan la séptima familia (entre las 16 más importantes) con 13 especies incluidas entre las 227 especies hiperdominantes de la Amazonía (Ter Steege *et al.*, 2013), con presencia en todas las clases de tamaño, excepto en la más grande (Draper *et al.*, 2021).

De igual forma, la familia Myristicaceae se encuentra entre las plantas más importantes del dosel y las 10 más importantes de los bosques de tierra firme, inundables y de arenas blancas (Cano y Stevenson, 2009). La familia Myristicaceae es una de las familias más importantes (Duivenvoorden, 1995; Rudas y Prieto, 1998, 2005) y abundantes (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden, 1995; Stropp *et al.*, 2011), y es indicadora (Barreto Silva *et al.*, 2010; Duque *et al.*, 2002, 2003) de los bosques de tierra firme y de los suelos bien drenados de tierras altas. También se encuentra entre las familias más importantes en los planos inundables (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden, 1995), entre las más abundantes en los bosques sobre podzoles de arena blanca en el Escudo Guayanés y entre las más ricas en la Amazonía occidental (Terborgh y Andresen, 1998).

Algunos aspectos clave en el establecimiento de Myristicaceae es que poseen taxas exitosos, con especies capaces de colonizar distintos ambientes (Cano y Stevenson, 2009), y no muestran una preferencia específica de ningún tipo de relieve ni hábitat (Queenborough *et al.*, 2007b). Además, las Myristicaeae poseen, en su mayoría, distribuciones agregadas, debido a la dispersión zoocoria de semillas en grupos por tucanes y primates (Howe, 1990; Russo y Augspurger, 2004), a sus plántulas tolerantes a la sombra y a su capacidad de establecerse en zonas con relativamente poca luz (Queenborough *et al.*, 2007b).

Burseraceae Kunth

Burseraceae se encuentra entre las 16 familias más importantes de la cuenca Amazónica (Ter Steege *et al.*, 2000, 2013; Terborgh y Andresen, 1998). La familia Burseraceae es altamente diversa y una de las más importantes en toda la Amazonía (Ter Steege *et al.*, 2000, 2013; Terborgh y Andresen, 1998); tiene más especies hiperdominantes en todas las clases de tamaño, excepto en la más grande (Draper *et al.*, 2021), y está bien representada en la mayoría de los hábitats en general. No obstante, la mayoría de los taxones están restringidos en sus distribuciones o hábitats (Charles *et al.*, 2012; Daly, 2018).

En cuanto a su importancia ecológica, las Burseraceae están a la par con todas las grandes familias de árboles en la Amazonía y las Guayanas, pero la manera en que se logra esta importancia difiere de una región a otra. En la Amazonía oriental y las Guayanas, la importancia de las Burseraceae se debe principalmente a su gran número. En contraste, en la Amazonía occidental, la densidad relativa es mucho menor, pero la diversidad relativa, mucho mayor. En cambio, en la Amazonía central, la familia es sorprendentemente importante respecto a ambos criterios (Charles *et al.*, 2012; Daly, 2018; Ter Steege *et al.*, 2000; Terborgh y Andresen, 1998). La mayoría de las especies de la familia están significativamente asociadas con un solo tipo de suelo, y ninguna resultó ser generalista en todos los ambientes evaluados. Cabe destacar que las evoluciones adaptativa y herbívora en ambientes no específicos pueden haber desempeñado un papel considerable en el impulso de la especiación de esta familia (Fine *et al.*, 2005; Fine *et al.*, 2004; Pennington y Dick, 2010).

Familia Fabaceae



Existen múltiples casos independientes de especialización de hábitats relacionados con diferentes tipos de suelo, principalmente en la Amazonía occidental. Además, para las Burseraceae, la especiación parapátrica a través de gradientes edáficos y ecológicos es un importante motor de especiación (A Fine *et al.*, 2005; Fine *et al.*, 2014; Fine, Metz *et al.*, 2013; Fine, Zapata *et al.*, 2013).

Por ejemplo, se documenta una variedad de especies de la familia Burseraceae especialistas de hábitat en bosques de arena blanca e inundados en la cuenca del Amazonas y las Guayanas (Fine *et al.*, 2005; Fine *et al.*, 2014; Lamarre *et al.*, 2012). También se las registra, hacia el sureste de la Amazonía, en los bosques más secos de la cuenca del Amazonas (Ter Steege *et al.*, 2006), así como en parches de arenas blancas de los afloramientos rocosos del medio Caquetá y el Trapecio Amazónico (Peñuela-Mora, 2014), en los bosques de tierra firme del medio Caquetá (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden y Lips, 1995; Duivenvoorden, 1995) y en el alto río Negro (Stropp *et al.*, 2011), en los relieves de Colina y Terraza, donde se ven representadas mayoritariamente por una especie o por un género importante (Cano y Stevenson, 2009), y, finalmente un grupo reducido de especialistas de hábitat se ubican en suelos inundados, mal drenados o extremadamente pobres; estas especies, además, se encuentran restringidas geográficamente (Charles *et al.*, 2012).

Algunos aspectos clave en la amplia distribución de las Burseraceae en la Amazonía son la versatilidad ecológica en general de esta familia (Charles *et al.*, 2012), la capacidad de muchas plantas para dispersarse sobre pequeñas barreras de agua (Pennington y Dick, 2010), la dispersión a larga distancia endozoocora por parte de aves, murciélagos y mamíferos terrestres, y la especialización del hábitat (Daly, 1987; Fine *et al.*, 2014).

Sapotaceae Juss.

Las especies de Sapotaceae tienen una gran importancia socioeconómica en la Amazonía, debido a que cuentan con frutos comestibles y maderas de alto valor (Reis *et al.*, 2013, 2015). Además, constituyen una familia importante en





la estructuración de los bosques amazónicos, de modo que la conservación de sus especies es fundamental para el mantenimiento de estos (Myster, 2023). Son una familia característica de ecosistemas forestales, sensibles a la reducción del hábitat a escala del paisaje, raras en bosques secundarios, perturbados o áreas abiertas. Asimismo, son propias de bosques núcleo y tienen presencia extremadamente baja en los bordes de bosque, muy probablemente por los efectos nocivos de la defaunación (Lima y Mariano-Neto, 2014; Oliveira *et al.*, 2004; Pennington, 1990).

A nivel de cuenca, las Sapotaceae se consideran una de las familias más abundantes y ricas (Guevara *et al.*, 2016), que tiene su máxima expresión de abundancia en la subregión de la Amazonía central (Ter Steege *et al.*, 2000, 2006, 2013), y que cuenta con hiperdominancia de especies en las clases de tamaño más grandes (Draper *et al.*, 2021). Adicionalmente, se registra como una de las familias más diversas en los afloramientos rocosos en el Caquetá medio y en el Trapecio Amazónico (Peñuela-Mora, 2014), y una de las más importantes en los bosques de tierra firme del Caquetá medio (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden y Lips, 1995; Duivenvoorden, 1995) y del sur de la Amazonía (PNN Amacayacu) (Barreto Silva *et al.*, 2010; Duque *et al.*, 2002, 2003). También es una de las familias más abundantes en los bosques de arena blanca (Stropp *et al.*, 2011). Además, sus especies suelen estar bien representadas en los bosques pobres en palmeras (Terborgh y Andresen, 1998), son importantes en los planos inundables de la región del Caquetá medio (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden, 1995) y son características de los bosques inundables, de las zonas inundables de aguas negras (igapó) y los bosques con sedimentos de origen andino y venezolano (Myster, 2023; Salamanca Villegas *et al.*, 2016).

La amplia distribución de Sapotaceae en la selva tropical de tierras bajas podría ser el resultado de eventos de dispersión seguidos de una colonización exitosa en zonas vacías, tras periodos de perturbación frecuente (Pennington y Lavin, 2016). Aspectos como el aislamiento, la deriva o una fuerte selección pueden ser suficientes para conducir a la formación de especies en poblaciones

periféricas (Serrano *et al.*, 2021). Asimismo, sus especies forestales son tolerantes a la sombra, longevas y típicas de bosques maduros. Generalmente, sus semillas son dispersadas por animales entre fragmentos de bosques; las de frutos más pequeños son dispersadas por las aves, y las más grandes atraen monos, marsupiales, murciélagos e incluso peces (Pennington, 1990).

4.1.3.2 Géneros

Eschweilera Mart. ex DC.

El género *Eschweilera* tiene un potencial significativo para el manejo forestal en la región amazónica, ya que proporciona una diversidad de productos de madera y biomasa (Pereira Moutinho *et al.*, 2011). Además, la familia a la que este pertenece, Lecythidaceae, es la tercera familia de árboles más abundante en los bosques amazónicos, y *Eschweilera* es su género más diverso (tienen aproximadamente 100 especies) y el más abundante de árboles amazónicos. El centro de origen de este género es la región florística de la Guayana, específicamente el escudo y el centro-norte de la Amazonía (Vargas y Dick, 2020). *Eschweilera* es también el género arbóreo amazónico más abundante (Ter Steege *et al.*, 2006, 2013). Asimismo, tiene presencia tanto en terrazas planas como disectadas (Duque *et al.*, 2003), y en zonas de igapó (Vargas y Dick, 2020), bosques de tierra firme, bosques inundables con o sin dominancia de palmeras (Arellano-Peña *et al.*, 2023; Stropp *et al.*, 2011), bosques de arena blanca (Peñuela-Mora, 2014), donde generalmente sus semillas son dispersadas por loros, guacamayos (Vargas y Dick, 2020) y primates.

Protium **Burm. f.**

El género *Protium* es a nivel mundial el más abundante de la familia Burseraceae (Daly y Fine, 2011), es el segundo género hiperdominante en la Amazonía y uno de los 7 géneros principales en términos de abundancia (Daly y Fine, 2011; Ter Steege *et al.*, 2006, 2013). La mayoría de las especies amazónicas se encuentran en bosques de tierras altas, en suelos arcillosos o franco-arenosos, y muy pocas son mayoritariamente o exclusivamente especies de llanuras aluviales (Charles *et al.*, 2012). No obstante, existe un número significativo de especialistas en estos hábitats también, que incluye la mayoría de la tribu Protieae (con los géneros *Crepidospermum Benth*. y Hook. f., *Protium* y *Tetragastris* Gaertn.) (Daly y Fine, 2011). *Protium* es un género ampliamente diverso en cuanto a estrategias ecológicas. Las diferencias en los suelos y la topografía se correlacionan con cambios en la diversidad de sus especies, y su presencia a menudo determina tipos de bosque distintos (Daly y Fine, 2011). De igual forma, es posible encontrar especies generalistas en cada componente, pero también hay especialistas edáficos (Arellano-Peña *et al.*, 2023; Daly y Fine, 2011).

En términos de hábitat, en la Amazonía occidental, donde los parches de suelo de arena blanca son pequeños y están intercalados entre suelos de arena marrón y arcilla (más jóvenes y ricos en nutrientes) (Fine *et al.*, 2005; Frasier *et al.*, 2008; Hoorn, 1993), las especies del género *Protium* han evolucionado especializándose en suelos de arena blanca en múltiples ocasiones, lo que sugiere que la selección natural podría desempeñar un papel importante en el impulso de la diversificación dentro del grupo (Fine *et al.*, 2005, 2014; Misiewicz *et al.*, 2022). Esta especiación parapátrica desde suelos arcillosos hacia arenosos ha contribuido a la diversificación general del grupo (Charles *et al.*, 2012; Fine *et al.*, 2005). Otro aspecto clave en la distribución y ecología del género es la dispersión a larga distancia, facilitada por semillas dispersadas por las aves, el viento (Daly *et al.*, 2022; Fine *et al.*, 2014; Gostel *et al.*, 2016) y los murciélagos (Charles *et al.*, 2012).

Iryanthera **(A. DC.) Warb.**

Las especies del género *Iryanthera* son generalmente árboles de tamaño medio del sotobosque y del dosel medio (Ackerly *et al.*, 1990), tolerantes a la sombra (Castillo y Stevenson, 2010) en todas las etapas de desarrollo. El crecimiento de las plantas jóvenes de este género se ve favorecido por parches de luz (Puig *et al.*, 1998). El género

tiene importancia económica y ecológica, ya que varias de sus especies son utilizadas con fines maderables (Zárate-Gómez, 2019), y sirven de alimento de algunas especies de monos y aves, quienes se ven estimulados por la coloración de su arilo (Aquino y Bodmer, 2004; Palacios y Rodríguez, 2013), y después de consumirlas las dispersan de forma endozoocoria (Barnett *et al.*, 2012; Gorchov *et al.*, 1995; Palacios y Rodríguez, 2013; Russo *et al.*, 2005; Van Roosmalen *et al.*, 1996).

En términos poblacionales, los patrones de distribución de las especies de *Iryanthera* son mayoritariamente agrupados, y en mucha menor proporción, regulares y aleatorios; es decir que la mayoría de sus especies tienden a conformar conglomerados (Zárate, 2022). La familia Myristicaceae y su género *Iryanthera* son más abundantes en el noroeste amazónico (Honorio Coronado *et al.*, 2009). Además, este es uno de los géneros más abundantes en bosques de tierra firme no perturbados y uno de los más escasos en bosques inundables o de arenas blancas (Lima *et al.*, 2012; Zárate-Gómez *et al.*, 2020). No obstante, también algunas especies registran presencia en comunidades vegetales de arenas blancas, bosques inundables de aguas blancas claras o negras y bosques inundables con predominio de palmas y pantanales (Adrianzén, 2015; Arellano-Peña *et al.*, 2023). Además, se encontró que algunas especies tiene preferencia por los relieves de cresta; en cambio, no se registró una presencia representativa en los valles y laderas (Queenborough *et al.*, 2007b). Un aspecto ecológico importante en el género *Iryanthera* es que se observaron en él efectos significativos de la calidad y tipo de hábitat sobre la tasa de crecimiento del diámetro del árbol, de acuerdo con la estrategia ecológica de la especie (Baraloto *et al.*, 2007).

***Clathrotropis* Harms**

Las especies del género *Clathrotropis* en la Amazonía se distribuyen en el norte de América del Sur y el Escudo Guayanés (Gregório, Carvalho, Ramos *et al.*, 2024). Las especies de *Clathrotropis* son fuentes valiosas de madera, alimento, medicinas locales, y son utilizadas como barbasco, pues algunas partes de la planta pueden ser empleadas como veneno para facilitar la pesca (Acevedo-Rodríguez, 1990; Fanshawe *et al.*, 1953; Pennington *et al.*, 2005; Polak, 1992; Ramírez *et al.*, 2017). Crecen en bosques lluviosos tropicales de tierras bajas, en bosques ribereños o, a veces, en bosques inundados estacionalmente, y de arenas blancas, pero principalmente en tierra firme.

El género comprende 7 especies de árboles, incluidos algunos de los taxones ecológicamente más hiperdominantes en la tierra firme amazónica y los bosques inundados estacionalmente (Gregório, *et al.*, 2024). Estas especies son características de bosques maduros. Además, son tolerantes a la sombra, y su regeneración responde a la formación de pequeños claros dentro de bosques con bajos niveles de radiación en el sotobosque (Delang y Li, 2013; Saldarriaga *et al.*, 1988). A nivel de cuenca, es un género con 3 especies hiperdominantes, cada una con dominancia en clases de tamaño diferentes con *dap* < 50 cm (Draper *et al.*, 2021).

Ecológicamente, *Clathrotropis* tiene un mecanismo de dispersión sinzoocoria, es decir, que los animales transportan intencionalmente su alimento (frutos y semillas) para almacenarlo y consumirlo posteriormente, como lo hacen principalmente los roedores y otros mamíferos (Gómez *et al.*, 2013). Por otro lado, varias especies registran la presencia de sustancias químicas y tóxicas en sus semillas, que les permiten protegerse en fases tempranas de crecimiento de la herbivoría de ciertas especies de insectos y roedores (Hammond, 2005). En términos de hábitat, tienen una alta predilección ecológica por el bioma de la selva tropical, y crecen principalmente en bosques húmedos de tierras bajas, incluyendo bosques de tierra bien drenados y bosques de igapó y várzea inundados estacionalmente, tanto en suelos arcillosos como arenosos (Gregório, *et al.*, 2024; Ter Steege *et al.*, 2013). En contraste, en algunas zonas es un género típico de los bosques de arena blanca, específicamente de los bosques de arena blanca del Escudo Guayanés y del noroeste de la Amazonía, que presumible-

mente son centros de radiación de sus especies y en ocasiones triplican el número de especies en comparación con otras regiones de la cuenca amazónica (Bardon *et al.*, 2013; Guevara *et al.*, 2016; Richardson *et al.*, 2001).

Virola Aubl.

El género neotropical *Virola* muestra una gran diversidad ecológica de especies (Wilson, 2005) y es una de las familias más antiguas de plantas con flores (Cronquist, 1981; Doyle *et al.*, 2004, 2008). El género neotropical *Virola* es uno de los 10 géneros de árboles amazónicos más comunes en orden de abundancia (Ter Steege *et al.*, 2013), y tiene su centro de diversidad en la Amazonía occidental (Holbrook *et al.*, 2007; Queenborough *et al.*, 2007a). Las especies de *Virola* son árboles dioicos de dosel, relativamente comunes en el Escudo Guayanés y en toda la Amazonía (Binelli *et al.*, 2020; Ter Steege *et al.*, 2013). Estas especies poseen gran importancia cultural, por sus propiedades enteógenas y medicinales, para comunidades indígenas de Venezuela, Colombia y Perú (Bennett y Alarcón, 1994). Además, son relevantes para las actividades económicas, por la trabajabilidad y el mercado de su madera (Loureiro *et al.*, 1989).

Es un género con especies pioneras o heliófitas durables, de lento crecimiento, con tolerancia a la sombra (Freitas *et al.*, 2019), patrones poblaciones aleatorios y agregados, variedad de preferencias de hábitats y microhábitats (Wilber y Gómez, 2011). Sus semillas tienen una latencia limitada y las plántulas forman grandes agrupaciones que crecen rápidamente en los claros del bosque. Los árboles jóvenes sobrevivientes se convierten en árboles del dosel superior o emergentes (Binelli *et al.*, 2020; Rodrigues, 1980).

Ecológicamente, tienen una flexibilidad en sus estrategias de polinización y dispersión, dado que son polinizadas por insectos, y sus semillas son dispersadas por vertebrados como aves (tucanes), primates (mono araña) (Parolin *et al.*, 2013; Russo, 2003), y por el agua por acción de bagres (Da Silva Freitas *et al.*, 2020). Todo esto demuestra que en todo el proceso de dispersión se da un alto grado de oportunismo (Parolin *et al.*, 2013).

El género *Virola* tiene una amplia variedad de preferencias de hábitats y microhábitats (Wilber y Gómez, 2011) como respuesta a sus estrategias de dispersión. Por ejemplo, varias especies son especialistas de bosques de tierra firme (principalmente), y otras, de bosques inundables (Baraloto *et al.*, 2007; Binelli *et al.*, 2020; Sabatier, 1997) de aguas blancas o cristalinas (várzea) sobre suelo arenoso (varillales), de bosques inundables de aguas negras (igapó) y pantanales (Adrianzén, 2015; Kubitzki, 1989; Wittmann *et al.*, 2013). Algunos aspectos importantes que determinan el éxito de las especies del género son su capacidad para escapar de la depredación de semillas, el tipo de animal (especie) que las dispersa, su cobertura forestal en el momento de su germinación (Howe *et al.*, 1985).

4.1.3.3 Especies

Clathrotropis macrocarpa Ducke *(Cabari macrocarpa* [Ducke] Gregório y D. B. O. S. Cardoso)

La especie *Clathrotropis macrocarpa* es un árbol tolerante a la sombra, característico de bosques maduros de suelos bien drenados. Sin embargo, es posible registrar su presencia en todos los estados sucesionales del bosque (López-Quintero *et al.*, 2012). Constituye un elemento importante en la fase de reorganización, ya que aprovecha los cambios de radiación del bosque, cuando las especies pioneras comienzan a morir, para tomar posición en el dosel (Guariguata y Finegan, 1997). Además, es una especie de alta densidad específica, situada en la matriz forestal con menos luz, que invierte en mantener la fuerza del tallo para alcanzar el dosel. Debido a esto, las ramas menos densas se quiebran para evitar la rotura del tallo, el cual es más eficiente hidráulicamente, y no requiere ramas más densas para suplir sus necesidades de agua (MacFarlane, 2020; Martínez-Guevara *et al.*, 2024; Vester y Cleef, 1998).





Figura 7. Fotografía de herbario de la especie *Clathrotropis macrocarpa Ducke* (Cabari macrocarpa [Ducke] Gregório y D. B. O. S. Cardoso)

Esta especie tipifica los bosques que se extienden ampliamente en la región amazónica en Caquetá y Putumayo, y es dominante en los bosques de tierra firme, en sitios bien drenados, a lo largo de la cuenca media del río Caquetá (Carvajal *et al.*, 1979; Duivenvoorden y Lips, 1995; Duivenvoorden, 1995; Rangel-Ch *et al.*, 2022). De igual forma, es característica de los bosques de tierra firme de la región de la Amazonía, y está especializada en ellos (Duque *et al.*, 2009; Stropp *et al.*, 2011, 2013).

Es posible encontrarla en comunidades de plantas en terrazas bajas con suelos arcillosos, con formas de humus relativamente delgadas, y desarrollados en depósitos de origen andino o sedimentos terciarios de la formación Pebas (comunidad de *Goupia glabra-Clathrotropis macrocarpa*); en comunidades de ladera de suelos muy pobres, limosos, con formas de humus comparativamente gruesas, desarrollados en materiales parentales del Escudo de la Guayana (comunidad de *Swartzia schomburgkii-Clathrotropis macrocarpa* (Duivenvoorden y Lips, 1995; Duivenvoorden, 1995); en bosques de tierra firme con dominancia de palmeras, situados en las transiciones entre las llanuras aluviales y las terrazas sobre suelos de tipo entisol y ultisol dominados por *Astrocaryum chambira* y *Socratea exorrhiza* (Arellano-Peña *et al.*, 2023).

Es una especie de importancia cultural, ya que sus semillas han reportado presencia de compuestos tóxicos y alcaloides que son empleados para la elaboración del curare: un veneno. Sin embargo, con una correcta preparación de sus semillas, es posible su uso alimenticio. También ha sido documentado su uso estimulante para los perros de caza al frotarla por su cuerpo (Milliken *et al.*, 1999).

Es importante tener claro que estudios filogenéticos recientes mostraron la creación de nuevo genero denominado *Cabari* y la migración de varias especies de Clathrotropis, entre ellas *C. macrocarpa*. Considerando esto, la especie fue reclasificada como *Cabari macrocarpa* [Ducke] Gregório y D. B. O. S. Cardoso (Gregório, Carvalho, Stirton *et al.*, 2024).

Sagotia heterocalyx (Secco) Secco, O. L. M. Silva y Cordeiro

Sagotia es un género neotropical con 4 especies reconocidas en la actualidad[1]. Se encuentra principalmente en las regiones amazónicas de Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana, Guayana Francesa, Perú, Surinam y Venezuela, pero también en Panamá y Costa Rica. Los principales caracteres de *Sagotia* son el hábito arbóreo, la condición monoica, la ausencia de látex lechoso, las hojas alternas y enteras, así como las inflorescencias terminales en forma de racimo y con pocas flores, con flores pistiladas abajo (Secco *et al.*, 2019).

Esta especie fue previamente clasificada como *Sandwithia heterocalyx*, pero múltiples estudios previos evidenciaron su similaridad con *Sagotia* (Secco, 1973; Secco, 1990). Otros estudios más recientes confirman su relación con el grupo hermano de *Sagotia* (Berry *et al.*, 2005; Wurdack *et al.*, 2005), y transfirieron esta especie a *Sagotia heterocalyx* a partir de especímenes con presencia en la transición del Escudo Guayanés y la Amazonía central entre Venezuela (provincia de Amazonas) y Brasil (estado de Amazonas, en la parte alta del río Negro) (Secco *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2020).

Probablemente tiene su centro de origen en el Escudo Guayanés (Secco, 1988), y ha sido registrada en tierras altas bien drenadas (Duque *et al.*, 2002), en unidades de terrazas (Cano y Stevenson, 2009; Clavijo *et al.*, 2009; Umaña Medina, 2010) y en zonas de transición (Clavijo *et al.*, 2009). Por ejemplo, es una especie predominane en bosques de *Eperua purpurea*, lomas bajas de drenaje imperfecto del río Guainía (Schargel *et al.*, 2001). También es una especie asociada (no dominante) en bosques de *Ormosia coccinea*, *Eschweilera coriacea* y *Erisma japura* en Vaupés, en el río Apaporis, así como en bosques de

[1] Para obtener información actualizada sobre el número de especies de *Sagotia*, consultar la base de datos *Tropicos*, en la pestaña *Subordinate Taxa*: https://www.tropicos.org/name/40028539.





Figura 8. Fotografía de herbario de la especie *Sagotia heterocalyx (Secco) Secco*, O. L. M. Silva y Cordeiro)

Swartzia sp., *Hevea nitida* y *Ouratea* sp., en serranías y colinas, en areniscas y cuarcitas del río Caquetá (Rangel-Ch, 2008) (figura 8).

Asimismo, se la registra como una especie de dosel en comunidades asociadas a aguas blancas y claras que crecen en suelos arcillosos y que toleran diferencias considerables en el drenaje, mezclada con comunidades de palmeras con 3 o 4 estratos verticales y árboles emergentes, como *Erisma laurifolium* y *Goupia glabra* (Arellano-Peña *et al.*, 2023). Además, es una de las especies con mayor expresión fisionómica en los bosques de tierra firme y las caatingas altas de la asociación *Eperuo purpureae-Erismetum japurae* en áreas del alto río Negro, donde crece en suelos arenosos y arcillosos mal drenados (Rangel-Ch, 2008).

En términos ecológicos, son importantes para el consumo de comunidades de primates, específicamente de los monos capuchinos o maiceros (*Cebus* spp.) (Gómez-Posada, 2012), y favorecen el consumo de sus frutos durante todo el año por parte de poblaciones de monos tití (Palacios y Rodríguez, 2013). En cuanto a su importancia cultural, se destaca su valor como planta medicinal en comunidades indígenas del Amazonas, quienes la usan para tratar heridas a través de la aplicación directa de sus hojas tostadas, molidas y cernidas (Beltrán Zapata, 2015), como sustituta del tabaco (Milliken *et al.*, 1999).

Pseudosenefeldera inclinata (Müll. Arg.) Esser

Esta especie se encuentra distribuida en bosques húmedos tropicales de Suramérica, principalmente en la Amazonía noroccidental. En Colombia, se encuentra en altitudes que oscilan entre 0 y 1000 metros sobre el nivel del mar (m s. n. m.) (Barreto Silva *et al.*, 2023). Es una especie característica e indicadora de bosques primarios y secundarios maduros, mayores de cuarenta años, de gran altura, con un dosel estratificado, con un sotobosque rico en palmas y helechos (Obando Guzmán *et al.*, 2023; Rodríguez-León *et al.*, 2021, 2025), y de bosques de tierra firme (Casas Caro, 2013; Martínez Sovero, 2010). Asimismo, es una especie secundaria muy abundante en los bosques maduros, tanto en paisajes de lomerío como en montaña; es frecuente en las tierras bajas de la Amazonía central y occidental (Sinchi, 2020), y se caracteriza por tener una estrategia funcional de especies adquisitivas, que intentan aprovechar al máximo los recursos disponibles en el suelo, pero están restringidas a sitios ricos de nutrientes (Ortega Pérez, 2018).

En Colombia, se reconoce una importante formación vegetal (alianza) del palmar mixto de *Socratea exorrhiza* y *Pseudosenefeldera inclinata (*Mireya *et al.*, 2022) (figura 9). Adicionalmente, es una especie con bajos valores en biomasa, densidad de raíces y acumulación de carbono en el suelo, que al aprovechar rápidamente los recursos aporta cambios estructurales en el suelo, con la formación de microporos y el incremento radicular significativo (Cheng *et al.*, 2006; Ortega Pérez, 2018).

Es una especie abundante en bosques de terraza (Casas Caro, 2013) y en planos suaves disectados, de mayor altitud que los planos de inundación (Loyola, 2018; Rodríguez-León *et al.*, 2022), como las colinas medias en arcillas amarillentas medianamente pobres (García-Villacorta *et al.*, 2011). Además, es una de las especies con mayor expresión fisionómica en los bosques de tierra firme y las caatingas altas de la asociación *Eperuo purpureae-Erismetum japurae* en áreas del alto río Negro, donde crece en suelos arenosos y arcillosos mal drenados (Rangel-Ch, 2008). Esta especie tiene una importancia socioeconómica y cultural, ya que registra usos como alimento, combustible, maderable (aserrío) y material artesanal (Barreto Silva *et al.*, 2023); asimismo, tiene una importancia ecológica, dado que sus semillas son consumidas y dispersadas por el primate *Plecturocebus caquetensis* (tití del Caquetá) (Acero-Murcia *et al.*, 2018).

Amphirrhox longifolia (A. St.-Hil.) Spreng.

La especie neotropical *Amphirrhox longifolia* (Violaceae) es un pequeño arbusto o árbol de



Figura 9. Fotografía de herbario de la especie *Pseudosenefeldera inclinata (*Müll. Arg.) Esser

bajo porte, que está ampliamente distribuido en los bosques de tierras bajas, desde Costa Rica hasta el este de Brasil, y tiene una alta representatividad en el Amazonas (GBIF, 2024) (figura 10). Es una especie característica del sotobosque, de crecimiento lento (Amaral *et al.*, 2019; Brum *et al.*, 2019), que domina el estrato arbustivo y subarbóreo (Minorta-C *et al.*, 2019). En la cuenca del Amazonas, la especie se da en densidades relativamente altas en llanuras inundables de aguas negras (igapó), ricas en sustancias húmicas, ácidas y pobres en nutrientes; llanuras inundables de aguas blancas (várzea), ricas en materia en suspensión y nutrientes, con pH neutro; y tierras altas no inundables (tierra firme). Sin embargo, es menos abundante en tierra firme, donde se encuentra en el estrato más bajo, y está ausente en los estratos medio y superior (Ribeiro *et al.*, 1999; Parolin *et al.* 2004) (Nazareno *et al.*, 2017; Parolin *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 1999). Además, es una especie registrada en bosques amazónicos de playa de arena, borde de arroyo e isla (Myster, 2019).

En la región amazónica colombiana, la especie conforma una superformación (clase) vegetal en conjunto con *Brosimum lactescens*, característica de terrazas bajas y llanuras de inundación permanentes (Mireya *et al.*, 2022). En contraste, en varias localidades del municipio de Cumaribo (Vichada) y en los departamentos de Guainía y Guaviare, la vegetación se agrupa en una superformación dominada por *Brosimum lactescens*, *Amphirrhox longifolia* y *Eschweilera subglandulosa*. Estos son bosques y palmares mixtos con alturas promedio de 20 m y especies características-dominantes, como *Matayba elegans*, *Euterpe precatoria*, *Brosimum guianense*, *Virola sebifera* e *Hydrochorea corymbosa*. Algunas localidades representativas de esta formación son el municipio de Cumaribo y la parte superior de las terrazas aluviales y los pequeños lomeríos en ambas franjas del río Uva y sus principales tributarios (Vichada), Barrancominas e Inirida (Guainía), zonas aledañas a San José del Guaviare, entre 99 y 288 m, y la gran llanura aluvial del río Guaviare (Guaviare) (Minorta *et al.*, 2019).

Reproductivamente, la especie *Amphirrhox longifolia* es autoincompatible, y tiene flores hermafroditas, en gran parte actinomorfas, tubulares y sin espolones. Esto es un síndrome floral asociado a la polinización por abejas y mariposas (Braun *et al.*, 2012). De igual forma, es una planta con un modo de dispersión de semillas mixto (animal y balística); puede verse influenciada por la dinámica de las inundaciones a lo largo del año y puede restringirse en períodos sin inundaciones (especialmente si la planta se encuentra lejos de las orillas del río).

Con base en lo anterior, es probable que su mecanismo de dispersión balística de semillas disperse semillas a cortas distancias del árbol materno. En este sentido, la dispersión balística puede tener un efecto negativo en los niveles de diversidad genética intrapoblacional; mientras que, cuando se dispersa por animales, la especie tiende a niveles más altos de diversidad genética (Hamrick y Godt, 1996; Nazareno *et al.*, 2021). Cabe destacar que las semillas no flotan, y hay un rol mínimo del agua en la dispersión, ya que no presentan adaptaciones específicas para la dispersión por el agua o los peces (Nazareno *et al.*, 2017).

En la Amazonía, esta especie y su estructura poblacional se ven influenciadas por las barreras geográficas generadas por ríos (especialmente el río Negro), y por el ancho de estas y su capacidad efectiva de dispersión (Nazareno *et al.*, 2017, 2019).

Iryanthera hostmannii (Benth.) Warb.

Iryanthera hostmannii es una especie de árboles grandes y tolerantes a la sombra (esciófitos) (Castillo y Stevenson, 2010; Hogan *et al.*, 2018; Puig *et al.*, 1998; Zárate-Gómez, 2019) en todas las etapas de desarrollo. El crecimiento de las plantas jóvenes se ve favorecido por parches de luz y la humedad ambiental (Puig *et al.*, 1998) (figura 11). Adicionalmente, tiene una alta presencia en el sotobosque, y su regeneración es muy sensible a la sequedad, la intervención del bosque, el encharcamiento





Figura 10. Fotografía de herbario de la especie *Amphirrhox longifolia* (A. St.-Hil.) Spreng

y la variabilidad interanual de las precipitaciones (Bredin *et al.*, 2020; Hogan *et al.*, 2018; Puig *et al.*, 1998; Queenborough *et al.*, 2013).

En términos de presencia, es posible encontrarla en bosques de tierra firme, bosques inundables y zonas de várzea (Bredin *et al.*, 2020; Del Águila-Cachique *et al.*, 2020). En la Amazonía colombiana, establece una superformación o clase de palmares mixtos en conjunto con *Oenocarpus bataua* que incluye bosques de tierra firme, inundables y de arena blanca. También presenta una formación o alianza de bosques con *Eschweilera coriacea*, caractersítica de zonas inundables, diques y barras-basines, así como otra formación de bosques en conjunto con *Protium opacum*, característica de terrazas bajas y llanuras de inundación permanente (Mireya *et al.*, 2022). Asimismo, es una especie dominante en los departamentos de Guaviare y Vaupés (Mireya *et al.*, 2022).

Presenta patrones de reclutamiento fuertes en hábitats de cresta y de valle. No obstante, no presenta asociaciones significativas de hábitat, y tiene menos reclutamiento de superficie en los hábitats de valle y laderas (Queenborough *et al.*, 2007b). En este sentido, su patrón de distribución poblacional agregado (Zárate, 2022) se debe principalmente a que es una especie endozoócora, que presenta un pequeño número de dispersores de alta calidad versus una alta inversión energética en reproducción (Puig *et al.*, 1998).

En términos reproductivos, es una especie de alta producción fructífera, de semillas, y es considerada altamente competitiva por el tamaño de sus semillas y su abundancia (Vargas y Stevenson, 2013). Esto se debe a que sus frutos son cápsulas leñosas, que contienen una sola semilla arilada, muy atractivas para muchos animales de gran visión, como los pájaros (pavas, momotos y tucanes) y ciertos primates (Howe, 1986; Queenborough *et al.*, 2013; Van Roosmalen *et al.*, 1996). Así, por ejemplo, el poderoso pico de los tucanes y su forma les permite explotar la fuente con buena eficiencia. De hecho, la dispersión zoocoria por tucanes es más eficaz, ya que permite que un gran número de semillas escapen de su entorno parental, lo que aumenta sus posibilidades de supervivencia al encontrar condiciones que facilitan el establecimiento y crecimiento de las plántulas (Puig *et al.*, 1998). Finalmente, cabe destacar que un elemento limitante en la regeneración de la especie es la alta predación de semillas por vertebrados.





Figura 11. Fotografía de herbario de la especie *Iryanthera hostmannii* (Benth.) Warb

4.1.4 Nivel de determinación taxonómica de las especies y morfoespecies

El nivel de determinación de los taxones es un indicador de composición que permite obtener una medida absoluta, comparable y universal de la complejidad (e indirectamente de diversidad) taxonómica de los taxones de plantas (arbustos, árboles, palmas y helechos arborescentes) presentes en la región natural. Se obtiene mediante el conteo del número absoluto de taxones en cada uno de los niveles el porcentaje de taxones determinados a nivel de especie.

Con base en los resultados del IFN para la región de la Amazonía colombiana, se encontró que el 89 % de las especies fueron identificadas con el mayor nivel de determinación posible. Siendo así, el 78 % de los taxones fueron identificados en el rango de especie, mientras que el 11 % de los taxones fueron identificados como especies cf. y aff. Por su parte, el 11 % restante corresponde a taxones determinados a nivel de especie, familia, género, variedad y subespecie. Asimismo, se resalta el alto número de registros e individuos indeterminados (1.105 registros = 2.3 %, 7.960 individuos), que en conjunto con por el porcentaje de taxones determinados a nivel de especie reflejan la elevada complejidad taxonómica en la identificación de los individuos. En la tabla 7 y la figura 12 se evidencian los registros, taxones y abundancias de las diferentes categorías taxonómicas de determinación de las especies.

Tabla 7. Nivel de determinación taxonómica de los taxones, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

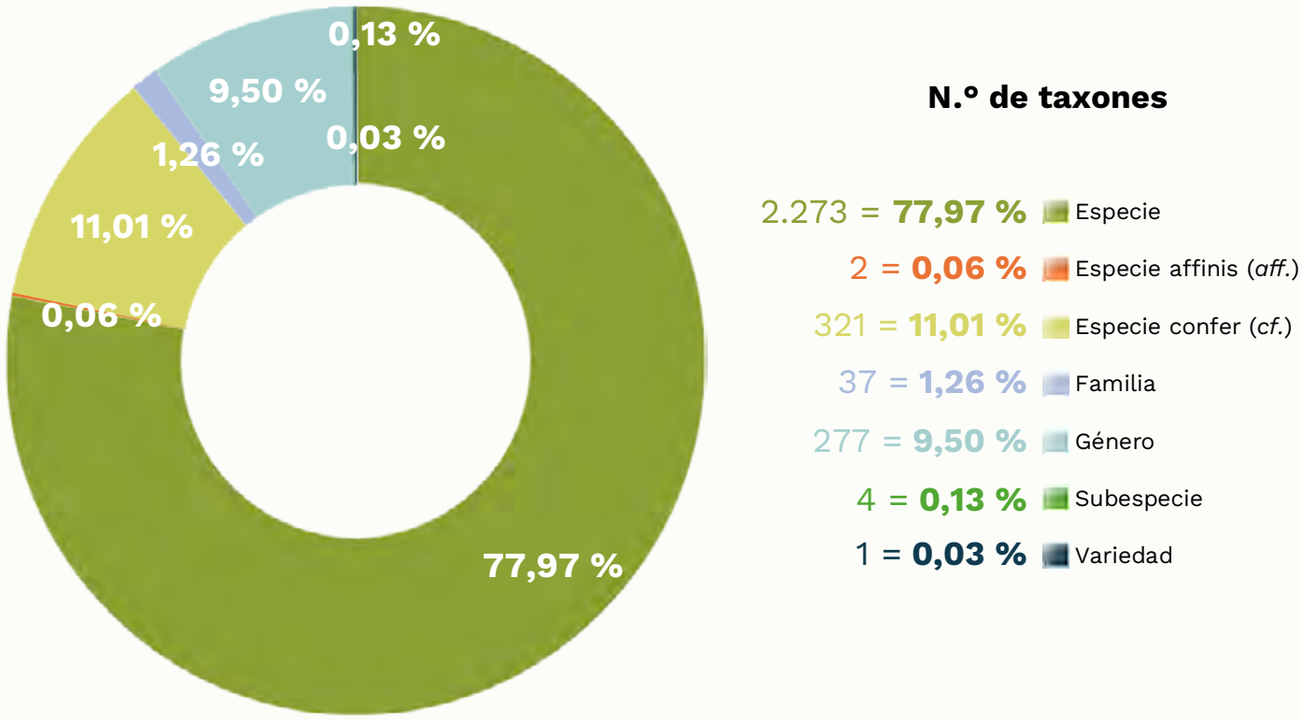
Nivel taxonómico	N. de registros	N. de taxones
Especie	42.945	2.273
Especie Affinis (aff.)	16	2
Especie Confer	796	321
Familia	387	37
Género	2.767	277
Subespecie	2	1
Variedad	9	4
Indeterminada	1.105	-
Total	48.027	2.915

Nota: Las especies indeterminadas no fueron incluidas en el conteo. Se organizaron todas como un solo grupo y su análisis se limitó al número de registros y su abundancia.

Los niveles de determinación de las especies en el IFN son consistentes con otros estudios florísticos en la región y en la cuenca amazónica que evidencian la alta complejidad florística y taxonómica de los bosques. Por ejemplo, Strop y colaboradores (2011) registraron que el 14,45 % de las especies fueron determinadas a nivel de género, y 4,33 % de las especies permanecieron indeterminadas. Igualmente, otras investigaciones mencionan que hubo un 89 % de taxones determinados a nivel de especie.

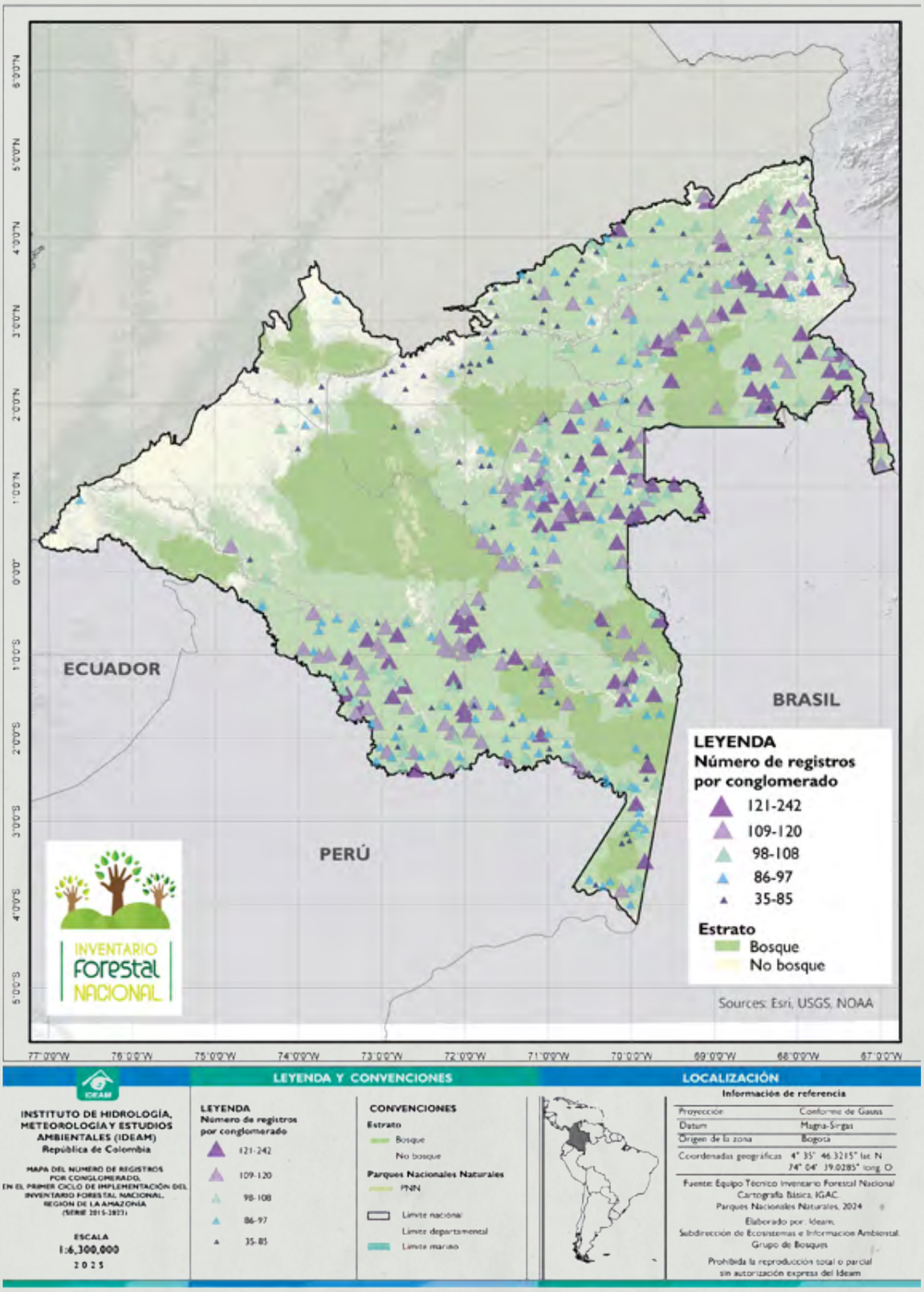
Ahora bien, las estimaciones de riqueza de especies en la región de la Amazonía hablan de 16.000 especies leñosas, y demostraron que solo 227 especies hiperdominantes dominan los bosques amazónicos (Ter Steege *et al.*, 2020). Otros estudios en la región, en 412 parcelas del inventario, registraron 27.192 árboles individuales pertenecientes a 1.683 especies de 84 familias de plantas. En general, el 84,9 % de los individuos se identificaron a nivel de especie, el 9,1 % a nivel de género y el 2,1 % a nivel de familia (Cárdenas *et al.*, 2017).

Figura 12. Porcentaje de determinación taxonómica de las especies y morfoespecies, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



En la región de la Amazonía hubo un total de 48.027 registros de especies, mientras que el valor máximo de registros por conglomerados fue de 250. Los conglomerados con el mayor número de registros se localizaron en el departamento de Vaupés, en zonas como Mitú y Yavaraté; en el departamento de Guainía, en Inírida, Puerto Colombia y San Felipe, y, finalmente, en la Pedrera, en el departamento de Amazonas. En contraste, los conglomerados con menores valores de registros se localizaron en el departamento de Guaviare, en San José del Guaviare y Calamar (figura 13).

Figura 13. Distribución del número de registros por conglomerado de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



4.1.5 Particularidades corológicas y taxonómicas

Las particularidades corológicas y taxonómicas corresponden a esos hallazgos importantes encontrados por los herbarios encargados de la determinación botánica de los especímenes. Los hallazgos son importantes por su alto valor taxonómico, derivado de su rareza botánica, ecológica, geográfica, cultural, etc. Generalmente, estas particularidades corresponden a posibles nuevas especies (taxonómicas), registros y ampliaciones de rango de distribución (corológicas). El proceso de determinación botánica en la región de la Amazonía fue realizado por el Herbario Amazónico Colombiano COAH y Herbario Federico Meden Bogotá en zonas de transiciones con los Andes y la Orinoquía; además, se contó con la participación de la ACH.

Con respecto a los grandes hallazgos derivados del inventario, es fundamental tener claro que el mecanismo para la generación de nuevas especies es una publicación científica validada por una revista indexada, en la cual se realizan descripciones muy precisas de las especies, respecto a sus componentes vegetativo y reproductivo (tanto flor como fruto). En este sentido, cabe tener presente que la mayoría de la colectas, entre 85 y 90 %, provenientes del IFN corresponden a material infértil, mientras que el material fértil puede encontrarse entre 10 y 15 % del total de muestras, en el mejor de los casos, y estas corresponden a taxones de amplia distribución y conocimiento. No obstante, mediante consideraciones especiales suministradas por los herbarios, se obtuvieron 31 particularidades taxonómicas relacionadas con nuevos registros y con posibles nuevas especies (tabla 8).

Mediante los resultados derivados del análisis de los herbarios, se lograron 12 nuevos registros de especies para Colombia, no documentados previamente en el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016). Mientras que se registraron 15 reportes únicos de géneros para localidades específicas, un nuevo registro de género para Colombia, una posible especie nueva y 3 registros raros. Es importante destacar la posible especie nueva o ampliación de rango (*Annonaceae* sp. nov.) y los 3 registros raros (*Andira macrocarpa*, *Macrolobium defloccatum* y *Chrysophyllum januariense*) de colecciones conocidas solo por el ejemplar tipo, y de las cuales, después de muchos años, se encontraron colecciones a través del IFN.

Para el IFN es fundamental resaltar el hallazgo de la especie *Chrysophyllum januariense* en bosques basales húmedos densos altos, en lomas y colinas con suelo de materiales arenosos y suelos caoliníticos en la localidad de Puerto Colombia, en inmediaciones del río Negro en Guainía, debido a que es el primer registro de la especie fuera de Brasil y dentro de Colombia. Esta es una especie nativa de Río de Janeiro (endémica de Brasil) y un árbol con presencia en el bosque húmedo tropical, el bosque ombrófilo y los bosques de restinga (vegetación sobre bancos de arena) asociados a la Mata Atlántica, en los estados de Bahía, Espírito Santo y Río de Janeiro en Brasil.

Los registros biológicos de esta especie estuvieron restringidos a su espécimen tipo (recolectado por Glaziou en 1869 en Cosme Velho, situado en Laranjeiras, en la ciudad de Río de Janeiro) durante más de cien años hasta 1987, debido a la pérdida de hábitat como consecuencia de la deforestación por causa de la especulación inmobiliaria, la extracción de arena, el turismo depredador, el avance de la frontera agrícola, la introducción de especies exóticas y la recolección selectiva de especies vegetales de interés paisajístico (De Almeida Palazzo *et al.*, 2012; UICN, 2025). Estas mismas causas la llevaron a ser declarada extinta (EX) en 1998 (De Almeida Palazzo *et al.*, 2012; UICN, 2025). Sin embargo, desde entonces se han realizado varias colectas en localidades previamente documentadas (Río de Janeiro) y en nuevas localidades (Espírito Santo y Bahía), asociada de forma espontánea a bosques húmedos tropicales, restingas y la Mata Atlántica; además, ha tenido presencia constante en herbarios (última en 2023 en Espírito Santo) desde su reaparición en 1987, con ocurrencias en fitofisonomías de bosques fragmentados (De Almeida Palazzo *et al.*, 2012; UICN, 2025).

Tabla 8. Particularidades taxonómicas reportadas por los herbarios, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Especie	Observación	Localidad
***Aiouea myristicoides* Mez**	LAURACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Albizia* sp. 1**	MIMOSACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Miritíi-Paraná (Campoamor)
***Allantoma pluriflora* S. A. Mori, Ya Y. Huang y Prance**	LECYTHIDACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Amphirrhox grandifolia* Melch.**	VIOLACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
Andira macrocarpa	Esta especie solo se conocía de la colección "Tipo" en Napo, Ecuador. Durante el IFN fueron encontrados algunos individuos en localidades disyuntas del lugar de registro del ejemplar tipo en Colombia.	Corr. deptal. El Encanto; corr. deptal. Santander (Araracuara); Carurú; corr. deptal. Barranco Mina
***Annonaceae* sp. nov.**	Posible nueva especie o ampliación de rango.	Inírida
***Bauhinia guianensis* Aubl.**	FABACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Bignonia* sp.**	BIGNONIACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Pacoa

Especie	Observación	Localidad
***Coussarea albescens* (DC.) Müll. Arg.**	RUBIACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Dystovomita* sp. 1**	CLUSIACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Barranco Mina
***Forsteronia* sp.**	APOCYNACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Morichal (Morichal Nuevo)
***Gloeospermum pilosum* Melch.**	VIOLACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Goeppertia brasiliensis* (Körn.) Borchs. y S. Suárez**	MARANTACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Hortia* sp.**	RUTACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. La Chorrera
Hylocarpa heterocarpa	Nuevo registro de género para Colombia, anteriormente solo conocido del alto río Negro en Brasil.	Mitú
***Jatropha* sp.**	EUPHORBIACEAE. Único reporte del género.	Puerto Rico, Meta

Especie	Observación	Localidad
***Lonchocarpus* sp.**	FABACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Mapiripana; El Retorno, Guaviare; Cumaribo, Vichada
Macrolobium defloccatum	Especie endémica conocida hasta hace poco solo de la colección "Tipo", recolectada en 1952 Después de más de sesenta años, se realizaron nuevas colecciones en el IFN.	Corr. deptal. Puerto Arica
***Marmaroxylon* sp.**	MIMOSACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Pacoa
***Mayna* sp.**	FLACOURTIACEAE. Único reporte del género.	Corr. Deptal. Morichal (Morichal Nuevo)
***Miconia crassinervia* Cogn.**	MELASTOMATACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Naiadendron* sp.**	MIMOSACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Papunaua; Mitú
***Palicourea grandifolia* (Willd. ex Schult.) Standl.**	RUBIACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Persea* sp.**	LAURACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Puerto Alegría

Especie	Observación	Localidad
***Piper oblongifolium* (Klotzsch) C. DC.**	PIPERACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Preslianthus* sp.**	CAPPARACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Paná Paná (Campo Alegre)
***Stachyarrhena* sp.**	RUBIACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. La Chorrera
***Swartzia flavescens* Suess.**	FABACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Tetragastris* sp.**	BURSERACEAE. Único reporte del género.	Corr. deptal. Tarapacá; corr. deptal. Yavaraté; corr. deptal. Papunaua
***Vochysia laurifolia* Warm.**	VOCHYSIACEAE. Nuevos reportes de especies para Colombia, de acuerdo con el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (Bernal *et al.*, 2016).	Transiciones Orinoquía-Amazonía
***Chrysophyllum januariense* Eichler**	SAPOTACEAE. Primer registro de la especie fuera de Brasil y en Colombia.	Puerto Colombia, Guainía

Fuente: elaboración propia con base en información directa de los herbarios COAH, ACH y FMB, 2015-2023.

Actualmente, el Ideam y el IAvH están desarrollando un convenio interinstitucional para la digitalización de especímenes y la creación del herbario virtual del IFN. En el marco de este convenio, el IAvH está realizando homologaciones de materiales e identificando particularidades taxonómicas, que, en conjunto con las reportadas por los demás herbarios, serán el insumo fundamental para el componente botánico del segundo ciclo en el IFN, que se espera se traduzca en nuevas especies y registros de plantas para la ciencia.

Los resultados del IFN, en términos de particularidades taxonómicas, refuerzan la idea de la alta complejidad en la colección e identificación de especies de árboles en campo y herbarios, relacionada con la calidad de los profesionales que identifican las colecciones de referencia disponibles para los taxonomos y la presencia de colectas adecuadas o fértiles que repercuten en la no identificación de especies raras y de alto valor de conservación (Draper *et al.*, 2020; Hadlich *et al.*, 2018).

4.1.6 Hábito

Para abordar este análisis se debe aclarar la diferencia entre formas de vida y hábito, considerando que, la primera, es una claificación funcional, ecológica y adaptativa; mientras que la segunda es una clasificación morfológica. Las formas de vida y crecimiento de las plantas son clasificaciones (filogenéticas o no) de especies que comparten combinaciones de rasgos morfológicos y reproductivos similares (por ejemplo, arbusto, árbol, palma y helecho arborescente), y que representan grupos de plantas con estrategias ecológicas o evolutivas afines con relación a su entorno. Si bien la agrupación de taxones en formas vegetales tiene una larga historia en ecología (Box, 1981; Mueller-Dumbois y Ellenberg, 1974; Raunkiaer, 1934; Von Humboldt, 1806; Warming y Knoblauch, 1895), el concepto todavía se usa ampliamente en estudios modernos sobre diversidad funcional (Leroy *et al.*, 2021; Mayfield *et al.*, 2006), clasificaciones de biomas y vegetación (Box y Fujiwara, 2015; Mucina, 2019), restauración ecológica (Gómez-Aparicio, 2009) y sistemática vegetal (Govaerts *et al.*, 2021). Las formas de vida y crecimiento de las plantas representan estrategias funcionales y ecológicas clave en relación con su entorno, derivadas de su historia evolutiva, y son agrupaciones que brindan información sobre las limitaciones ecológicas que actúan sobre la distribución de la biodiversidad (Taylor *et al.*, 2023). Por su parte, el hábito es una clasificación morfológica basada en la apariencia física o externa del taxón que no considera condiciones adaptativas o evolutivas, pero que es la expresión visible de estas.

En el contexto del IFN, se realizó un análisis de hábitos mediante el contraste del listado de especies con la información registrada en el *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia* (2016) de la Universidad Nacional de Colombia y del sitio web *Plants of the world online* del Real Jardín Botánico de Kew. Las especies restantes fueron complementadas mediante el contraste en los catálogos con otras especies del género, con las descripciones botánicas de publicaciones científicas y etiquetas botánicas de especímenes de herbario. Posteriormente, se realizó un proceso de armonización y homologación con los 3 hábitos objeto de estudio del IFN (árbol, palma y helecho arborescente), segregados en un total de seis, para generar un mayor nivel de detalle florístico. Lo anterior debido a que, si bien los hábitos de estudio son árbol, palma y helecho arborescente, para ciertos taxones es posible evidenciar variaciones del hábito, de acuerdo con la localización y condiciones del sitio. Esto trae como consecuencia un hábito conjunto compuesto de una forma de vida predominante y otras existentes (pero no mayoritarias).

En este sentido, el hábito predominante en los bosques de la región de la Amazonía son los árboles, con 2.845 especies, que corresponden al 97,6 % del total; seguida de los individuos con un hábito de palma, con 65 especies, que representan un 2,2 % del total. En la tabla 9, se muestran las diferencias para todas las categorías de tamaño juntas. Estos resultados son consistentes con otras investigaciones que registran que el 81 % de las especies estaba representado por el componente leñoso (Barreto Silva *et al.*, 2010; Bernal *et al.*, 2016;

Rudas y Prieto, 1998). Para evidenciar las diferencias entre las formas de vida por categoría de tamaño, remitirse al "Anexo 1. Hábito por categoría de tamaño".

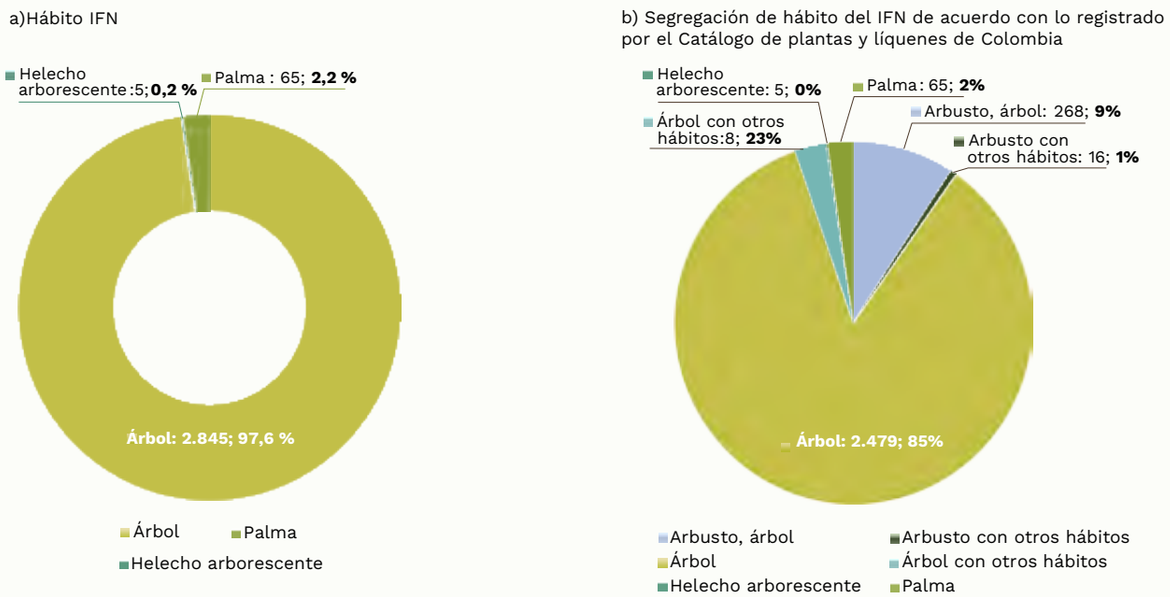
Los resultados obtenidos por el IFN concuerdan con los registrados por Infante-Betancour (2016), según los cuales los árboles fueron el hábito predominante y presentaron la mayor riqueza con 3.588 especies, y el componente de árboles, arbustos y palmas acumularon más del 70 % de las especies. Además, refuerzan lo evidenciado por Cardoso *et al.* (2017), quienes señalan que más de la mitad de la diversidad de especies de plantas con flor en las selvas amazónicas comprenden el componente leñoso de arbustos y árboles.

En lo que concierne a las palmas, se obtuvo un alto número de especies en el IFN, de acuerdo con lo documentado previamente para la cuenca amazónica. En la Amazonía colombiana, según Balslev *et al.* (2017), se encuentran 73 especies de palmas; y los bosques de tierra firme son los más ricos en ellas, con 67 especies, y seguido de los bosques

Tabla 9. Registros, especies y abundancias por hábito, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Hábito IFN	Hábito segregado	N.° de Registros	N.° de especies	Abundancia
Árbol	Arbusto, árbol	3.527	268	43.788
	Arbusto con otros hábitos	37	16	499
	Árbol	41.748	2.479	423.033
	Árbol con otros hábitos	655	82	7.509
Total de árboles		**45.967**	**2.845**	**474.829**
Helecho arborescente	Helecho arborescente	62	5	1.550
Palma	**Palma**	**1.998**	**65**	**18.022**
Total general		48.027	2.915	494.401

Figura 14. Hábito por categoría de tamaño



de los de llanura aluvial y terraza tienen 60. Además, la diversidad de palmeras es mayor en la zona de influencia del río Caquetá (61 especies), seguida de la zona del río Guaviare (27 especies) y el Amazonas (23 especies).

4.1.7 Endemismos

Un taxón endémico es una entidad biológica nativa y exclusiva de un ambiente, un área o una región geográfica particular (Infante Betancour, 2016). Los endemismos corresponden a esas especies de plantas que tienen una distribución geográfica restringida en regiones, ecosistemas, cuencas hidrográficas y otras áreas geográficas específicas. Estas especies se conciben como objetos de conservación de alto valor, ya que poseen características ecológicas de conservación y genéticas únicas, como respuesta a las condiciones específicas del ambiente, y, por ende, sus poblaciones tienen una mayor probabilidad de disminuir o extenderse (IAvH, 2024). El término “endemismo” se encuentra estrictamente relacionado con un área geográfica de restricción, y es dependiente de la escala geográfica y del área de distribución del taxón (Noguera-Urbano, 2017).

Considerando el tamaño y los límites de esa área restringida, las especies endémicas pueden encontrarse en diferentes escalas espaciales: locales (limitados a un área pequeña), provinciales (restringidos a los confines de una provincia), nacionales (limitados a las fronteras de un país), regionales (restringidos a una región geográfica) y continentales (confinados a un solo continente) (Abd El-Ghani *et al.*, 2024). La causa principal de los patrones de distribución localizados es la adaptación a una combinación de factores ecológicos específicos. Los factores ecológicos más comunes son la textura o la composición química del suelo, los factores climáticos, edáficos y fenológicos (Kruckeberg y Rabinowitz, 1985).

Los endemismos y su información son de alta utilidad, ya que permiten localizar centros de especiación en distintos periodos de tiempo (Borchsenius, 1997), observar aspectos biogeográficos de los taxones importantes para la conservación (Crisp *et al.*, 2001), conocer y proteger los atributos biológicos e historia evolutiva que representan los taxones endémicos y sus patrones biogeográficos. Además, conocer los centros de riqueza y endemismo es crucial para priorizar los esfuerzos de conservación de la biodiversidad, particularmente en taxones susceptibles a cambios ambientales y en regiones de importancia biológica significativa (Lombo-Sánchez *et al.*, 2024). Asimismo, la conservación de los árboles es fundamental para mantener los bosques, que albergan aproximadamente la mitad de la biodiversidad mundial y brindan múltiples beneficios (López-Gallego y Morales-Morales, 2023a). Para el IFN se determinaron los endemismos a través del contraste de los listados de nombres científicos de los conglomerados con los listados del *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Volumen I y II*, de la Universidad Nacional de Colombia (2016) y el el listado de plantas endémicas del portal "Biodiversidad en cifras" del Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia".

Se registraron un total de 46 (1,6 %) especies de árboles, palmas y helechos arborescentes endémicas para todas las categorías de tamaño, que equivalen a 2.451 individuos (tabla 10). Estas cifras son superiores a las registradas en otras investigaciones, en las que se reporta la presencia de 38 especies endémicas para Colombia (Castaño *et al.*, 2020). Este valor relativo de endemicidad del IFN es consistente y similar con registros previos en la región Amazonía (4,3 % considerando todas las formas de vida), pero inferior al de las demás regiones naturales de Colombia y países de la cuenca amazónica, como Guyana (5,11 %) y Bolivia (6,7 %) (Infante-Betancour y Rangel, 2018). Los bajos valores de endemismo de los árboles en la Amazonía ya habían sido reportados por quienes sugirieron que la mayoría de los árboles son generalistas en cuanto al hábitat, y que se establecen sobre extensas áreas en las tierras bajas de la Amazonía (Infante-Betancour y Rangel, 2018; Pitman *et al.*, 1999). En el “Anexo 2. Endemismos por categoría de tamaño” se evidencian las diferencias de registros, especies y abundancias por categorías de tamaño.

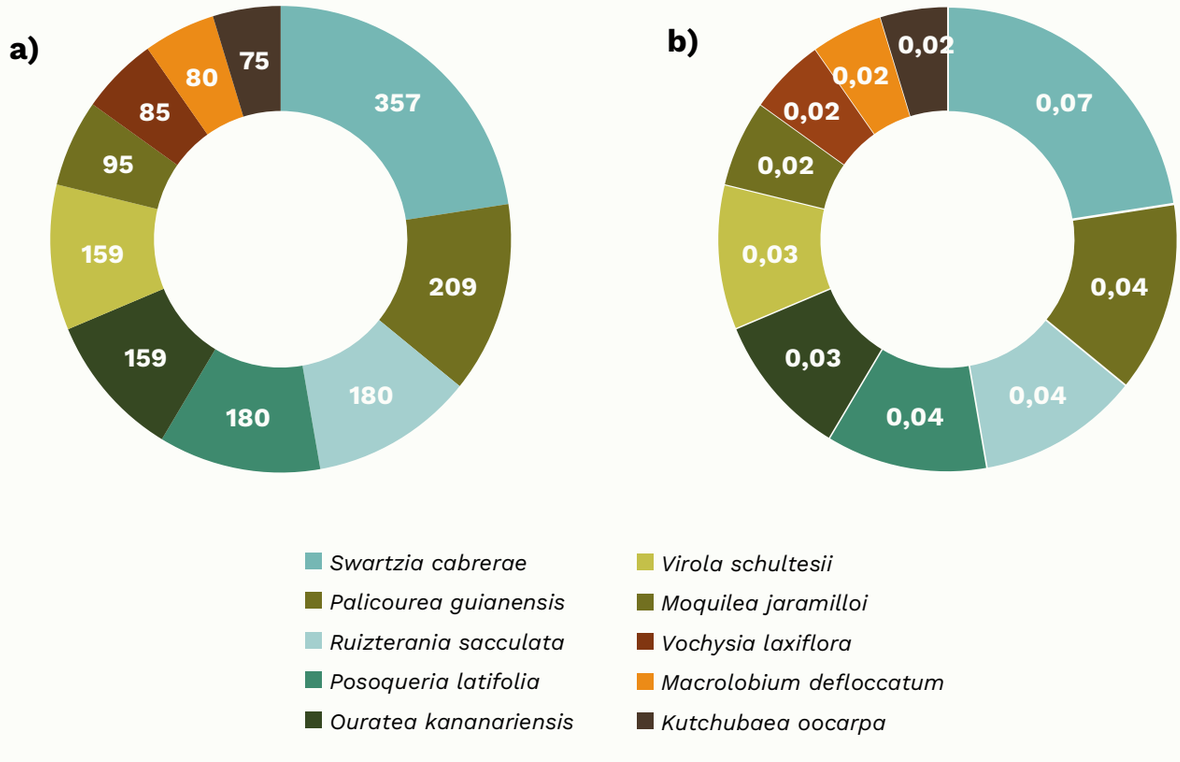
Tabla 10. Registros, especies y abundancias de las especies endémicas, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

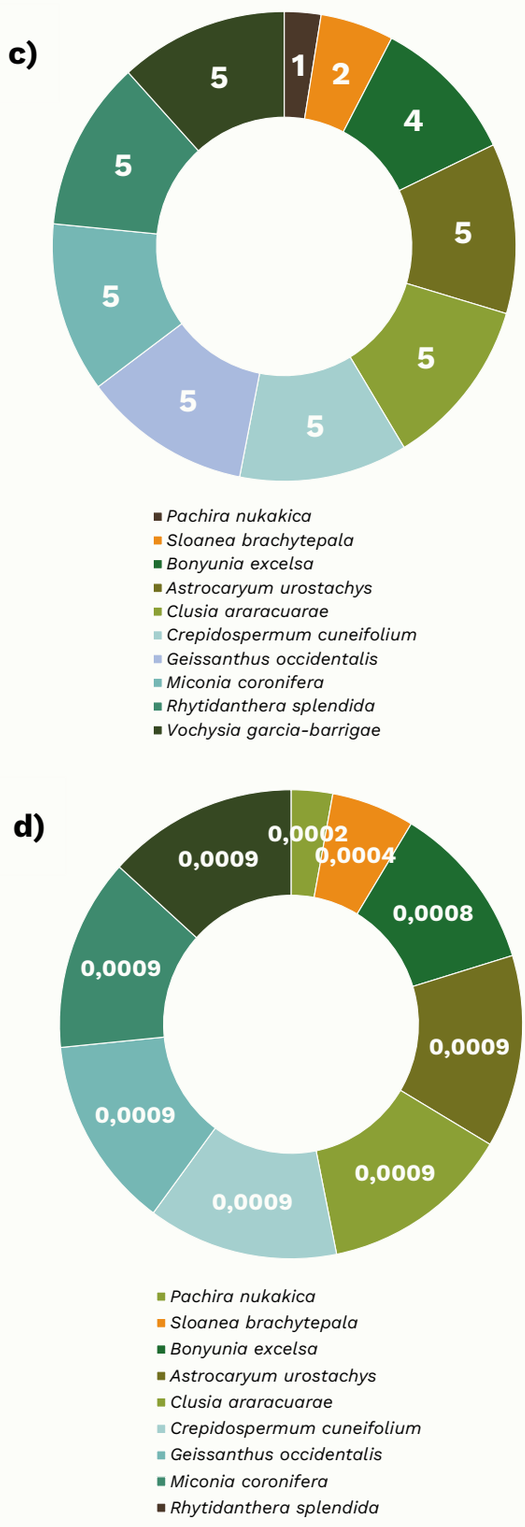
Endemismos	
N.° de registros	234
N.° de especies	46
Abundancia	2.451

En la Amazonía colombiana, se registraron cerca del 53 % de las especies de árboles reportadas endémicas para la región por Infante-Betancour y Rangel (2018). Estos investigadores encontraron entre 333 y 346 especies de plantas endémicas de la región, organizadas en 193 géneros y 69 familias, de las cuales 87 especies son árboles (25,1 %).

Todas las especies endémicas son importantes y brindan información específica sobre las condiciones de las comunidades vegetales y, en general, de los bosques en la región. En este sentido, es importante resaltar, en primer lugar, la presencia de las 5 especies endémicas más abundantes de la región: *Swartzia cabrerae*, *Palicourea guianensis*, *Ruizterania sacculata*, *Posoqueria latifolia* y *Ouratea kananariensis*. Asimismo, la presencia de las 5 especies menos abundantes: *Pachira nukakica*, *Sloanea brachytepala*, *Bonyunia excelsa*, *Astrocaryum urostachys* y *Clusia araracuarae*. En la figura 15 se evidencian las 10 especies endémicas más y menos abundantes en la región de la Amazonía.

Figura 15. Las 10 especies endémicas de mayor y menor abundancia, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



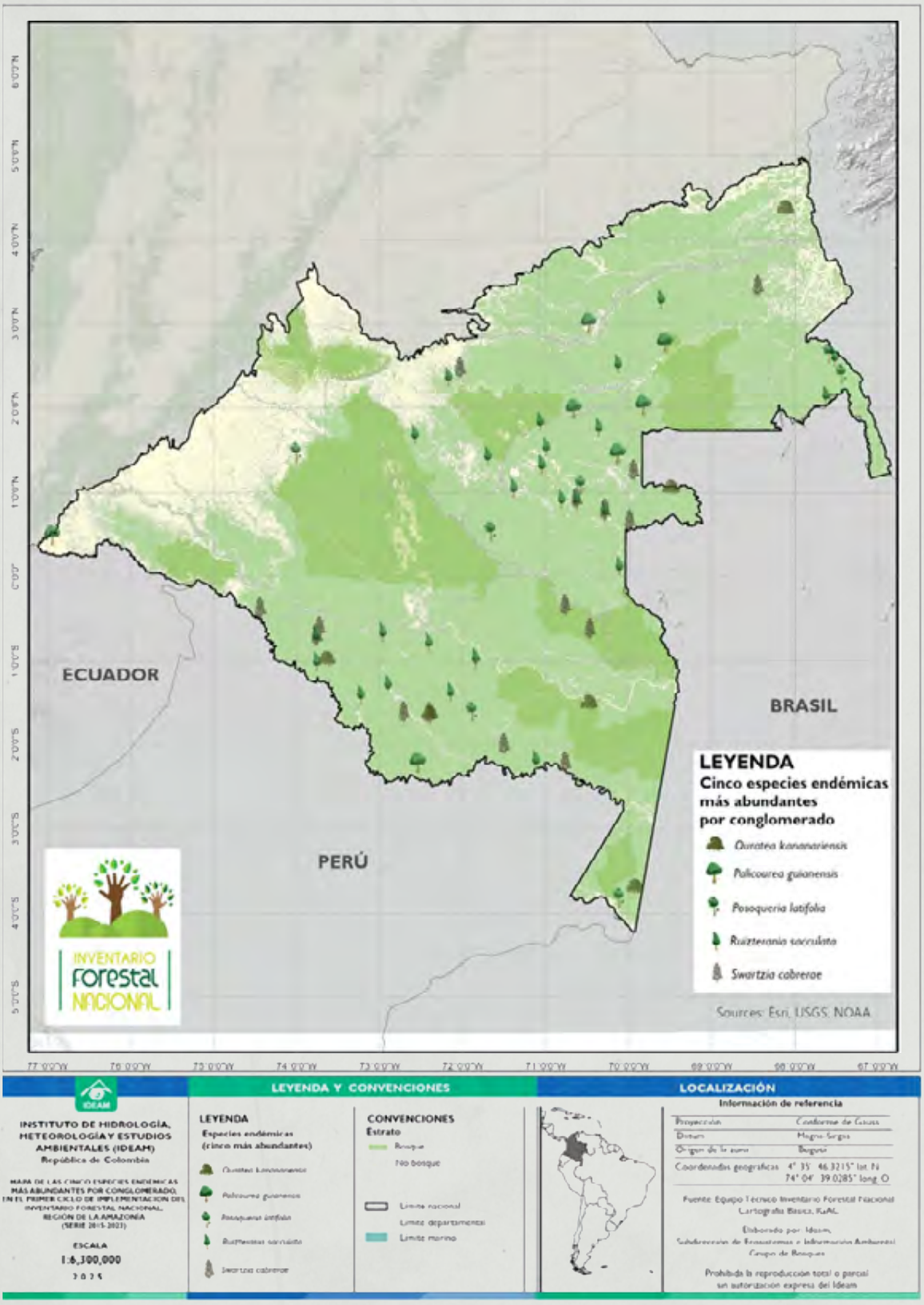


10 especies endémicas de mayor abundancia: a) absoluta; b) relativa (%). **10 especies endémicas de menor abundancia:** c) absoluta; d) relativa (%).

En cuanto a la distribución de las 5 especies endémicas de mayor abundancia, la especie *Swartzia cabrerae* se encuentra principalmente en el sur y oriente de la región, en los departamentos de Amazonas, Vaupés y Guainía (con una presencia al norte de la región en el departamento de Guaviare). Por su parte, *Palicourea guianensis* se distribuye en el nororiente de la región en los departamentos de Vichada, Guainía y Vaupes, y registra dos presencias aisladas en el sur del Amazonas y, en el occidente de la región, en el departamento de Putumayo.

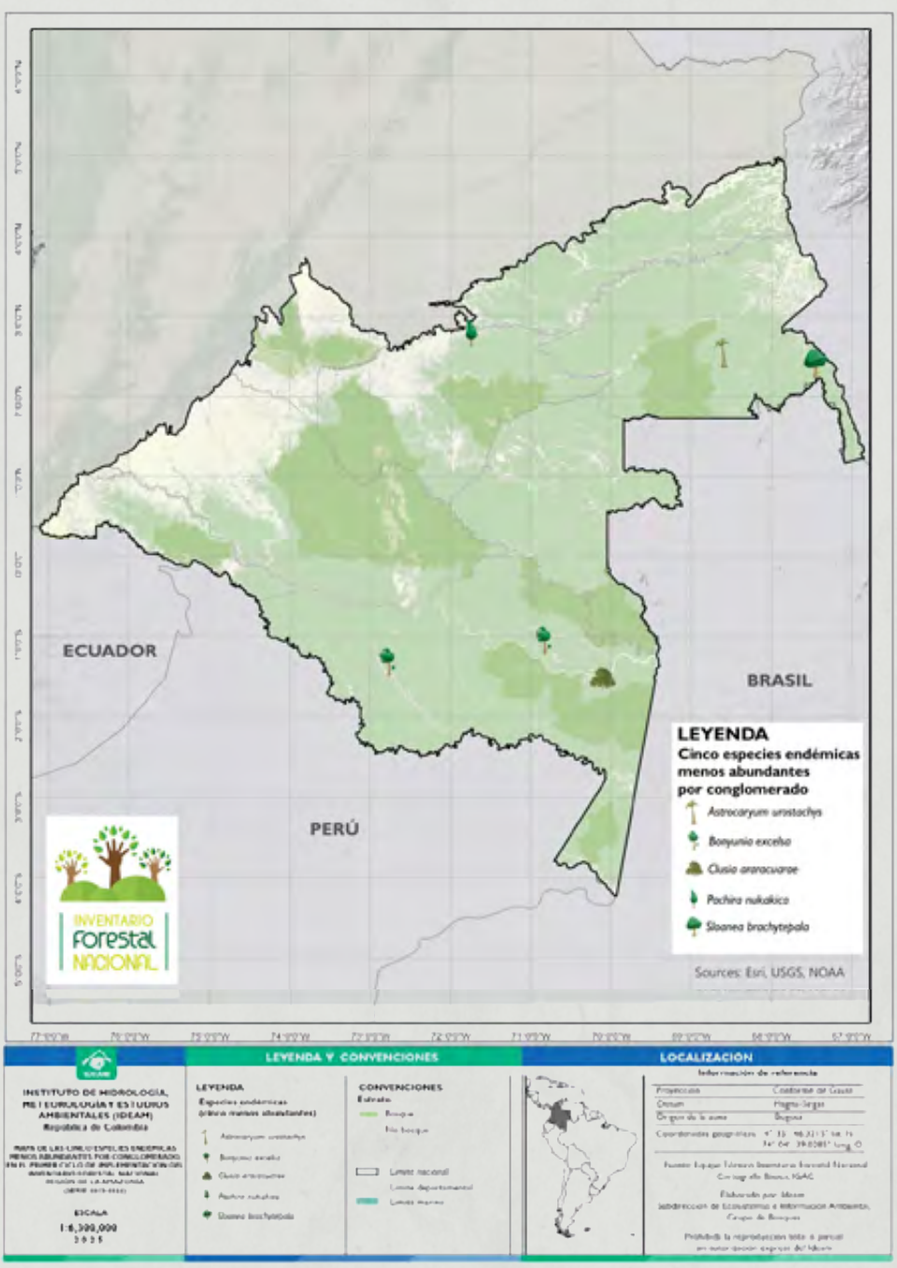
De forma similar, la especie *Posoqueria latifolia* se concentra en el sur de la región, en el departamento del Amazonas. También tiene presencia en el oriente, en los departamentos de Guainía y Vaupés, y presenta un registro aislado en el departamento del Caquetá. Su comportamiento es similar a la especie *Ouratea kanariensis* que, adicionalmente, tiene una presencia aislada en el nororiente, en el departamento del Vichada. Respecto a la especie *Ruizterania sacculata*, cabe señalar que esta se concentra en la zona sur-centro del departamento del Amazonas, así como en el centro-oriente de la región en los departamentos de Guaviare, Guainía y Vaupés. Las principales diferencias en la distribución de las 5 especies endémicas más abundantes se evidencian en la figura 16, distribución que es consistente con áreas geográficas o centros de concentración de endemismos reportados previamente, como Raudal de Jirijirimo, Mitú, Mocoa y Araracuara (Infante-Betancour y Rangel, 2018).

Figura 16. Disribución de presencia para las cinco especies endémicas con mayor abundancia, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



En cuanto a la distribución de las 5 especies endémicas de menor abundancia, la especie *Pachira nukaica* se localiza al norte de la región, en el departamento del Guaviare. *Bonyunia excelsa* y *Clusia araracuarae* se localizan al sur oriente de la región, en el departamento del Amazonas. En contraste, las especies *Astrocaryum urostachys* y *Sloanea brachypetala* se localizan únicamente al nororiente de la región en el departamento del Guainía Las principales diferencias en la distribución de las 5 especies endémicas más abundantes se evidencian en la figura 17. Distribución que es consistente con áreas geográficas o centros de concentración de endemismos reportados previamente como: Raudal de Jirijirimo, Mitú, Mocoa y Araracuara (Infante-Betancour y Rangel, 2018).

Figura 17. Distribución de presencia para las 5 especies endémicas con menor abundancia, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

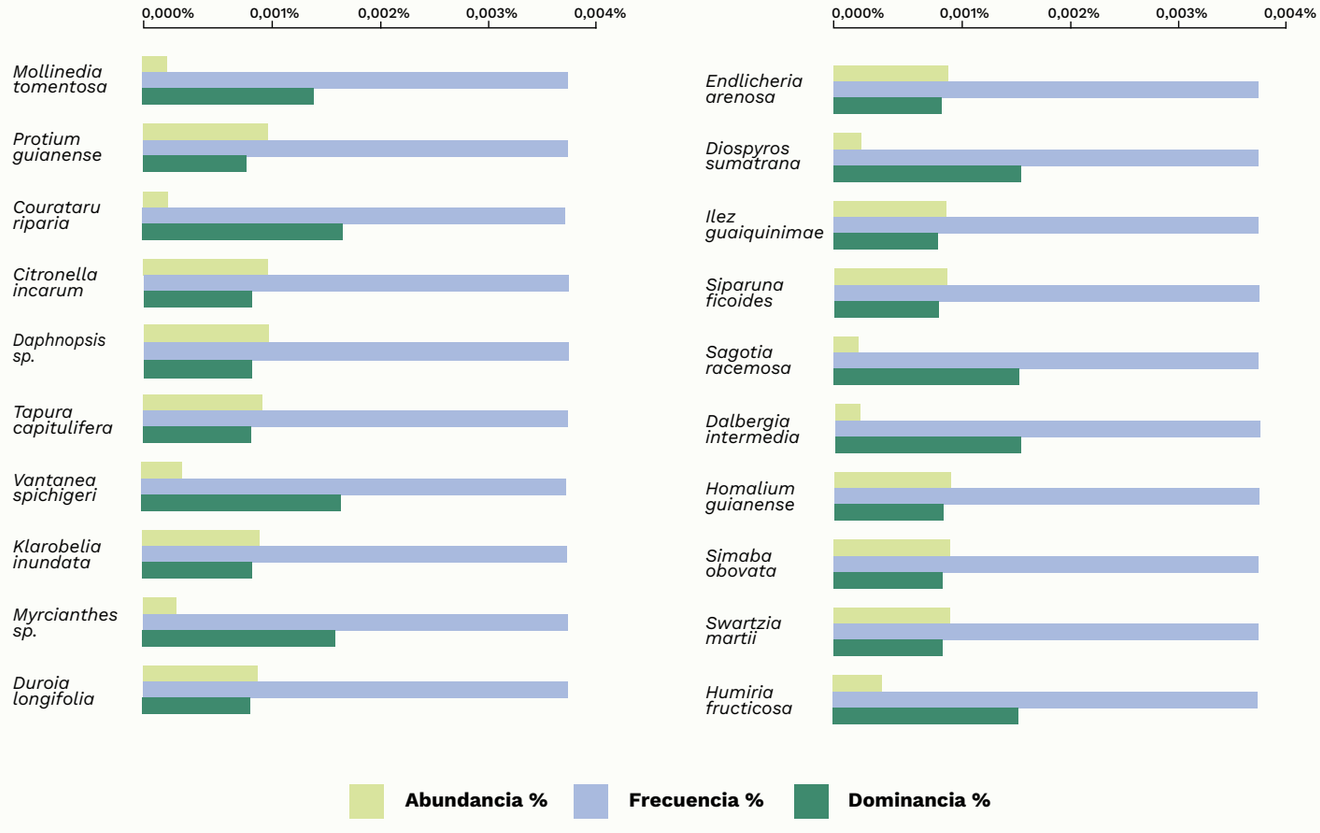


4.1.8 Especies raras

Las especies raras son un elemento clave en las comunidades vegetales, ya que permiten encontrar altos valores de conservación, y su concepto ha sido un tema ampliamente discutido a lo largo de la historia. En este sentido, comprender la rareza y el mantenimiento de las especies raras también es central para la biología de la conservación (Samek y Krahulec, 1989), a fin de comprender los cambios actuales y futuros en la biodiversidad, debido al cambio global (Steege *et al.*, 2015). Además, el estudio de las especies raras es fundamental, dado que tienen un mayor riesgo de extinción (Pimm *et al.*, 1988). A pesar de esta importancia, se conoce poco sobre las causas de la rareza y su mantenimiento a escala global (Ter Steege *et al.*, 2016a; Zizka *et al.*, 2018).

Por esto, las especies raras son una medida relativa que permite cuantificar, en el marco del IFN, los taxones más escasos de poblaciones reducidas y con un bajo peso ecológico, expresado mediante su índice de valor de importancia ecológica (IVI). Siendo así, las especies raras son aquellas que tienen pocos individuos, escasa presencia y una baja ocupación del sitio o espacio, lo que deriva en un reducido peso Eecológico del taxón en los procesos de la comunidad. En otras palabras, son las especies que poseen el menor valor de IVI y se encuentran en los últimos lugares de la gráfica. En este sentido, se destaca que las 20 especies raras se encuentran en un rango de 0,005 %-0,006 % del IVI, y se resalta la presencia de las 5 especies más raras, en el marco del IFN para la región de la Amazonía: *Mollinedia tomentosa*, *Protium guianense*, *Couratari riparia*, *Citronella incarum* y *Daphnopsis* sp. (figura 18).

Figura 18. Especies raras, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



4.1.9 Análisis e interpretación de la composición florística

El ensamblaje de especies y la distribución de la composición florística en la región amazónica está condicionado por varios factores. En este sentido, la vegetación y los sitios de ocupación de las especies se encuentran condicionados en mayor medida por la variabilidad edáfica, de paisaje y relieve, la estacionalidad de las aguas (su tipo) y el clima. Estos condicionamientos son reflejo de los cambios geológicos y evolutivos sufridos por la cuenca amazónica a través del tiempo. Por esto, a continuación, y a partir de los resultados obtenidos por IFN para los indicadores de composición florística de la región amazónica, y tomando como base el estudio de las subregiones florísticas en la cuenca Amazónica, se presenta una primera propuesta de clasificación de los bosques amazónicos.

4.1.9.1 Hiperdominancia florística en la cuenca amazónica

La flora arbórea amazónica está compuesta por varios miles de especies arbóreas repartidas en los gradientes ambientales (Luize *et al.*, 2024). La mayoría de las especies de árboles amazónicos son extremadamente raras, y solo unas pocas son comunes en toda la región (Draper *et al.*, 2021). Investigaciones se refieren al hecho de que solo 227 especies “hiperdominantes” representan más del 50 % de todos los individuos de más de 10 cm de *dap*. Sin embargo, el grado de hiperdominancia es sensible al tamaño del árbol, y cambia con la clase de tamaño. Esto es un fenómeno universal en todos los estratos forestales. Asimismo, las especies son diferentes en el sotobosque, el estrato medio y el dosel del bosque.

Además, las clases de tamaño pequeñas se componen de una variedad de linajes filogenéticamente dispersos, mientras que las hiperdominantes en clases de tamaño grande están restringidas a unos pocos linajes (Draper *et al.*, 2021). También la disimilitud florística entre bosques aumenta con la distancia, tanto en el caso de los bosques inundados como en el de los no inundados; es decir, las comunidades arbóreas inundadas y no inundadas de una región tienden a parecerse más entre sí que los bosques homólogos de las regiones adyacentes. Dentro de la Amazonía, las propiedades edáficas de cada región y su historia geológica están estrechamente interrelacionadas. Por lo tanto, es difícil distinguir entre interpretaciones evolutivas y ecológicas (Terborgh y Andresen, 1998).

En lo referente a la hiperdominancia de familias en la cuenca de la Amazonía, Arecaceae, Burseraceae y Myristicaceae tienen más especies hiperdominantes en todas las clases de tamaño, excepto en la más grande. En contraste, otras familias están sobrerrepresentadas en términos de especies hiperdominantes solo en las clases de tamaño más pequeñas (por ejemplo, Violaceae y Siparunaceae) o más grandes (Moraceae). Por su parte, las familias de árboles más comunes, como Rubiaceae y Lauraceae, tienen sistemáticamente menos especies hiperdominantes de las esperadas, teniendo en cuenta su riqueza de especies.

Esto refuerza la importancia de la familia Fabaceae en el dominio de los bosques amazónicos, dado que, a escala de toda la cuenca, Fabaceae es la familia con el mayor número de especies hiperdominantes en todas las clases de tamaño, y es la familia más rica en especies, pero estas son menos comunes en las clases de tamaño pequeño. En cambio, en la clase de tamaño más grande, las Fabaceae están significativamente sobrerrepresentadas, y constituyen más del 30 % de las especies hiperdominantes (Draper *et al.*, 2021). Asimismo, la hiperdominancia en las clases de tamaño más grande tiende a concentrarse en unos pocos linajes estrechamente relacionados, como en Fabaceae y Moraceae, así como en Lecythidaceae y Sapotaceae.

En términos de composición filogenética, los estratos de dosel a lo largo de la cuenca están dominados por especies pertenecientes a lina-

jes estrechamente relacionados. Esta estrecha relación filogenética en toda la cuenca entre las especies arbóreas de tallo grande dominantes a nivel regional sugiere que estas especies han estado ligadas a otras especies de árboles. Por su parte, las especies hiperdominantes del sotobosque se dan en los principales clados de angiospermas y su relación filogenética es más dispersa, lo cual puede deberse a que el sotobosque se compone tanto de taxones especialistas del sotobosque como de especies de mayor tamaño que alcanzan el dominio cuando son juveniles. De esta manera, esta mezcla de etapas vitales y estrategias funcionales entre clados distintos origina un conjunto filogenéticamente más disperso (Draper *et al.*, 2021).

Draper y colaboradores (2021) encontraron que la cuenca Amazónica se encuentra se encuentra configurada por especies hiperdominantes asociadas a los géneros: *Terminalia*, *Miconia*, *Erisma*, *Qualea*, *Eugenia*, *Theobroma*, *Quararibea*, *Ceiba*, *Pachira*, *Protium*, *Trattinnickia*, *Guarea*, *Pourouma*, *Cecropia*, *Sorocea*, *Brosimum*, *Pseudolmedia*, *Naucleopsis*, *Maquira*, *Macrolobium*, *Eperua*, *Tachigali*, *Inga*, *Parkia*, *Pseudopiptadenia*, *Zygia*, *Swartzia*, *Clathrotropis*, *Rinorea*, *Leonia*, Casearia, *Licania, Hirtella*, *Courepia*, *Hevea*, *Micrandra*, *Pausandra*, *Mabea*, *Piper*, *Piper*, *Siparuna*, *Ocotea*, I*ryanthera*, *Virola*, *Anaxagorea*, Unonopsis, *Oxandra*, *Attalea*, *Astrocaryum*, *Oenocarpus*, *Euterpe*, *Gustavia*, *Eschweilera*, *Lecythis*, *Manilkara*, *Micropholis*, *Pouteria*, *Cordia* y *Aspidosperma* (Draper *et al.*, 2021). En este sentido, los 5 géneros más comunes fueron *Eschweilera*, *Inga*, *Virola*, *Iriartea* y *Protium*. Por su parte, los géneros *Inga*, *Virola*, *Protium* y *Guatteria* registraron presencia en todas las unidades de muestreo. Además, los géneros más comunes fueron *Sagotia*, *Pentaplaris* y *Stephanopodium*, *Micrandra*, *Clathrotropis* y *Nealchornea* (Pitman *et al.*, 2008). Asimismo, existen varios géneros característicos del sotobosque, como *Piper*, *Rinorea* y *Miconia*, que contienen numerosas especies hiperdominantes, y que carecen de dominancia de tallos grandes (> 10 cm de *dap*) (Draper *et al.*, 2021). Finalmente, las especies de árboles del dosel más importantes en el sur de la Amazonía colombiana fueron *Otoba parvifolia*, *Eschweilera coriacea*, *Eschweilera itayensis*, *Conceveiba* spp., *Pseudolmedia laevis*, y las palmas, *Astrocaryum ferrugineum* e Iriartea deltoidea (Barreto Silva *et al.*, 2010). Asimismo, *Eschweilera coriacea* se registra como una de las especies más comunes dentro de la cuenca amazónica (Ter Steege *et al.*, 2020; Terborgh y Andresen, 1998), y alcanza la hiperdominancia en todas las clases de tamaño y regiones de la Amazonía (Draper *et al.*, 2021).

4.1.9.2 Tipos de bosques en la Amazonía colombiana

Los resultados florísticos del IFN revelan una alta diversidad y cambios en la conformación de los taxones más representativos, lo que da evidencia de la alta variabilidad de la vegetación. Esto se traduce en la presencia de diferentes ensamblajes florísticos que configuran y caracterizan los diferentes tipos de bosque encontrados en la Amazonía. Tal escenario es consistente con lo registrado por Moraes *et al.* (2021), quienes establecen una caracterización detallada de la cuenca amazónica en 4 tipos distintivos de vegetación.

Esta categorización se fundamenta en investigaciones florísticas exhaustivas realizadas en la cuenca (Bernal *et al.*, 2016; Moraes *et al.*, 2021; Rangel-Ch, 2018; Rangel-Ch, 2008; Ter Steege *et al.*, 2000; Ter Steege *et al.*, 2019) y tipificadas mediante la presencia de taxones característicos, por sus condiciones de estacionalidad en la inundación, el paisaje y relieve, los sustratos específicos y las condiciones climáticas. Los bosques de tierra firme están ubicados en zonas no inundables; los bosques inundables se sitúan en llanuras aluviales de aguas claras (várzea) y negras (igapó); los bosques de arena blanca se localizan sobre sustratos arenosos específicos; los bosques pantanosos se ubican en áreas de inundación permanente.

En términos generales, el bosque de tierra firme presenta mayor densidad y riqueza de fustales y

fustales grandes, seguido de los bosques de várzea, igapó, bosques de arena blanca y pantanos. La riqueza de especies es mayor en los bosques de terra firme (principalmente los de la Amazonía occidental, por ser más fértil), y es menor en los bosques inundables (várzea, igapó), arenas blancas y pantanosos, en ese orden. Factores como la fertilidad, las inundaciones, la dominancia de especies y el área total que constituye un sistema particular en la Amazonía pueden afectar la riqueza de especies (Moraes *et al.*, 2021; Ter Steege *et al.*, 2000; Ter Steege *et al.*, 2019). A continuación, se presenta una breve descripción desde el punto de vista florístico comparativo de cada uno de estos factores, mediante investigaciones realizadas en la cuenca amazónica (Bernal *et al.*, 2016; Moraes *et al.*, 2021; Rangel-Ch, 2018; Rangel-Ch, 2008; Ter Steege *et al.*, 2000; Ter Steege *et al.*, 2019).

Bosques de tierra firme

Los bosques de tierra firme cubren alrededor del 80 % del área total de la Amazonía, y se encuentran en áreas altas y no inundadas (Ter Steege *et al.*, 2000). Estos bosques se encuentran en suelos ácidos arenosos y suelos arcillosos que están bien drenados, con una capacidad de intercambio catiónico relativamente alta y una gran cantidad de fósforo disponible (Peñuela-Mora, 2014). En particular, los bosques de tierra firme albergan las comunidades de árboles más diversas del mundo, con pocos individuos de cada especie de árbol presentes (Duivenvoorden y Duque, 2010).

Estudios más recientes sobre la composición de especies arbóreas en bosques de tierra firme a mayor escala geográfica han demostrado que la diversidad beta es baja, la mayoría de las especies arbóreas aparecen como generalistas del hábitat y existe una baja proporción de especialistas locales (Duivenvoorden, 1995). La diversidad beta en los bosques de tierra firme puede aumentar cuando se consideran las especies leñosas del sotobosque, pues estas especies parecen mostrar una mayor especialización según las condiciones del suelo y una mayor limitación a la dispersión (Duque *et al.*, 2002). Los bosques de tierra firme registraron una riqueza de 4.691 especies en la cuenca y comparten cerca del 96 % de esos taxones con otro tipo de bosque; asimismo, las especies más comunes fueron *Oenocarpus bacaba*, *Eschweilera coriacea*, *Iriartea deltoidea*, *Geissospermum sericeum*, *Pseudolmedia laevis*, *Oenocarpus bataua*, *Rinorea racemosa*, *Euterpe precatoria*, *Rinorea riana* y *Tetragastris panamensis* (Moraes *et al.*, 2021).

En general, la familia más abundante identificada en los bosques de tierra firme fue Fabaceae, seguida de Myristicaceae y Euphorbiaceae; aclarando que, Fabaceae también fue la familia más abundante en bosques de arena blanca (Stropp *et al.*, 2011). Así mismo, en las áreas de tierra firme del medio Caquetá las familias más importantes fueron Fabaceae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Myristicaceae, Burseraceae, Moraceae y Rubiaceae (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden y Lips, 1995; Duivenvoorden, 1995). Otros estudios destacan que, Lecythidaceae, Meliaceae, Moraceae, Myristicaceae y Quiinaceae fueron familias indicadoras de bosques de tierra firme. De igual forma, muestreos realizados en los bosques de tierra firme del sur de la Amazonia colombiana, específicamente en el PNN Amacayacu (Barreto Silva *et al.*, 2010; Duque *et al.*, 2002, 2003) encontraron que las familias más importantes fueron, en su mayoría, las mismas encontradas en el medio Caquetá por Duivenvoorden (1995), y estas fueron Fabaceae (Mimosoideae), Moraceae, Sapotaceae, Lauraceae y Annonaceae. Además, en el PNN Amacayacu cuando se consideran todas las formas de vida las familias más importantes fueron Fabaceae, Rubiaceae, Melastomataceae, Annonaceae, Araceae, Euphorbiaceae, Meliaceae y Myristicaceae (Rudas y Prieto, 1998, 2005). Igualmente, Lauraceae, Chrysobalanaceae, Moraceae y Lecythidaceae son más importantes en suelos bien drenados de tierras altas (Duivenvoorden, 1995) Algunos taxones representativos de los bosques de tierra firme son: *Oenocarpus bacaba, Eschweilera coriacea, Iriar-*

tea deltoidea, Pseudolmedia laevis, Oenocarpus bataua, Rinorea spp.*, Euterpe precaoria, Tetragastris panamensis*.

Por otro lado, en el Caquetá medio se han identificado ensamblajes o complejos florísticos intercalados de especies arbóreas. El primer conjunto (comunidad de *Goupia glabra-Clathrotropis macrocarpa*) está asociado a suelos arcillosos algo menos pobres desarrollados en depósitos de origen andino o sedimentos terciarios de la formación Pebas. El segundo conjunto (comunidad de *Swartzia schomburgkii-Clathrotropis macrocarpa*) muestra afinidades con suelos francos muy pobres desarrollados en materiales parentales derivados del escudo guayanés (Duivenvoorden, 1995). Asimismo, especies como *Micrandra spruceana* y *Clathrotropis macrocarpa* poseen altos valores de área basa abundancia en los bosques de tierra firme (Stropp *et al.*, 2011). Es importante tener claro que *Clathrotropis macrocarpa* es un árbol clímax con una función importante en el suelo pues desarrolla raíz pivotante profunda, penetrante y ramificada, donde los laterales delgados tienen numerosos nódulos de rizobios fijadores de nitrógeno, se extienden lejos en dirección distal y se ramifican densamente en raíces finas con nódulos radiculares escasos (Pavlis y Jeník, 2000).

Bosques inundables

Son los bosques con el segundo lugar, después de los bosques de tierra firme, en superficie a nivel de cuenca amazónica, ya que ocupan el 10 % de esta. Son ecosistemas sujetos a cambios periódicos, predecibles y extensos durante las inundaciones anuales, como consecuencia de su ubicación topográfica baja y de sus suelos mal drenados (Junk *et al.*, 2012). Los patrones de cambio en la zona de convergencia intertropical (en adelante, ZCI) y la topografía son factores que influyen en el momento, la magnitud y la duración de las inundaciones (Siddiqui *et al.*, 2021) —las cuales pueden durar hasta 6 meses y con fluctuaciones en los niveles de agua de hasta 10 m entre época seca y de lluvias (Schöngart *et al.*, 2004)—. Estos bosques se diferencian según la naturaleza de las aguas que los inundan y su composición florística en várzea (aguas claras) e igapó (aguas negras).

En primer lugar, los bosques de várzea son los bosques aluviales más extensos de la cuenca amazónica (6,5 % de la cuenca, y 60,5 % de los bosques aluviales) (Wittmann y Junk, 2016) y los más diversos del mundo (aproximadamente 1.000 especies de árboles) (Ferreira y Prance, 1998; Wittmann *et al.*, 2002, 2006). Son bosques muy productivos por ser eutróficos, y debido a la presencia estacional de nutrientes transportados por los ríos de aguas blancas (Junk y Fernández Piedade, 1993). En consecuencia, la várzea ha sido núcleo de colonización antrópica, la cual se ha intensificado en los últimos treinta años (Piedade *et al.*, 2010). Algunos taxones característicos de los bosques de Várzea son: *Euterpe* spp., *Astrocaryum* spp., *Virola surinamensis, Iriartea deltoidea, Mauritia flexuosa, Hevea brasiliensis, Carapa guianensis* y *Euterpe precatoria*.

En segundo lugar, la diversidad de flora y fauna en estos bosques es menor que la de los bosques de tierra firme, por la presión selectiva que ejercen las inundaciones anuales prolongadas (Moraes *et al.*, 2021). Es importante resaltar que, a nivel de cuenca, los bosques de várzea registran 2.148 especies de las cuales solo el el 31 % de las especies en várzea se comparten con los bosques de tierra firme, y el 42 %, con otros tipos de bosques en general (Moraes *et al.*, 2021; Wittmann *et al.*, 2011). La composición florística posee un alto número de especies pioneras con baja densidad de madera y rápido establecimiento, que configuran el proceso de sucesión ecológica impartido por la estacionalidad hídrica (Moraes *et al.*, 2021).

Por su parte, los bosques inundables con influencia de ríos de aguas negras (igapó) alcanzan hasta 9 m de profundidad (Junk *et al.*, 2012; Moraes *et al.*, 2021). Edáficamente sufren escasez de nutrientes, que se refleja en una baja abundancia y biomasa, en comparación con los bosques

de várzea y tierra firme (Ferreira y Prance, 1998; Junk *et al.*, 2015; Wittmann y Junk, 2016). La mayoría de las especies localizadas en este tipo de bosque son compartidas con otros ecosistemas y tipos de bosques (Junk *et al.*, 2015).

Es importante resaltar que, a nivel de cuenca, los bosques de igapó registran 1.773 especies, de las cuales solo el el 35 % de las especies en várzea se comparten con los otros tipos de bosques. Entre las especies más comunes a nivel de cuenca, se destacan *Pentaclethra macroloba*, *Leptobalanus apetalus*, *Gustavia augusta*, Pouteria elegans, *Ruizterania retusa*, *Hevea brasiliensis*, *Micropholis gardneriana*, *Virola surinamensis*, *Mors excelsa* y *Euterpe precatoria* (Moraes *et al.*, 2021).

En Colombia, en los planos inundables de la región del medio Caquetá, las familias más importantes fueron Fabaceae, Annonaceae, Moraceae, Arecaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae, Chrysobalanaceae, Lecythidaceae, Myristicaceae, Myrtaceae, Meliaceae y Lauraceae (Bernal *et al.*, 2016; Duivenvoorden, 1995). De igual forma, Lauraceae, Chrysobalanaceae, Moraceae y Lecythidaceae son más importantes en suelos de la llanura de inundación (Duivenvoorden, 1995). En este sentido, las Annonaceae cumplen un rol especial, ya que configuran los oxandrales, bosques más alejados del río, dominados por *Oxandra polyantha*, con alta densidad de árboles, área basal y contenido de arena del suelo, que reciben inundaciones adicionales de arroyos de aguas negras (Urrego *et al.*, 2024) y blancas. Entre las especies con fustes > 10 cm de *dap* más importantes, se encontraron *Cecropia membranacea*, *Annona hypoglauca*, *Iriartea deltoidea*, *Astrocaryum jauari*, *Parkia multijuga*, *Brownea grandiceps*, *Euterpe precatoria*, *Oenocarpus bataua*, *Oxandra mediocris* y *Pouteria torta*. En algunos sectores también se presentan árboles grandes de los géneros *Ceiba* y *Ficus*. En general, los bosques de zonas pantanosas o inundables tienen menor diversidad y una composición más homogénea, con mayor dominancia de algunas especies con respecto a los bosques de tierra firme (Duivenvoorden, 1995).

Bosques de arena blanca

Los bosques de arena blanca se encuentran localizados sobre sustratos específicos, en depósitos altamente lixiviados de arena blanca podzolizada, y representan aproximadamente el 3-5 % de la Amazonía, con una mayor presencia en el área superior del río Negro y las Guayanas (Adeney *et al.*, 2016). Como consecuencia de su área pequeña, fragmentada, y de la escasez de nutrientes, tienen una baja riqueza de especies (Ter Steege *et al.*, 2000; Ter Steege *et al.*, 2019) (especialmente en las Guayanas). No obstante, tienen un alto número de endemismos por la naturaleza de sus suelos (Adeney *et al.*, 2016). Son altamente sensibles a la degradación y la deforestación, ya que, debido a su fragmentación en pequeños parches, es posible que nunca recuperen las especies perdidas (Alonso *et al.*, 2013). Cabe señalar que sus comunidades en la Amazonía central siguen siendo inaccesibles y poco estudiadas (Adeney *et al.*, 2016; Moraes *et al.*, 2021). Los bosques de arena blanca registraron una riqueza de 1.536 especies en la cuenca, y comparten cerca del 30 % de esos taxones con otro tipo de bosque (Moraes *et al.*, 2021). En cuanto a las especies más comunes en este tipo de bosque, los estudios arrojaron que estas especies son *Eperua leucantha*, *Pachira brevipes*, *Catostemma* spp., *Eperua* spp., *Caraipa* spp., *Dicymbe* spp., *Licania* spp., *Micrandra sprucei* y *Haploclathra* spp. (Moraes *et al.*, 2021).

Los bosques de arena blanca tienen suelos extremadamente pobres en nutrientes, fuertemente lixiviados y que suelen estar drenados por aguas negras (Coomes y Grubb, 1996, 1998; Luizão *et al.*, 2007; Quesada *et al.*, 2009, 2011). En los podzoles, los complejos de aluminio, hierro y compuestos orgánicos forman una capa dura que impide la penetración de las raíces en los horizontes más profundos del suelo (Schoenholtz *et al.*, 2000), lo cual causa encharcamiento en la estación lluviosa (Bongers *et al.*, 1985; Medina *et al.*, 1990; Quesada *et al.*, 2011). En la estación seca, la parte superior del suelo se seca, debido a la baja capacidad de retención de agua

(Duivenvoorden y Lips, 1995; Williams *et al.*, 2002), lo que aumenta la mortalidad y disminuye las tasas de crecimiento de las plantas tropicales (Condit *et al.*, 1995; Forest y Turner, 1990; Veenendaal *et al.*, 1996). Períodos cortos de estrés hídrico son suficientes para provocar cambios importantes en la vegetación, no solo en la composición florística, sino también en la morfología y fisiología de las plantas (Peñuela-Mora, 2014).

La composición florística en zonas de arena blanca es significativamente diferente a la de tierra firme, y hay menos familias, géneros y especies indicadoras significativas (Stropp *et al.*, 2011). Además, los bosques de arena blanca de la Amazonía noroccidental están compuestos por linajes filogenéticamente relacionados, que dominan zonas de arena blanca del Escudo Guayanés (Guevara *et al.*, 2016). En este sentido, Annonaceae, Apocynaceae y Fabaceae fueron familias indicadoras de estos bosques (Stropp *et al.*, 2011), mientras que otras familias importantes fueron Palmae, Guttiferae, Bombacaceae y Apocynaceae en suelos podzolizados (Duivenvoorden, 1995). En contraste, en los afloramientos rocosos en el medio Caquetá y en el Trapecio Amazónico, las familias más diversas en estos parches de arenas blancas fueron Fabaceae, Burseraceae, Clusiaceae y Sapotaceae. En este tipo de ecosistema abundan los endemismos, y es frecuente que los bosques estén dominados por unas pocas especies (Peñuela-Mora, 2014).

Los bosques de arenas blancas se encuentran distribuidos en toda la cuenca amazónica, y es posible identificar especies o taxones indicadores de estos sitios. Los géneros de árboles que se encuentran típicamente en los bosques de arena blanca incluyen *Eperua*, *Micrandra*, *Clathrotropis*, *Dicymbe*, *Hevea*, *Aspidosperma*, *Protium*, *Licania*, *Pouteria* y *Swartzia* (Ter Steege *et al.*, 2013). Un primer grupo de vegetación son las áreas localizadas en el núcleo del Escudo Guayanés, en el cual hay un predominio de Fabaceae, especialmente de especies de los géneros *Eperua*, *Dicymbe*, *Elizabetha*, *Dicorynia*, *Alexa* o *Aldina*. El segundo grupo corresponde a bosques de arena blanca de la Amazonía central una región de confluencia de la flora del Escudo Guayanés y la Amazonía central, caracterizada por los géneros extremadamente raros y pobres en especies *Elvasia*, *Euphronia*, *Excellodendron* y *Chaetocarpus*. Un tercer grupo distintivo incluye comunidades que abarcan toda la Amazonía, el Escudo Guayanés y la Amazonía central y occidental, zonas similares en términos florísticos, a pesar de la gran distancia que las separa. Estas zonas están dominadas por géneros como *Adiscanthus*, *Lorostemon*, *Ambelania*, *Pachira* y *Cinchonopsis*. Por último, el cuarto grupo florístico está localizado en el alto río Negro, e incluye áreas de Colombia, Brasil y Venezuela, donde los grupos más notorios son *Couma*, *Parahancornia*, *Haploclathra*, *Micrandra*, *Dicymbe*, *Eperua* y *Emmotum* (Guevara *et al.*, 2016), A la vez, las transiciones florísticas en la Amazonía son bastante graduales entre las regiones geográficas, ya que las regiones adyacentes tienen una composición florística relativamente similar, y esta cambia gradualmente en grandes distancias geográficas (Guevara *et al.*, 2016).

En Colombia, en la transición del Escudo Guayanés y la Amazonía central en el Vaupés, a nivel de género, *Licania* fue el género más rico en especies en los bosques de arena blanca. Además, géneros como *Pouteria*, *Protium*, *Swartzia*, *Inga* y *Ocotea* también presentaron una notable diversidad, y *Eperua* se destacó con amplia diferencia como el género más abundante en los bosques de arena blanca, seguido de *Catostemma*, *Pachira* y *Micrandra* (Bernal *et al.*, 2016). Asimismo, Clavijo *et al.* (2009) encontraron que las familias con más especies fueron Fabaceae, Annonaceae y Moraceae, mientras que los géneros más diversificados fueron *Inga*, *Pouteria*, *Piper* y *Protium*. Por otro lado, en la región del río Negro se presentan bosques muy particulares sobre arenas blancas, dominados por la palma *Leopoldinia piassaba*, y en ellos también se incluyen en el estrato arbóreo las especies *Hevea guianensis*, *H. nitida*, *Couratari* sp., *Micropholis* sp., *Oenocarpus bataua*, *Virola theiodora*, *Ruizterania retusa* y *Poraqueiba sericea*, entre otras (Bernal *et al.*, 2016).

Bosques pantanosos

Existen bosques en zonas de inundación o aniego permanente que ocupan una superficie pequeña de la Amazonía (1 %). Esta vegetación es característica de formaciones grandes de palmares, como *Mauritia flexuosa*, *Oenocarpus bataua* y *Euterpe precatoria*. Su distribución no se encuentra restringida, y se ubican desde el piedemonte andino, en la llanura de tierras bajas (hasta los 500 m de altitud), vinculados mayoritariamente con aguas con un alto grado de estancamiento (Moraes *et al.*, 2021) e incluso en depresiones inundadas permanentemente en la sabana (*Mauritia flexuosa*) (Junk y Piedade, 2010; Junk *et al*., 2010).

La azonalidad de estos bosques en toda la cuenca amazónica se refleja en su variedad de localizaciones en extensas áreas pantanosas, tanto en zonas de várzea (planos de inundación de origen andino) como de igapó (planos de inundación de origen amazónico), dominadas por la palma *Mauritia flexuosa* y algunas de las especies acompañantes de los palmares de *Mauritia*, como *Euterpe precatoria*, *Elaeoluma glabrescens*, *Qualea* sp., *Licania* sp., Pachira sp., *Caryocar microcarpum*, *Couratari oligantha*, Amanoa oblongifolia, *Micrandra siphonioides*, *Tabebuia insignis*, *Virola* spp., Clusia spp., *Guatteria* spp., *Campnosperma gummiferum*, *Hevea nitida*, Bocageopsis multiflora, *Myrcia lucida*, Couma catingae y *Oenocarpus bataua*. Cabe tener en cuenta que, en el sur de la Amazonía, *Mauritia flexuosa* está acompañada de *Euterpe precatoria*, *Sacoglottis amazonica*, *Oenocarpus bataua*, *Virola* sp., *Macrolobium* sp. y *Sloanea* sp., entre otras (Bernal y Celis, 2016; Duivenvoorden, 1995). Por otro lado, algunas de las familias importantes son Palmae, Guttiferae, Bombacaceae y Apocynaceae (Duivenvoorden, 1995). Otros taxones importante a nivel de cuenca son: *Pachira nitida, Mauritia flexuosa, Euterpe precatoria, Oenocarpos bataua, Mauritiella armata, Tabebuia insignis, Iriartea deltoidea, Pentaclethra macroloba, Symphonia globulifera* y *Manicaria saccifera*.

4.2 Especies amenazadas o con restricciones

A continuación, se presentará información de interés sobre aquellas especies que poseen poblaciones reducidas, debido su uso y vínculo histórico con las poblaciones del territorio. Estas especie presentan restricciones o limitaciones de uso, debido al riesgo de extinción que enfrentan.

4.2.1 Categorías de amenaza de la UICN a nivel global

La Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (en adelante, UICN) es considerada la principal herramienta a nivel global para evaluar el estado de conservación de las especies, considerando su riesgo de extinción a través de umbrales claramente definidos (Cruz-Rodríguez *et al.*, 2018; López-Gallego y Morales-Morales, 2023). El objetivo de las categorías de amenaza es obtener una estimación relativa de la posibilidad de extinción de un taxón, con especial énfasis en las especies consideradas como amenazadas o de mayor riesgo de extincion. Así, es un indicador crítico del estado de la biodiversidad mundial, y permite informar, canalizar y priorizar acciones y medidas en favor de la conservación de determinados grupos taxonómicos. Además, pretende direccionar y fortalecer la toma de decisiones de los gobiernos e impulsar la creación y el cambio de políticas, para proteger los recursos forestales. Esta herramienta es usada a nivel internacional para evaluar los niveles de conservación de las especies, y a nivel nacional como indicador y termómetro que apalanca acciones técnicas o legislativas para la toma de decisiones asociadas a la gestión de la biodiversidad (López-Gallego y Morales-Morales, 2023). Esta herramienta realiza clasificaciones globales y nacionales de amenaza.

Una especie amenazada es aquella que evidencia una elevada reducción del tamaño global de su población, o su área de distribución, o aquella que experimenta fluctuaciones extremas en la

extensión de la presencia, el área de ocupación, el número de localidades o subpoblaciones, o el número de individuos maduros. Adicionalmente, su regeneración es escasa para compensar la mortalidad y aumentar la probabilidad de persistencia en el futuro, lo que pone en peligro sus poblaciones, y aumenta su riesgo de reducción y de una futura extinción (Díaz *et al.*, 2020; Flather *et al.*, 2003). Para el IFN se obtuvieron las categorías de amenaza mediante el contraste del listado de nombres científicos de especies con los listados de amenaza, los libros rojos y los datos espaciales de la UICN, y solo se consideraron como especies amenazadas aquellas que pertenecen a las categorías de vulnerable (en adelante, VU), en peligro (en adelante, EN) y en peligro crítico (en adelante, CR). Además, fuera de las especies amenazadas, se incluyó la presencia de especies en categorías superiores, como aquellas identificadas previamente como extintas con la finalidad de identificar posibles nuevos registros.

Se registraron un total de 54 (1,9 %) especies amenazadas bajo los criterios globales de la UICN para la región de la Amazonía, de las cuales 41 son VU, 12 están EN y una especie está clasificada como CR (tabla 11). Por otra parte, en el "Anexo 3. Número de registros, individuos y especies amenazadas, según los criterios globales de la UICN, por categorías de tamaño", se registran las diferencias entre registros, individuos y especies amenazadas por categorías de tamaño.

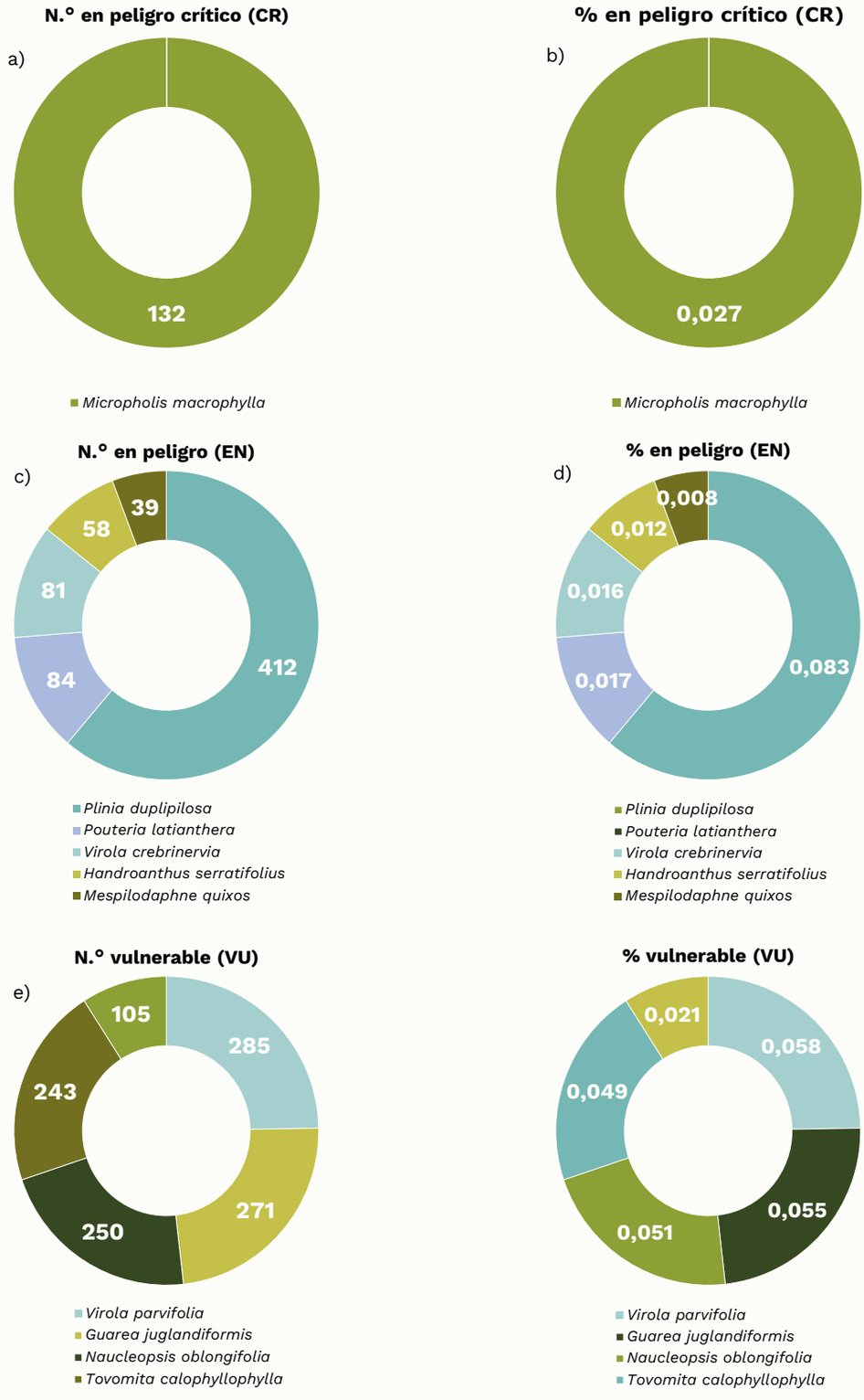
Tabla 11. Número de registros, individuos y especies amenazadas, según los criterios globales de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Categoría UICN Global	N.° de registros	N.° de especies	Abundancia	Abundancia (%)
CR	14	1	132	0.027%
EN	98	12	855	0.173%
VU	283	41	2.465	0.499%
NT (EX)	1	1	5	0.001
Total	396	55	3.456	0.699%

El bajo número de especies amenazadas globalmente, según los criterios de la UICN, podría atribuirse a la alta diversidad y rareza taxonómica, las escasas estimaciones de riesgo de extinción dentro de la cuenca y los periodos de actualización de los criterios de evaluación del riesgo de extinción. Esto es consistente con modelos de distribución espacial a la deforestación histórica y proyectada en la cuenca, los cuales determinaron que entre el 36 % y el 57 % de todas las especies de árboles en la cuenca amazónica podrían ser consideradas en la actualidad como globalmente amenazadas, según los criterios de la UICN si fuesen evaluadas, y esto traería como consecuencia el incremento del 22 % en el número de especies vegetales amenazadas en la Tierra actualmente (Steege *et al.*, 2015).

Es fundamental resaltar la presencia de la especie *Micropholis macrophylla*, al ser la única especie clasificada como CR a nivel global, así como de las especies *Plinia duplipilosa*, *Pouteria latianthera*, *Virola crebrinervia*, *Handroanthus serratifolius* y *Mespilodaphne quixos*, al ser las especies más abundantes clasificadas en la categoría EN (figura 19). Por otro lado, es fundamental dirigir esfuerzos hacia las especies amenazadas de menor abundancia clasificadas como EN, como lo son *Aspidosperma polyneuron*, *Myrcia neomacrophylla*, *Randia amazonasensis*, *Hirtella kuhlmannii* y *Pouteria fulva*, debido a sus reducidas poblaciones y su alto riesgo de extinción (figura 20).

Figura 19. Cinco especies de mayor abundancia amenazadas, según las categorías de amenaza global de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



En a), c) y e), **abundancia absoluta.**
En b), d) y f), **abundancia relativa.**

Figura 20. 5 especies de menor abundancia amenazadas, según las categorías de amenaza global de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



Por otro lado, cabe hacer una mención especial para la especie *Chrysophyllum januariens*, especie endémica de Brasil y nativa de Río de Janeiro, un árbol con presencia en el bosque húmedo tropical, el bosque ombrófilo y árboles de restinga (vegetación sobre bancos de arena) asociados a la Mata Atlántica, en los estados de Bahía, Espíritu Santo y Río de Janeiro en Brasil. Esta especie tiene distribución en la costa atlántica brasileña, pero presenta baja densidad poblacional (Kurtz *et al.*, 2009; Sá y Araújo, 2009; Sá, 2002) y ausencia de registros biológicos en su localidad tipo (Río de Janeiro) desde finales del siglo XIX hasta 1987. En este orden, la especie estuvo restringida a su espécimen tipo (recolectado por Glaziou en 1869 en Cosme Velho, situado en Laranjeiras, en la ciudad de Río de Janeiro) durante más de cien años. Adicionalmente, la especie sufre una pérdida de hábitat como consecuencia de la deforestación por causa de la especulación inmobiliaria, la extracción de arena, el turismo depredador, el avance de la frontera agrícola, la introducción de especies exóticas y la recolección selectiva de especies vegetales de interés paisajístico

(De Almeida Palazzo *et al.*, 2012; UICN, 2025). Considerando lo anterior, la especie fue declarada extinta (EX) en 1998 (De Almeida Palazzo *et al.*, 2012; UICN, 2025).

Sin embargo, desde entonces se han realizado varias colectas en localidades previamente documentadas (Río de Janeiro), en nuevas localidades (Espírito Santo y Bahía), asociada de forma espontánea a bosques húmedos tropicales, restingas y la Mata Atlantica. Además, desde su redescubrimiento (1987), ha tenido presencia constante (última en 2023 en Espírito Santo) en herbarios, con ocurrencias en fitofisonomías de bosques fragmentados (De Almeida Palazzo *et al.*, 2012; UICN, 2025).

En consecuencia, el 25 junio de 2019 la UICN realiza una nueva recategorización de la especie y la publica en el año 2025 como casi amenazada (NT). La especie es un taxón que se adapta a lugares que presentan diferencias térmicas más constantes, mayores precipitaciones en los meses más húmedos, y, como lo evidencia la correlación de su presencia con la altitud, la especie puede ocurrir más fácilmente en ambientes de gran altitud y en áreas protegidas debido a las condiciones microclimáticas de estos ambientes (Vila Nova de Lima, 2017). Es por esto por lo que es fundamental desarrollar estudios poblaciones y el monitoreo constante de la especie para evaluar su actualidad y tomar las medidas de conservación y manejo requeridas.

4.2.2 Restricciones de la Cites

La Cites es un acuerdo internacional concertado entre los Gobiernos miembros de las partes, que tiene por finalidad velar por que el comercio internacional de especímenes de animales y plantas silvestres no constituya una amenaza para la supervivencia de las especies. La Cites se redactó como resultado de una resolución aprobada en una reunión de los miembros de la UICN, celebrada en 1963. El texto de la Convención fue finalmente acordado en una reunión de representantes de ochenta países, celebrada en Washington D. C., Estados Unidos de América, el 3 de marzo de 1973 y entró en vigor el 1 de julio de 1975 (Cites, 2024b).

Las especies amparadas por la Cites están incluidas en 3 apéndices, según el grado de protección que necesiten. En el "Apéndice I" se incluyen todas las especies en peligro de extinción, y el comercio de esas especies se autoriza solamente bajo circunstancias excepcionales. Por su parte, en el "Apéndice II" se incluyen especies que no se encuentran necesariamente en peligro de extinción, pero cuyo comercio debe controlarse, a fin de evitar una utilización incompatible con su supervivencia. Finalmente, en el "Apéndice III" se incluyen especies que están protegidas al menos en un país, el cual ha solicitado la asistencia de otras partes en la Cites para controlar su comercio —este funciona de forma diferente, ya que cada parte tiene derecho a adoptar enmiendas unilaterales para ello— (Cites, 2024a).

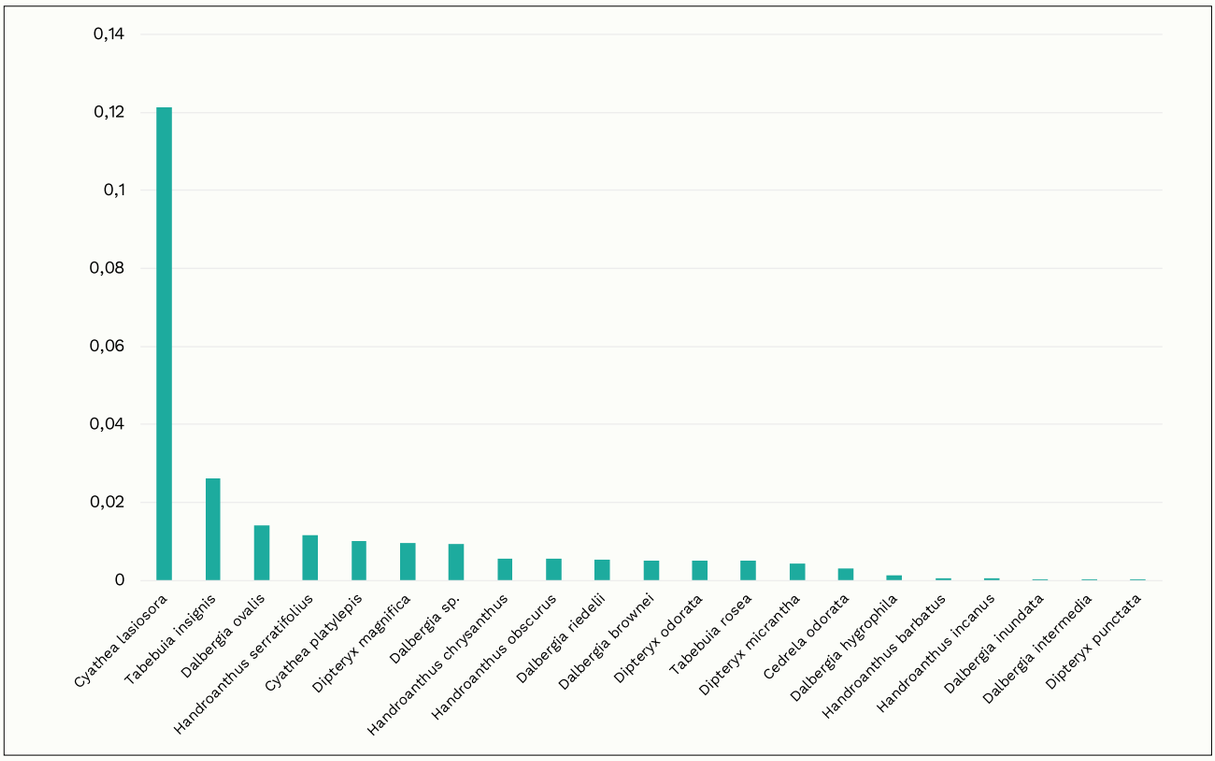
Para el desarrollo del IFN se realizó el contraste del listado de nombres científicos con los listados de los apéndices de la Cites. Así, para la región de la Amazonía colombiana, y teniendo en cuenta todas las categorías de tamaño, se registraron un total de veintiuna especies con restricciones según los criterios de la Cites, todas clasificadas en el "Apéndice II". Cabe destacar que dentro de estas veintiuna especies se encuentran las 5 especies más abundantes de la Amazonía colombiana: *Cyathea lasiosora*, *Tabebuia insignis*, *Dalbergia ovalis*, *Handroanthus serratifolius* y *Cyathea platylepis*; así como las 5 menos abundantes: Dipteryx punctata, *Dalbergia intermedia*, *Dalbergia inundata*, *Handroanthus incanus* y *Handroanthus barbatus*.

En la tabla 12 se consignan las diferencias de registros y abundancias de las veintiuna especies con restricciones de la Cites. En el "Anexo 4. Número de registros, individuos y especies con restricciones, según los criterios de la Cites, por categorías de tamaño" se describen con mayor detalle las diferencias de registros y la abundancia para todas las categorías de tamaño discriminadas.

Tabla 12. Número de registros, individuos y especies con restricciones, según los criterios de la Cites y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Especie	Categoría	N.° de registros	Abundancia	% de abundancia
Cyathea lasiosora	Apéndice II	24	600	0,1214
Tabebuia insignis	Apéndice II	6	130	0,0262
Dalbergia ovalis	Apéndice II	7	69	0,0140
Handroanthus serratifolius	Apéndice II	12	58	0,0116
Cyathea platylepis	Apéndice II	2	50	0,0101
Dipteryx magnifica	Apéndice II	9	47	0,0096
Dalbergia sp.	Apéndice II	8	46	0,0094
Handroanthus chrysanthus	Apéndice II	4	28	0,0057
Handroanthus obscurus	Apéndice II	4	28	0,0057
Dalbergia riedelii	Apéndice II	2	26	0,0053
Dalbergia brownei	Apéndice II	1	25	0,0051
Dipteryx odorata	Apéndice II	1	25	0,0051
Tabebuia rosea	Apéndice II	1	25	0,0051
Dipteryx micrantha	Apéndice II	10	21	0,0042
Cedrela odorata	Apéndice II	4	15	0,0030
Dalbergia hygrophila	Apéndice II	3	7	0,0013
Handroanthus barbatus	Apéndice II	3	3	0,0006
Handroanthus incanus	Apéndice II	3	3	0,0006
Dalbergia inundata	Apéndice II	2	2	0,0004
Dalbergia intermedia	Apéndice II	1	1	0,0002
Dipteryx punctata	Apéndice II	1	1	0,0002
TOTAL		**108**	**1209**	**0,24**

Figura 21. Abundancia relativa de especies, según las restricciones del "Apéndice II" de la Cites para todas las categorías de tamaño y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



4.2.3 Categorías de amenaza según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente

A partir del 6 de febrero de 2024 el Minambiente renovó el listado de especies amenazadas para el país mediante la Resolución 0126 de 2024. La última actualización de este listado databa de 2017, es decir, llevaba 7 años vigente. Esta nueva versión de 2024 incluye especies continentales y marino-costeras. La nueva lista incluye 611 nuevos taxones de plantas amenazadas, y se retiraron 163 especies de la anterior; adicionalmente, 96 especies cambiaron de categoría. Las listas rojas o de especies amenazadas pueden tener carácter nacional, regional o global. En este caso, la expedida por el Ministerio cubre el ámbito nacional para Colombia. Cabe tener en cuenta que las categorías y criterios de estas listas fueron establecidos por la UICN en 1964, y determinan qué tan cerca está una especie de la extinción (SIB, 2024).

En la región de la Amazonía se registraron un total de 11 especies amenazadas para todas las categorías de tamaño juntas, a través del listado de especies amenazadas para el país mediante la Resolución 0126 de 2024. En la tabla 13, se presentan las diferencias por categoría de amenaza para todas las categorías de tamaño de juntas; en la tabla 14 y la figura 22, se evidencian las diferencias de categorías, registros y abundancias para las 11 especies amenazadas. Además, en el "Anexo 5. Número de registros, especies y abundancias para las categorías de amenaza de la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente", se encuentran las diferencias entre categorías de tamaño, y en el "Anexo 6. Especies amenazadas, por categorías de tamaño, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente" las diferencias entre especies por categorías de tamaño.

Tabla 13. Número de registros, individuos y especies por categoría de amenaza, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

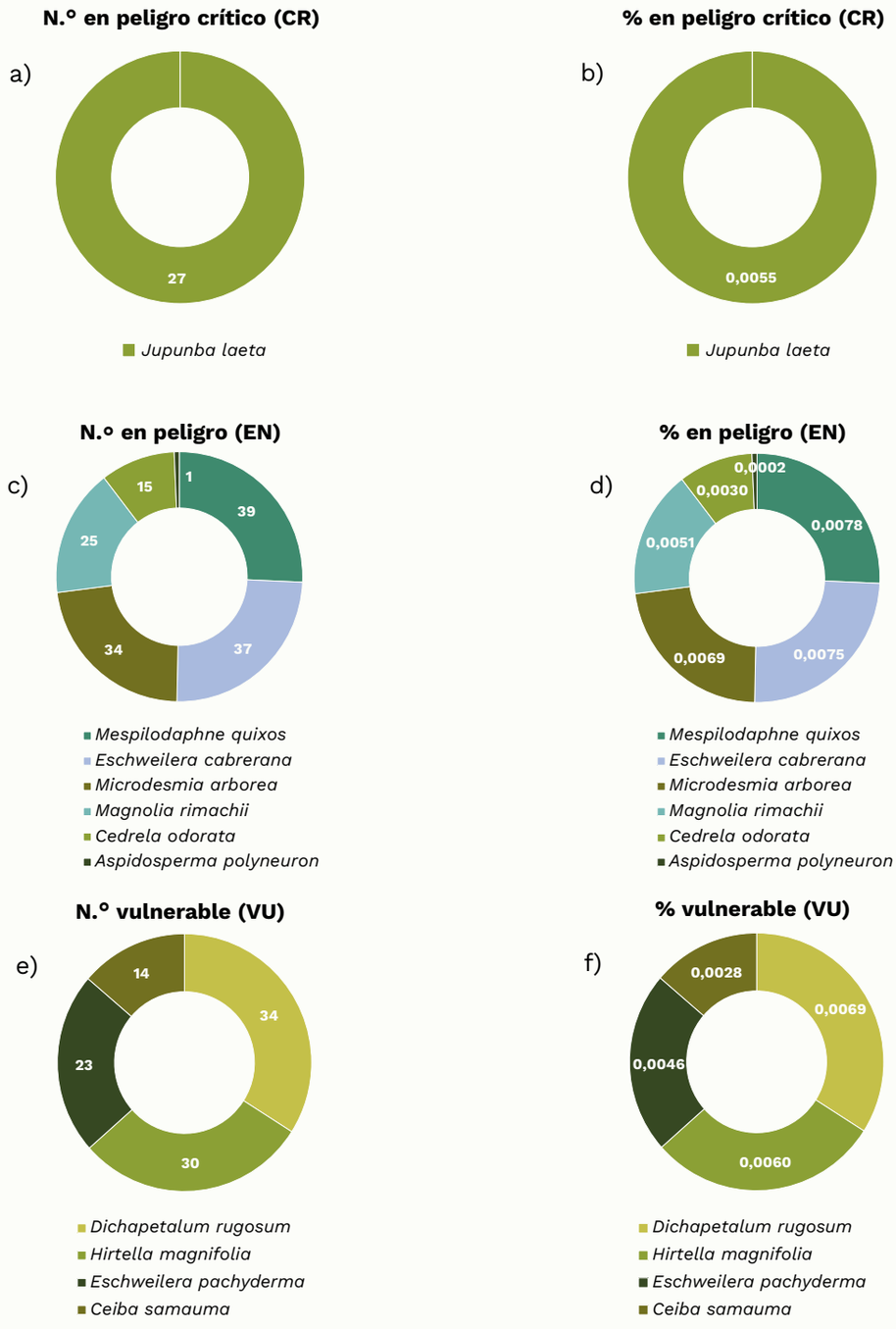
Categorías Res. 0126 de 2024	N.° de registros	N.° de especies	Abundancia	% de abundancia
CR	3	1	27	0,01
EN	25	6	151	0,03
VU	13	4	100	0,02
Total	41	11	278	0,06

Tabla 14. Especies amenazadas, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Especie	Categoría	N.° de registros	Abundancia	% de abundancia
Jupunba laeta	CR	3	27	0,0055
Aspidosperma polyneuron	EN	1	1	0,0002
Cedrela odorata	EN	4	15	0,0030
Eschweilera cabrerana	EN	12	37	0,0075
Magnolia rimachii	EN	1	25	0,0051
Mespilodaphne quixos	EN	4	39	0,0079
Microdesmia arborea	EN	3	34	0,0069
Ceiba samauma	VU	3	14	0,0028
Dichapetalum rugosum	VU	3	34	0,0069
Eschweilera pachyderma	VU	5	23	0,0047
Hirtella magnifolia	VU	2	30	0,0061
TOTAL		**41**	**279**	**0,06**

En la región de la Amazonía, se destaca la presencia de las siguientes especies amenazadas de alto riesgo y con baja abundancia: *Jupunba laeta*, *Aspidosperma polyneuron*, *Cedrela odorata*, *Magnolia rimachii* y *Ceiba samauma*. En la figura 22 se evidencia la totalidad de las especies amenazadas, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente para la región de la Amazonía.

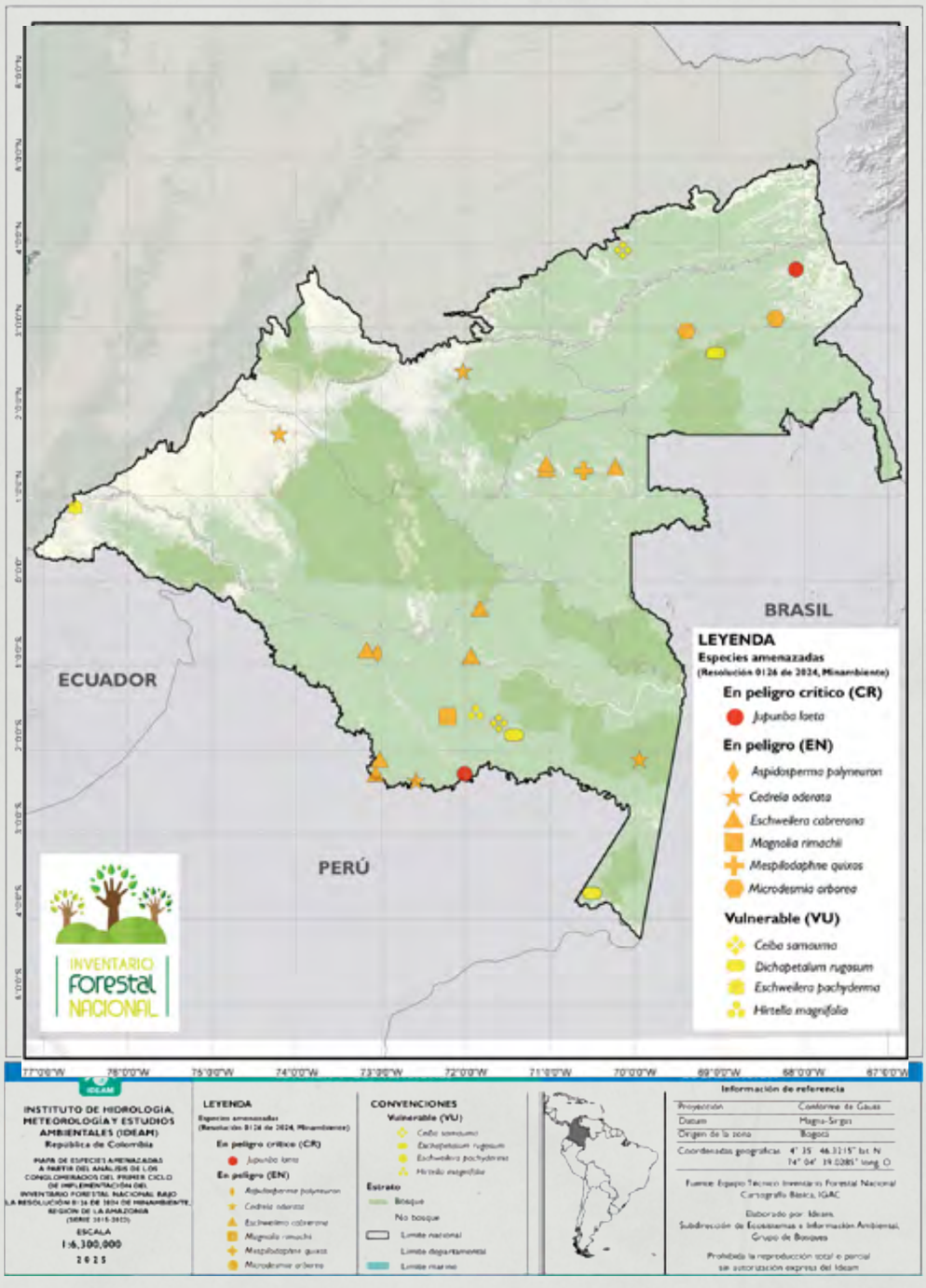
Figura 22. Abundancia de especies amenazadas, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



En a), c), e), abundancia absoluta.
En b), d), f), abundancia relativa.

La distribución de las categorías de amenaza (Resolución 0126 de 2024, Minambiente) por conglomerado evidencia la concentración mayoritaria de las categorías de amenaza de mayor riesgo, CR y EN, en el centro de la región en los departamentos de Amazonas y Guaviare, y sobre el oriente de la región en los departamentos de Amazonas, Vaupés y Guainía. En contraste, la categoría VU se localiza al suroriente y nororiente de la región, en los departamentos de Amazonas y Guainía-Vichada, respectivamente. En la figura 23 se observan las diferencias en la distribución geográfica de las categorías de amenaza y especies amenazadas en la región de la Amazonía.

Figura 23. Distribución de las especies amenazadas, por conglomerado, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



4.2.4 Resoluciones de veda para las corporaciones en jurisdicción de la región

Las vedas son una herramienta para la regulación del uso o aprovechamiento de ciertas especies, grupos taxonómicos o productos de la flora en el territorio a nivel regional o nacional, especialmente de aquellos taxones que se han identificado con alguna categoría de vulnerabilidad o amenaza para su conservación (Alcaldía de Cali, 2021). Además de crear restricciones para el uso, el establecimiento de vedas regionales busca crear un mecanismo de investigación, propagación y restauración, para que, de esta manera, cuando algún particular, organización o empresa requiera el aprovechamiento de alguna especie vedada, deba primero desarrollar acciones de manejo orientadas a su conservación (Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare [en adelante, Cornare], 2020).

Se registraron un total de 6 actos administrativos de veda (resoluciones y acuerdos), 5 de carácter regional y uno de carácter nacional, para 3 corporaciones autónomas regionales y un instituto de carácter nacional ya extinto (Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente [en adelante, Inderena]). La institución con el mayor número de especies e individuos vedados fue el conjunto de Inderena-Corporinoquía, con 5 especies (1.550 individuos) (Resolución 0801 del 24 de junio de 1977 y Resolución 0687 del 22 de diciembre de 1997). El segundo lugar lo ocupó la Coporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonía (en adelante, Corpoamazonía), con 4 especies vedadas (932 individuos) (Resolución 1057 del 13 de diciembre de 1999, Resolución 1245 del 19 de diciembre de 2006 y Resolución 110 del 12 de febrero de 2015).

Para el análisis de veda presente en este libro, se realizó una descarga de los listados de especies vedadas de las CAR y de la ANLA, y se contrastaron con los listados de nombres científicos provenientes del IFN. Es importante resaltar que, de las 5 corporaciones autónomas regionales con jurisdicción en la región, 2 no presentan resoluciones de veda para árboles, palmas y helechos arborescentes: la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena (en adelante, Cormacarena) y la Corporación para el Desarrollo Sostenible para el Norte y Oriente Amazónico (en adelante, CDA). En la tabla 15 se registran las diferencias entre registros, individuos y especies para cada uno de los actos administrativos de veda emitidos por las corporaciones de la región, y en el "Anexo 7. Actos administrativos de veda por categorías de tamaño para las corporaciones en jurisdicción de la región de la Amazonía" se encuentran las diferencias de registros, especies y abundancia de los actos administrativos por categoría de tamaño.

Tabla 15. Distribución de las especies amenazadas, por conglomerado, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Entidad que veda	Resolución	Reg.	Esp.	% de esp.	Abundancia	% de abundancia
Corpoamazonía	Resolución 1057 de 13/12/1999	5	1	0,03	23	0,01
	Resolución 1245 de 19/12/2006	117	1	0,03	856	0,17
	Resolución 110 de 12/02/2015	7	2	0,07	53	0,01

Entidad que veda	Resolución	Reg.	Esp.	% de esp.	Abundancia	% de abundancia
Total de Corpoamazonía		129	4	0,14	932	0,19
Corporinoquía	Resolución 0687 de 22/12/1997	6	1	0,03	109	0,02
Total de Corporinoquía		6	1	0,03	109	0,02
Corporinoquía/ Inderena	Resolución 0801 de 24 de junio de 1977, Resolución 0687 de 22/12/1997	62	5	0,17	1.550	0,31
Total de Corporinoquía/Inderena		62	5	0,17	1.550	0,31
CRC	Acuerdo 17 de 11/06/1973	5	2	0,07	64	0,01
Total de CRC		5	2	0,07	64	0,01
Total general		**202**	**12**	**0,41**	**2.655**	**0,53**

Especies vedadas en jurisdicción de la región

Para el presente análisis una especie vedada en jurisdicción de la región corresponde a aquella que posee una restricción (nacional o regional) por alguna de las corporaciones autónomas en jurisdicción de la región natural de la Amazonía, pero que no necesariamente se encuentran en jurisdicción de la corporación que impone la medida. Por ejemplo, es el caso de una especie que tenga una veda por la CDA, pero que se encuentra localizada geográficamente fuera de su jurisdicción. Esta medida permite dar elementos técnicos de manejo para la articulación institucional efectiva, y generar lineamientos para implementar medidas conjuntas de protección desde un enfoque regional.

En este sentido, se registraron un total de 12 especies con alguna o varias vedas dentro de la jurisdicción de la región. Es importante resaltar la presencia de los taxones pertenecientes al grupo de los helechos arborescentes, correspondiente a la familia Cyatheaceae, los cuales registran una veda regional por la Corporación Autónoma Regional de la Orinoquia (en adelante, Corporinoquía) y una de carácter nacional por parte del extinto Inderena y adoptada por el Minambiente. Las vedas asociadas a los helechos arborescentes se encuentran establecidas a nivel de las familias Cyatheaceae y Discksoniaceae sin discriminar géneros ni especies.

Las especies vedadas con el mayor número de individuos registrados fueron *Iriartea deltoidea* (856 individuos), seguida de *Cyathea traillii* (850 individuos) y *Cyathea lasiosora* (600 individuos). En la tabla 16 se registran las principales diferencias de registros y abundancias para cada una de las especies con alguna o varias vedas dentro de la región de la Amazonía, y en el “Anexo 8. Especies, registros y abundancias por categorías de tamaño para las especies vedadas por alguna corporación en jurisdicción de la región natural de la Amazonía” las diferencias de especies vedadas regionalmente por categoría de tamaño.



Iriartea deltoidea

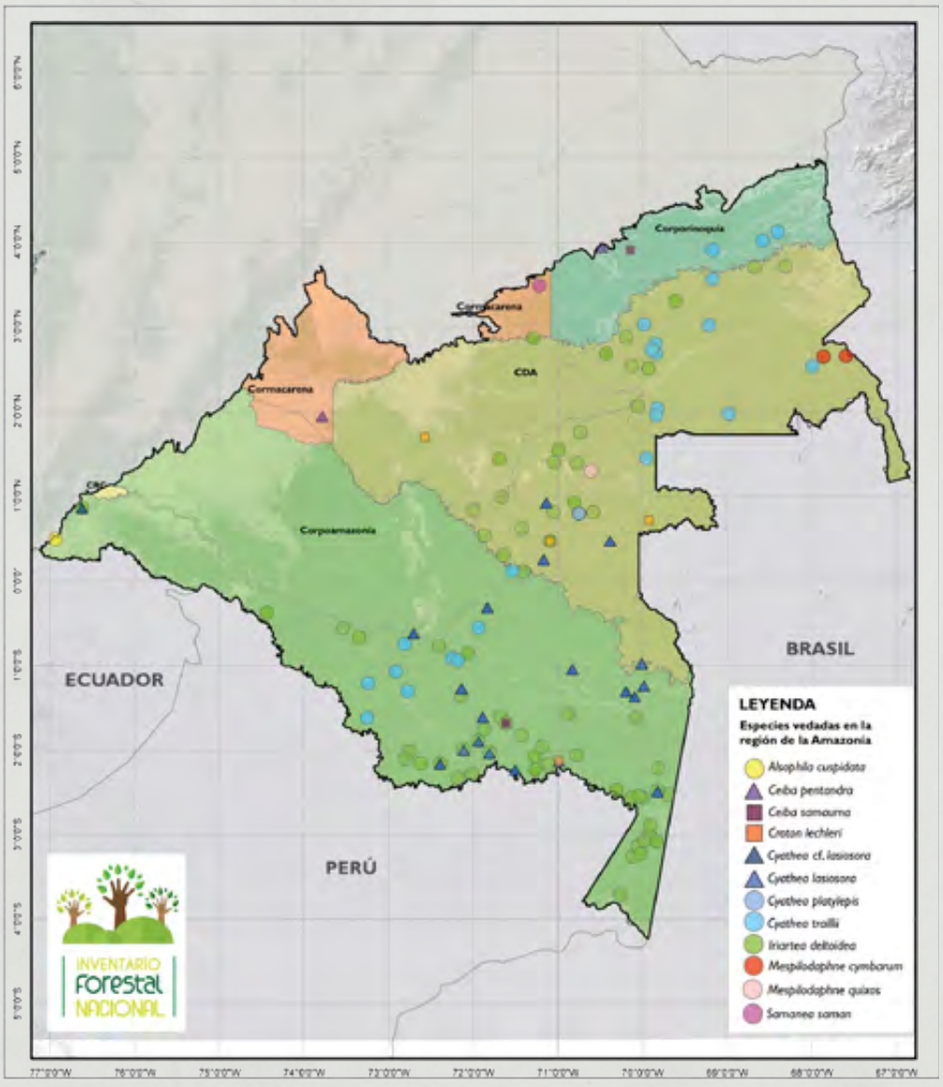
Tabla 16. Especies vedadas por alguna corporación con jurisdicción en la región, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Entidad que veda	Especie	N.° de reg.	N.° de spp.	% de spp.	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)
Corpoamazonía	*Ceiba samauma*	3	1	0,034	14	0,003
	Croton lechleri	5	1	0,034	23	0,005
	Iriartea deltoidea	117	1	0,034	856	0,173
	Mespilodaphne quixos	4	1	0,034	39	0,008
Total de Corpoamazonía		129	4	0,136	932	0,189
Corporinoquía	*Mespilodaphne cymbarum*	6	1	0,034	109	0,022
Total de Corporinoquía		6	1	0,034	109	0,022
Corporinoquía-Inderena	*Alsophila cuspidata*	1	1	0,034	25	0,001
Corporinoquía-Inderena	*Cyathea* cf. *lasiosora*	1	1	0,034	25	0,005
Corporinoquía-Inderena	*Cyathea lasiosora*	24	1	0,034	600	0,121
Corporinoquía-Inderena	*Cyathea platylepis*	2	1	0,034	50	0,01
Corporinoquía-Inderena	*Cyathea traillii*	34	1	0,034	850	0,172
Total de Corporinoquía-Inderena		62	5	0,17	1.550	0,309
CRC	*Ceiba pentandra*	3	1	0,034	55	0,011
CRC	*Samanea saman*	2	1	0,034	9	0,002
Total de CRC		5	2	0,068	64	0,013
Total general		202	12	0,408	2.655	0,533

En cuanto a la distribución de estas especies, es importante mencionar que solo un grupo reducido de especies vedadas tienen distribuciones amplias en toda la región. En este grupo se encuentran la especie *Iriartea deltoidea* con su amplia distribución en el sur de la Amazonía (y en toda la región) y los helechos arborescentes de las especies *Cyathea* cf. *lasiosora*, *Cyathea lasiosora* y *Cyathea trailli* sobre toda la región. En contraste, existen especies con distribuciones muy localizadas, como *Alsophila cuspidata*, *Ceiba pentandra*, *Ceiba samauma*, *Croton lechleri*, *Cyathea platylepis*, *Mespilodaphne quixos* y *Mespilodaphne cymbarum*, sobre las cuales es necesario evaluar la necesidad de extender las medidas de veda en otras corporaciones para evitar futuras movilizaciones (figura 24).

Además, es fundamental mencionar la ausencia de todas las especies vedadas en zonas como el arco de deforestación (Putumayo, Caquetá, Guaviare y Meta), el departamento de Guainía (Puerto Colombia e Inírida), Vaupés (Pacoa y Taraira) y Amazonas (La Victoria, Mirití Paraná, Puerto Arica y Puerto Alegría). En la figura 24 se muestran las diferencias en la distribución de especies vedadas por alguna corporación con presencia en la región de la Amazonía.

Figura 24. Distribución de las especies vedadas por alguna CAR, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía





Iriartea deltoidea



Cyathea lasiosora

Especies vedadas en jurisdicción de las CAR

Para el presente análisis una especie vedada en jurisdicción de la corporación debe cumplir dos condiciones: 1) poseer una restricción (nacional o regional) por alguna de las corporaciones autónomas en jurisdicción de la región natural de la Amazonía y 2) localizarse dentro de la jurisdicción de la corporación que impone la medida. Por ejemplo, una especie que tenga una veda por la CDA y que se encuentre localizada geográficamente dentro de su jurisdicción cumpliría con ambos requisitos. Esta medida permite tener elementos técnicos para analizar la efectividad de las medidas de veda vigentes y su impacto positivo o negativo en el crecimiento de las poblaciones.

A través de un ejercicio cartográfico se realizó un cruce entre la información espacial de los polígonos de jurisdicción de las corporaciones ambientales y los conglomerados establecidos por el IFN en la región de la Amazonía. Lo anterior, con la finalidad de validar las especies que efectivamente se encontraban vedadas y en jurisdicción de la corporación que emitió el acto administrativo correspondiente. De tal manera, se encontró un total de 9 especies vedadas en jurisdicción de las corporaciones y el Minambiente, una de ellas con veda regional y nacional (*Cyathea traillii*). Además, se resaltan 5 especies de helechos arborescentes que tienen una veda de carácter nacional, y, por ende, su presencia fue considerada en jurisdicción de toda la región. Las especies vedadas con mayor abundancia fueron *Cyathea traillii* (850 individuos), *Cyathea lasiosora* (600 individuos) e *Iriartea deltoidea* (414 individuos); en cambio, las de menor abundancia fueron *Croton lechleri* (5 individuos), *Alsophila cuspidata* (25 individuos) y *Ceiba samauma* (9 individuos). En la tabla 17, se presentan las diferencias de registros y abundancias para las especies vedadas en jurisdicción de las corporaciones que imponen la medida, y en el "Anexo 9. Especies, registros y abundancias por categorías de tamaño para las especies vedadas en jurisdicción de la corporación que emite la medida" se presentan las diferencias entre las especies vedadas en jurisdicción de la corporación por categoría de tamaño.

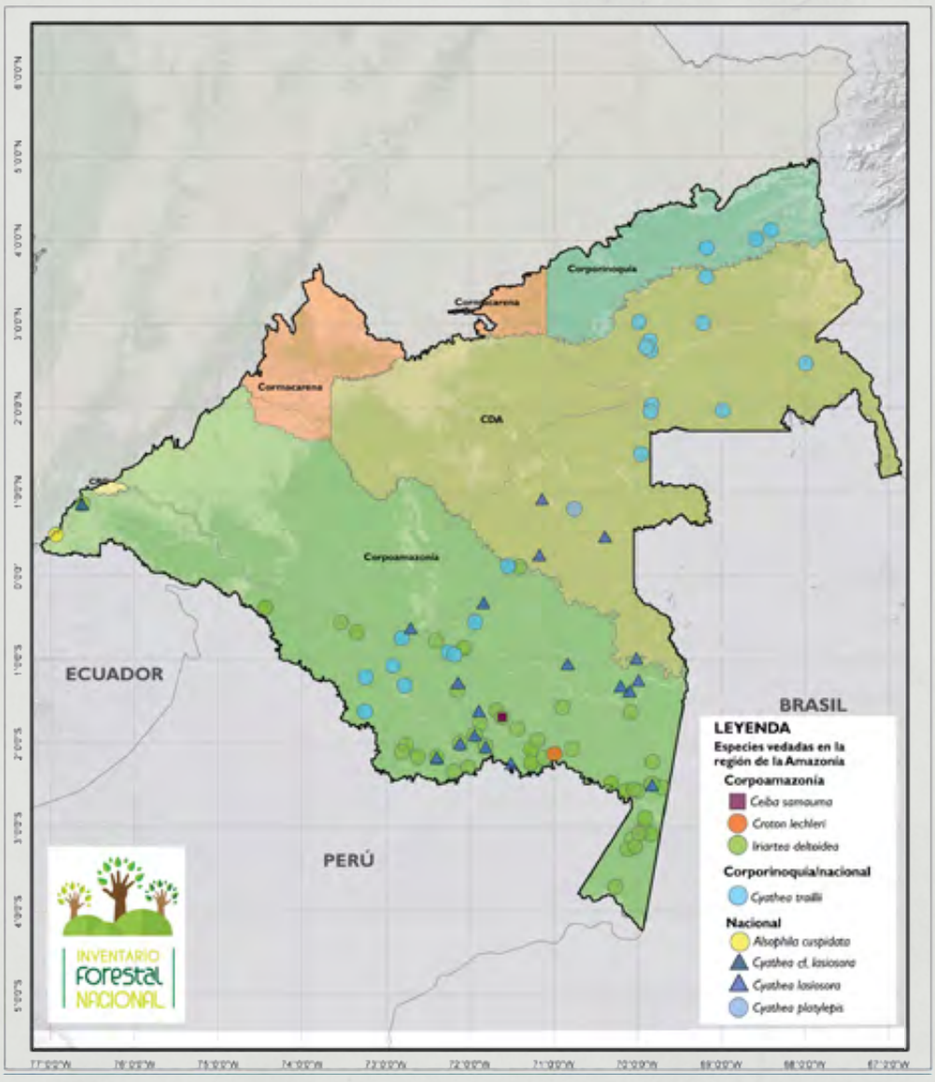
Tabla 17. Especies vedadas en jurisdicción de las corporaciones con presencia en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN

Entidad que veda	Especie	N.° de reg.	N.° de spp.	% de spp.	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)
Corpoamazonía	*Ceiba samauma*	2	1	0,034	9	0,002
	Croton lechleri	1	1	0,034	5	0,001
	Iriartea deltoidea	65	1	0,034	414	0,084
Total de Corpoamazonía		68	3	0,102	428	0,087
Corporinoquía	*Cyathea traillii*	4	1	0,034	100	0,02
Total de Corporinoquía		4	1	0,034	100	0,02
Inderena	*Alsophila cuspidata*	1	1	0,034	25	0,001
Inderena	*Cyathea* cf. *lasiosora*	1	1	0,034	25	0,005
Inderena	*Cyathea lasiosora*	24	1	0,034	600	0,121
Inderena	*Cyathea platylepis*	2	1	0,034	50	0,01
Inderena	*Cyathea traillii*	34	1	0,034	850	0,172
Total de Inderena		62	5	0,17	1.530	0,309
Total general		134	9	0,306	2.078	0,416

En alusión a las especies con vedas en jurisdicción de las corporaciones (no de la región), se registra la influencia del el efecto positivo de la veda de Corporamazonía en el tamaño poblacional de la especie *Iriartea deltoidea*, excepto en el arco de deforestación donde es posible evidenciar la acción antrópica en la reducción de la población. Asimismo, es posible observar poblaciones significativas de los helechos arborescentes del género *Cyathea*, a raíz de la veda nacional. En la figura 25, es posible evidenciar que la mayoría de las especies vedadas por alguna corporación de la región se encuentran fuera de la jurisdicción de la autoridad que la emite.

Lo anterior evidencia la necesidad de articular las medidas de veda entre todas las corporaciones de la Amazonía colombiana y proteger las poblaciones desde un enfoque regional. En contraste, el resto de las especies presenta distribuciones reducidas y localizadas, lo que evidencia una baja efectividad de las medidas de veda. En la figura 25 se observan las diferencias en la distribución de las especies con vedas en jurisdicción de las corporaciones. Además, es fundamental resaltar el papel de las vedas nacionales en la protección de la diversidad a nivel regional, ya que logran restringir el uso en el territorio tanto regional como nacional y evitan la creación de medidas individuales por corporación.

Figura 25. Distribución de las especies vedadas en jurisdicción de las CAR con presencia en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN



4.3 Núcleos Activos de Deforestación

Los Núcleos Activos de Deforestación (NAD) son áreas localizadas en frentes de colonización, con acelerados procesos de deforestación, que tienen una importante oferta forestal de productos maderables y no maderables. Estos lugares cuentan con vías de acceso (fluvial o terrestre), mercados forestales presentes y oportunidades de crecimiento. Además, en ellos existen comunidades que viven en medio de los más altos índices de necesidades básicas insatisfechas, marginalidad y violencia.

En estos núcleos el bosque es el componente principal en el proceso de diseño y planificación de uso del territorio, y orienta la definición de áreas de restauración con especies forestales valiosas, corredores biológicos, sistemas agroforestales, reconversión ganadera, turismo de naturaleza, plantaciones, educación ambiental, PSA (IFA, AIRE), regeneración natural y mercado de carbono (Visión Amazonía, 2022). Esta iniciativa comienza en el 2017 y se ha venido consolidando a través de los años desde entonces.

El Ideam, a través del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono (en adelante, SMByC), ha venido realizando, desde el año 2010, y mediante imágenes de satélite, el seguimiento de las dinámicas naturales y antrópicas que se dan sobre los bosques naturales de Colombia. Estos estudios han permitido identificar puntos activos de deforestación. Las estadísticas publicadas en los boletines trimestrales de detecciones tempranas de deforestación (en adelante, DTD) contienen la información a nivel nacional, departamental, municipal, veredal y por NAD (Minambiente *et al.*, 2023).

Dada la relevancia de establecer el comportamiento de las dinámicas poblacionales de las especies forestales en los NAD, en este capítulo se presentarán los principales resultados del análisis realizado sobre la “Capa de Núcleos de Deforestación, 2014-2022, versión1-23 de oct. de 2023[2] y su cruce con la muestra del primer ciclo de implementación del IFN en la región de la Amazonía (Minambiente *et al.*, 2023).

Registros, especies y abundancias para los NAD

Con base en lo anterior, se realizó un cruce geográfico entre la capa de los NAD y los conglomerados del IFN. Como consecuencia, se registraron un total de 11 NAD dentro de la región de la Amazonía con presencia de conglomerados. El NAD que registró el mayor número de especies fue Nukak con 175, seguido de Marginal de la Selva con 89 y Puerto Príncipe con 76, mientras que el núcleo con el menor número de especies fue La Julia-El Placer con 4, seguido del PNN Tinigua con 25 y Macarena Norte con 29. En la tabla 18 se observan las diferencias de registros, individuos y especies para cada uno de los núcleos activos de deforestación, y en el “Anexo 10. Especies, registros y abundancias en los NAD en la región de la Amazonía por categorías de tamaño” las diferencias por categoría de tamaño.

[2] Documento interno del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono del Ideam.

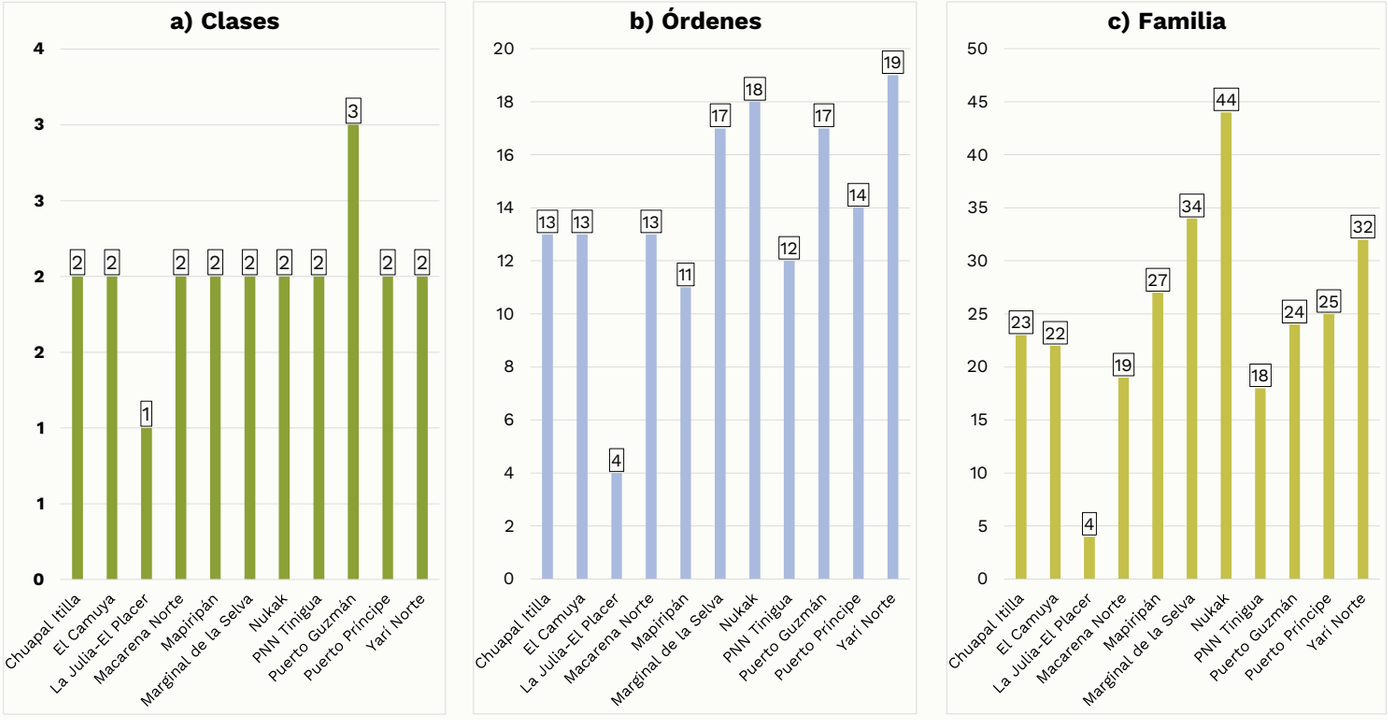
Tabla 18. Registros, especies y abundancias en los NAD en la región de la Amazonía

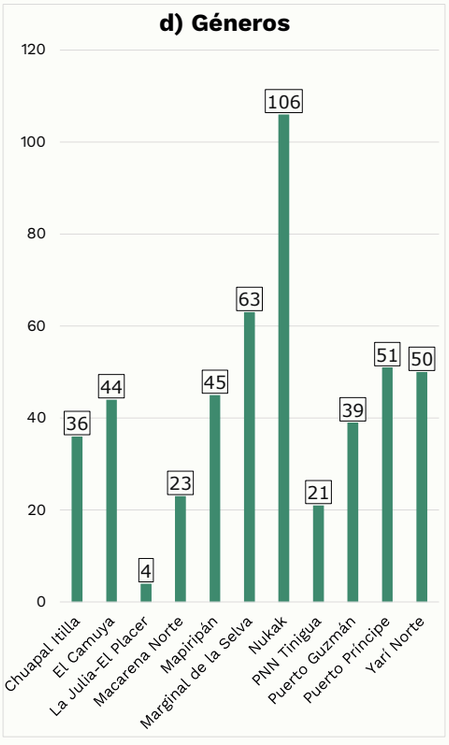
NAD	N.° de registros	N.° de especies	% de especies	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)
Chuapal Itilla	59	44	1,5	584	0,12
El Camuya	83	45	1,5	1.045	0,21
La Julia-El Placer	4	4	0,1	39	0,01
Macarena Norte	76	29	1,0	574	0,12
Mapiripán	210	54	1,9	1.531	0,31
Marginal de la Selva	228	89	3,1	2.326	0,47
Nukak	405	175	6,0	4.537	0,92
PNN Tinigua	55	24	0,8	293	0,06
Puerto Guzmán	93	46	1,6	978	0,20
Puerto Príncipe	183	76	2,6	1.891	0,38
Yarí Norte	108	63	2,2	1.094	0,22

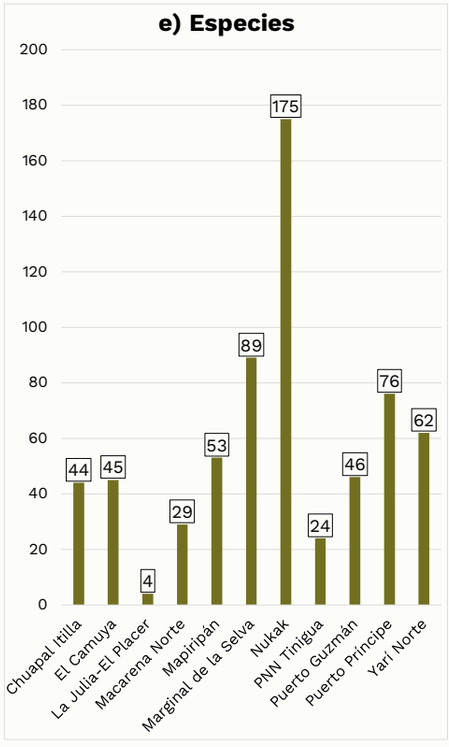
En lo que concierne a las demás categorías taxonómicas superiores (clase y orden), todos los núcleos registran el mismo número de órdenes taxonómicos (2) para todas las categorías de tamaño juntas. En lo referente a los órdenes, los núcleos con el mayor número son Yarí Norte con 19, seguido de Nukak con 18, Marginal de la Selva-Puerto Guzmán con 17. En cambio, los núcleos con el menor número de órdenes son La Julia-El Placer con 4, seguido de Mapiripán con 11 y el PNN Tinigua con 12.

Por su parte, en lo referente a la taxonomía de las categorías inferiores (familia, género y especie), el núcleo con mayor número de familias botánicas fue Nukak con 44, seguido de Marginal de la Selva con 34 y Yarí Norte con 32. En cambio, los núcleos con menor número de familias fueron La Julia-El Placer con 4, seguido del PNN Tinigua con 18 y Macarena Norte con 19. Este patrón es similar al evidenciado en el número de géneros, según el cual los núcleos con el mayor número fueron Nukak con 106, seguido de Marginal de la Selva con 63 y Puerto Príncipe con 51; en cambio, los de menor número fueron La Julia-El Placer con 4, seguido de PNN Tinigua con 21 y Macarena Norte con 23. En la figura 26 se aprecian las diferencias de cifras para cada uno de los rangos taxonómicos presentes en los NAD de la región de la Amazonía, por categorías de tamaño juntas (L + F + FG), y en el "Anexo 11. Número de las categorías taxonómicas por categorías de tamaño discriminadas para los NAD en la región de la Amazonía" las diferencias por categorías de tamaño discriminadas y representadas tanto en una tabla como en una figura.

Figura 26. Número de taxones por categoría taxonómica para los NAD en la región de la Amazonía





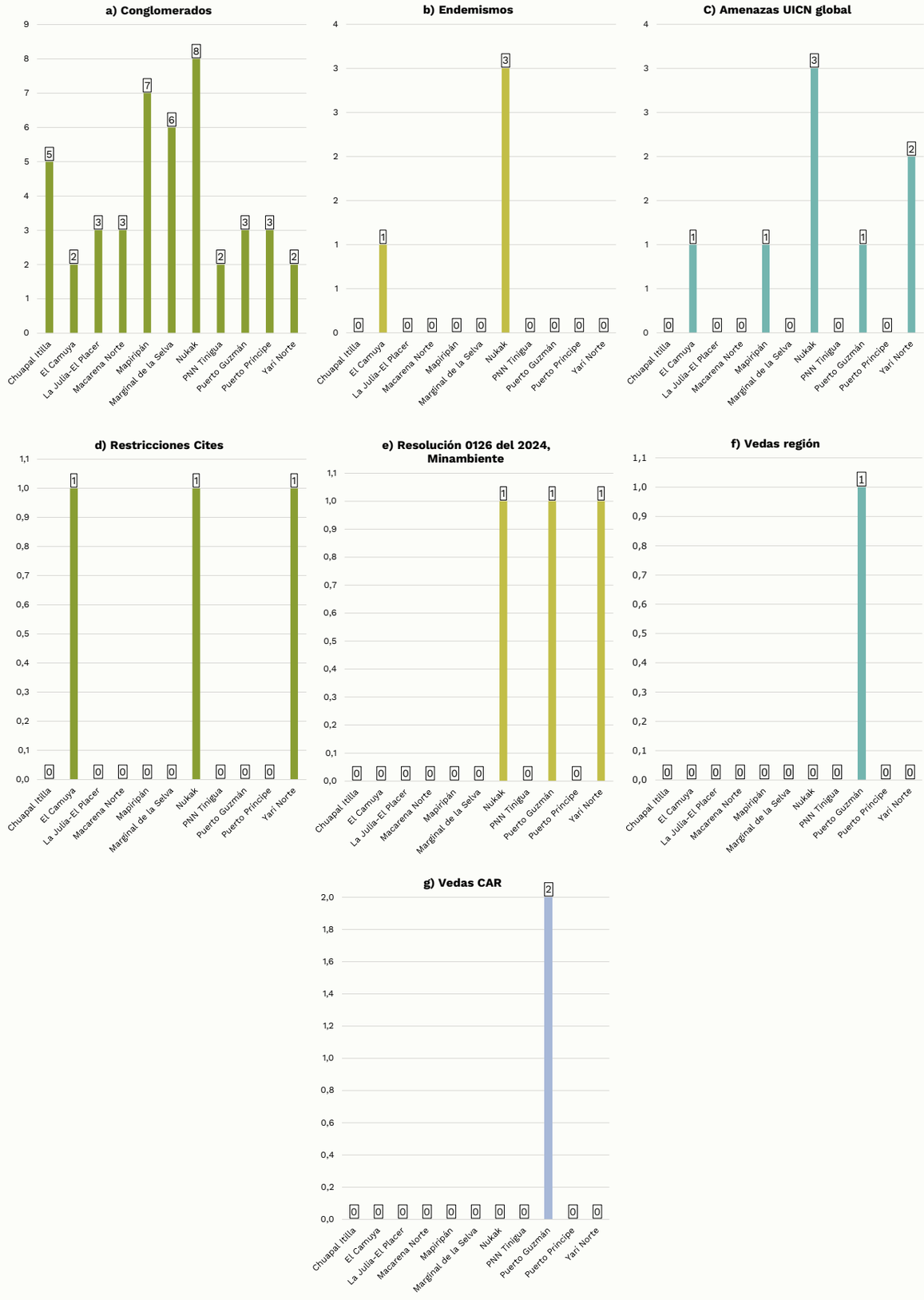


Amenazas, restricciones y vedas para los NAD

Al contrastar los NAD con las diferentes cifras de especies de interés (endémicas, amenazadas/con restricciones y vedadas), es posible evidenciar la acción antrópica y su efecto negativo sobre la biodiversidad, específicamente sobre la composición de especies de alto valor de conservación.

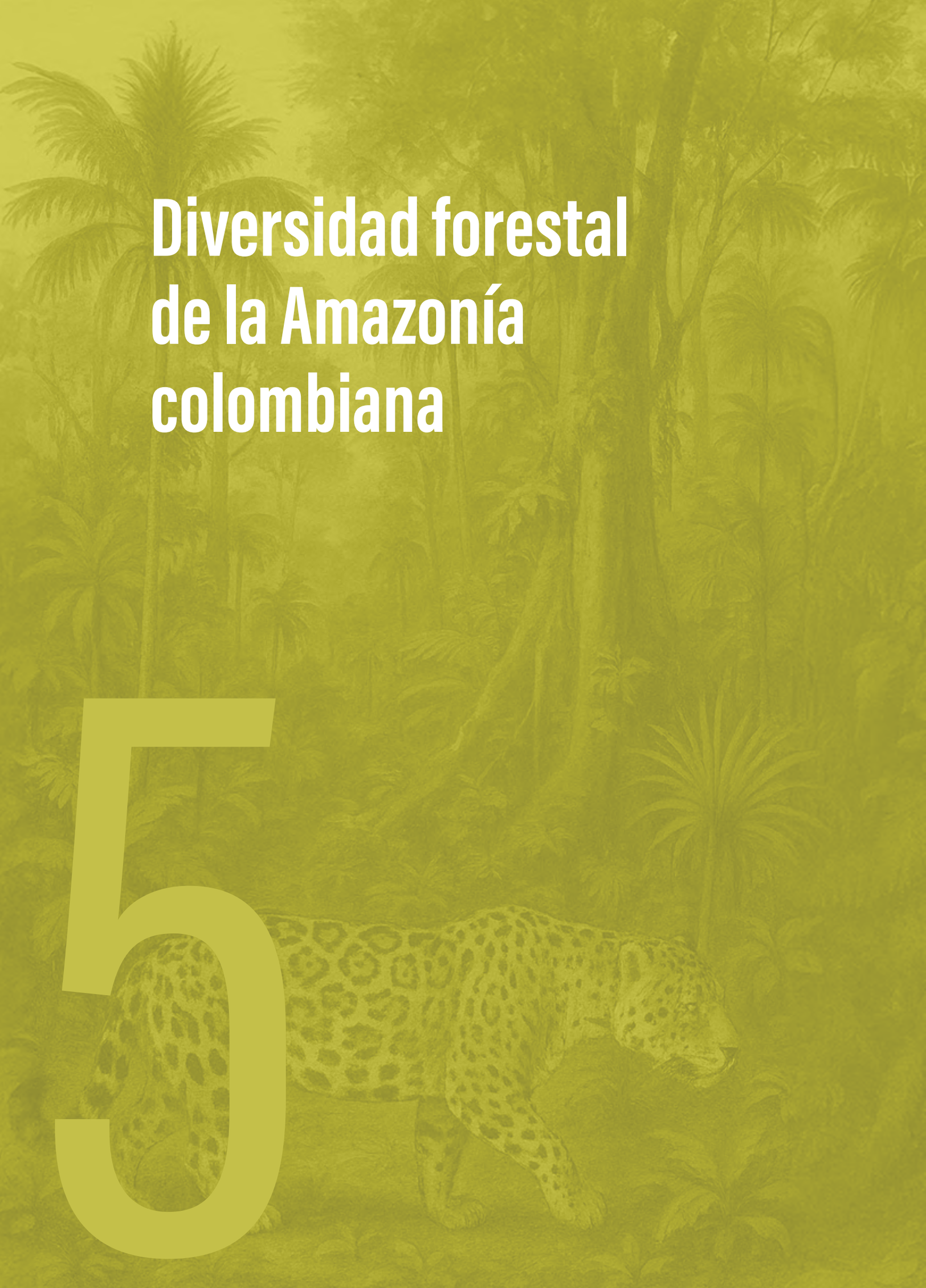
El NAD con el máximo número de especies de alto valor de conservación registradas fue Nukak con 3 endemismos, 3 especies amenazadas según la UICN a nivel global, 1 especie amenzada mediante la Resolución 0126 de 2024 y 1 especie con restricción de la Cites, con veda en la región y en jurisdicción de la corporación que impone la veda. Por su parte, los núcleos de Chuapal Itilla, La Julia-El Placer, Macarena Norte, Marginal de la Selva, PNN Tinigua y Puerto Príncipe no registran especies de interés por su alto valor de conservación. En la figura 27 se evidencian las principales diferencias en especies de interés en cada NAD, por categorías de tamaño juntas (L + F + FG), y en el “Anexo 12. Número de conglomerados, especies endémicas, amenazadas globalmente por UICN, Cites, Res. 0126 de 2024 y vedadas en la región y por alguna corporación en jurisdiccion de la región por categorías de tamaño discriminadas” las diferencias por categorías de tamaño discriminadas y representadas tanto en una tabla como en una figura.

Figura 27. Número de especies endémicas, amenazadas/con restricciones y vedadas en cada NAD



Diversidad forestal de la Amazonía colombiana

5



Contenido

5.1 Análisis de completitud de muestreo en la región de la Amazonía colombiana **pág. 140**

5.2 Valores de riqueza de especies **pág. 143**

5.3 Dominancia y equitatividad: el índice de Simpson **pág. 144**

5.4 Complejidad estructural: el índice de Shannon y sus implicaciones **pág. 145**

5.5 Estructura comunitaria y patrones de dominancia: el índice de Berger-Parker **pág. 146**

5.6 Estructura comunitaria y patrones de equidad: el índice de Evenness **pág. 147**

5.7 Matriz de dispersión **pág. 148**

5.7.1 Relación entre índices ecológicos en la Amazonía pág. 149

5.7.2 Relaciones de especial interés ecológico pág. 149

5.8 Evaluación de la diversidad forestal por tipo de ecosistema en la Amazonía colombiana **pág. 150**

5.9 Análisis de similaridad de Jaccard **pág. 157**

5.9.1 Análisis de similaridad de Jaccard y estructura de los ecosistemas pág. 157

5.9.2 Implicaciones para la gestión y conservación pág. 164

5.9.3 Consideraciones de manejo integrado pág. 165

5.10 Especies forestales indicadoras por tipo de ecosistema en la región de la Amazonía de Colombia **pág. 165**

5.11 Consideraciones finales del análisis de especies indicadoras **pág. 175**

Diversidad de los bosques de la Amazonía colombiana

Especies observadas: 2.966

Especies estimadas: 3.370

Simpson D´
Promedio: 0,93
Máximo: 0,98

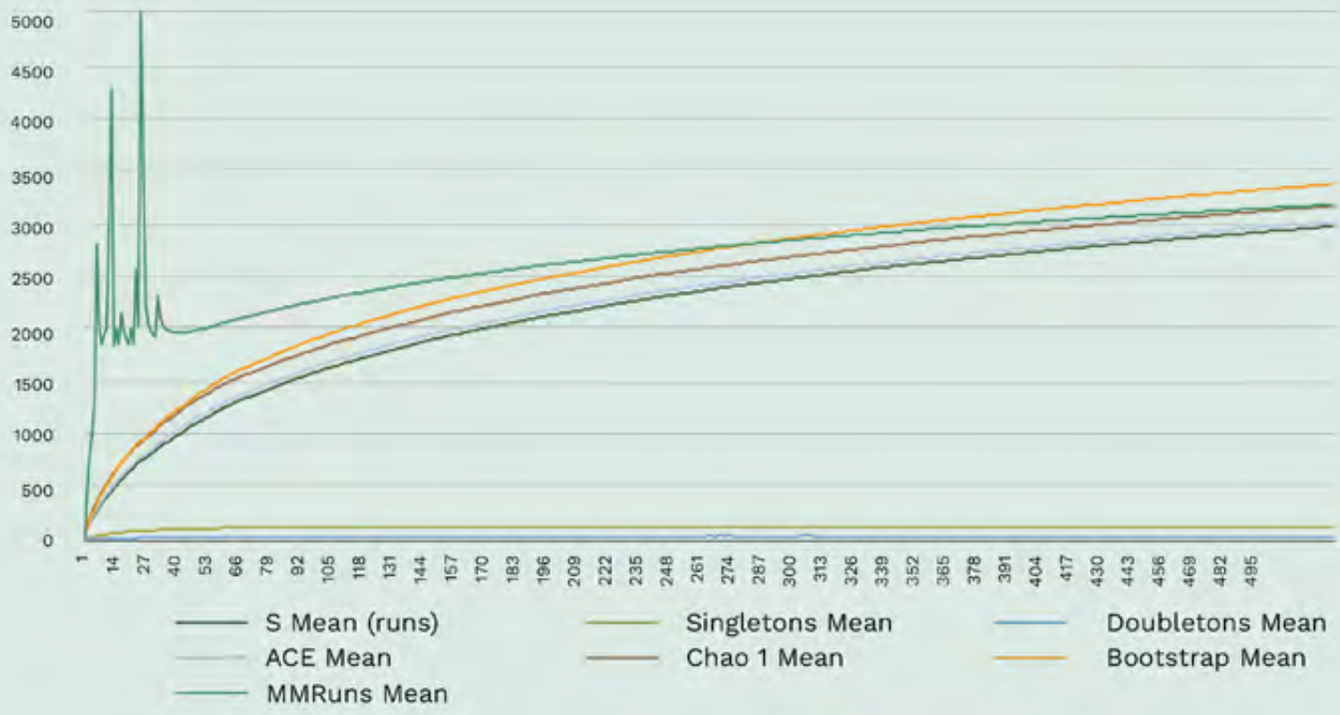
Riqueza S´
Rango: 1-99 especies
Promedio: 54 especies

Shannon H´
Promedio: 3,29
Máximo: 4,52



Equidad e^H/S
Rango: 0,3 y 0,9
Promedio: 0,57

Berger - Parker
Promedio: 0,144
Estructura comunitaria equilibrada



Completitud del muestreo:
De acuerdo con el estimador, entre 88 al 98 %.
Representa un buen muestreo.

Iryanthera hostmannii

(Benth.) Warb.

FABACEAE

Estado:
Quinta especie más abundante de la región Amazonia

Resolución 0126 del 2024 Minambiente

Localización:
Amazonas, Caquetá Guainia, Guaviare, Meta, Vaupés, Vichada





En este capítulo, se examinan los valores de diversidad forestal obtenidos para toda la región de la Amazonía colombiana, a partir de los resultados del levantamiento de campo de 501 conglomerados para todo tipo de coberturas, donde 463 conglomerados se implementaron en la cobertura de bosque. [cap. 1.2], a través del estudio de diversos índices ecológicos. De esta manera, se revelan la complejidad y la riqueza de uno de los ecosistemas más diversos del planeta, características que proporcionan una visión comprehensiva de la estructura y la composición de las comunidades biológicas de la región.

Antes de iniciar este capítulo es importante presentar los resultados del análisis de completitud del muestreo respecto a la diversidad forestal en la región de la Amazonía. Aunque la *diversidad forestal* no constituye la variable objetivo principal del IFN, representa una variable auxiliar de análisis fundamental, especialmente en un país con la extraordinaria riqueza biológica que caracteriza a Colombia.

5.1 Análisis de completitud de muestreo en la región de la Amazonía colombiana

Para desarrollar el análisis de completitud de muestreo, se trabajó con los estimadores de riqueza Chao 1 y ACE, calculados a partir del programa EstimateS, versión 9.1.0[1], los cuales fueron comparados respecto a las especies observadas (Curva Sobs). Con base en ellos, se obtuvo una completitud de muestreo entre 93,99 y 98,53 % en la región de la Amazonía colombiana. Estos resultados demuestran que el muestreo del IFN es representativo por lo que se espera que en un siguiente ciclo de implementación y en la medida en que se densifique el estrato, se aumente el número de registros de especies adicionales a las reportadas en el primer ciclo de implementación. Sin embargo, aunque el muestreo realizado en cada zona tiene una buena representatividad, es posible que con el incremento de unidades de muestreo se aumente el número de especies en cada conglomerado. Villareal *et al.* (2006) señalan que cuando el conjunto de estimadores muestra un comportamiento similar entre sí y sus valores son cercanos a los observados, se puede considerar que se ha realizado un buen muestreo de la comunidad. Específi-

Tabla 19. Completitud de muestreo en la implementación de conglomerados del IFN en la región de la Amazonía

Estimador	Valor	Completitud (%)
Especies observadas del IFN	2.966	100,00
ACE	3.010	98,53
Chao1	3.155	93,99
MMRuns Mean	3.171	93,52
Bootstrap	3.367	88,07

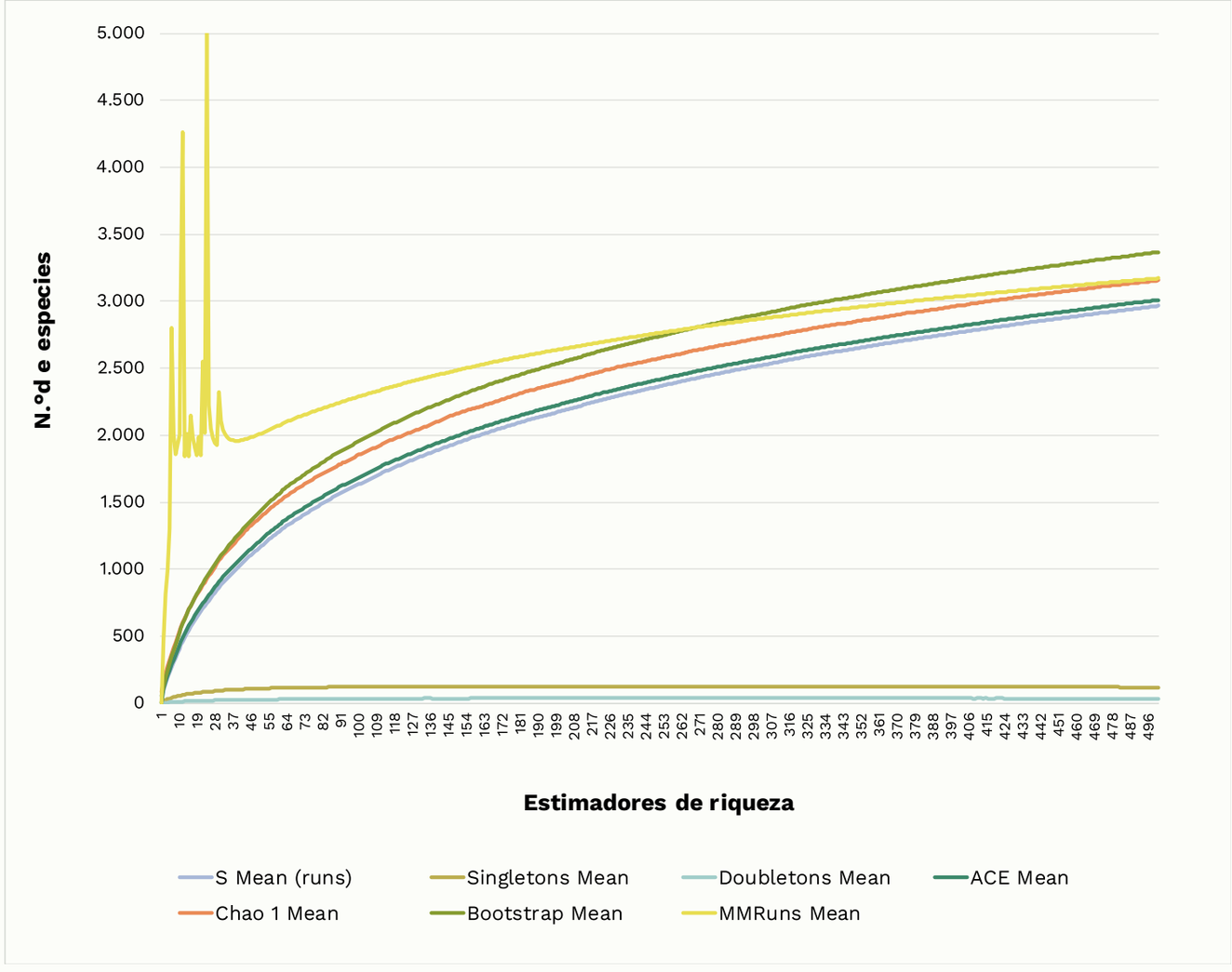
1 Los estimadores de riqueza de especies utilizados en este análisis incluyen: Chao1, un estimador no paramétrico basado en la abundancia que utiliza el número de especies representadas por uno y dos individuos (singletons y doubletons) para estimar las especies no detectadas; ACE (Abundance-based Coverage Estimator), que divide las especies en raras (≤10 individuos) y abundantes (>10 individuos) para calcular la cobertura de la muestra y estimar la riqueza total; Bootstrap, un método de remuestreo que estima la riqueza total basándose en la proporción de especies presentes en submuestras aleatorias de los datos originales; y MMRuns Mean (Michaelis-Menten Runs Mean), que aplica el modelo de Michaelis-Menten para ajustar una curva de acumulación de especies y estimar la riqueza asintótica mediante promedios de múltiples ejecuciones del algoritmo.

camente, estos autores establecen que una representatividad del 85 % en el muestreo indica una caracterización adecuada de la diversidad del área estudiada. En la tabla 19 se observa la completitud de muestreo para los conglomerados implementados en la región.

La curva de acumulación de especies forestales obtenida para el levantamiento de conglomerados en la Amazonía presenta una tendencia asintótica. Esto indica que, aunque se aumente el número de unidades de muestreo o de individuos registrados, no se incrementará drásticamente el número de especies, tal como se describió en el análisis de completitud de los párrafos anteriores, lo cual representa un buen muestreo, a pesar de que no se lograron registrar todas las especies presentes en los conglomerados.La figura 28 presenta diversos estimadores de riqueza de especies forestales junto con la curva de acumulación observada (S. Mean) a lo largo del esfuerzo de muestreo realizado. La curva de acumulación observada muestra un incremento pronunciado en sus fases iniciales, que posteriormente va estabilizándose, hasta alcanzar 2.966 especies al final del muestreo. Esta forma asintótica nos indica que el muestreo está logrando capturar una proporción significativa de las especies presentes en el área de estudio.

En cuanto a los estimadores de riqueza, el Singletons Mean, que muestra las especies represen-

Figura 28. Curvas obtenidas a partir de los estimadores de riqueza calculados con el *software* EstimateS, versión 9.1.0, para la comunidad de especies forestales registradas en el levantamiento del IFN en la Amazonía colombiana



tadas por un solo individuo, se mantiene relativamente bajo y estable, lo cual sugiere que hay pocas especies raras en el muestreo. Por su parte, el Doubletons Mean, que considera las especies con dos individuos, sigue un patrón similar a los de Singletons, pero con valores más bajos. Cabe destacar que la estabilización de ambas curvas es un indicador de un muestreo adecuado. De este modo, la riqueza está mejor representada conforme las especies raras son menos frecuentes (Longino *et al.*, 2002).Los estimadores no paramétricos muestran patrones interesantes. El ACE Mean sigue una tendencia similar a la curva observada, lo que sugiere que la riqueza real de la región podría ser ligeramente mayor que la observada. El Chao 1 Mean proporciona una estimación mayor que la curva observada y se estabiliza alrededor de las 3.300 especies. En cuanto a las curvas de los estimadores ACE y Chao 1, según Villarreal *et al.* (2006), es importante la distancia entre ellas, y la distancia de estas respecto de la curva de los S Mean. En la figura 28, se observa que son cercanas entre sí, y además se encuentran por encima de S Mean y muy cercanas a esta, lo que indica que el área se encuentra bien muestreada y que el muestreo realizado fue el adecuado (Chao y Lee, 1992; Chao *et al.*, 2014; Enquist *et al.*, 2019).

El Bootstrap Mean ofrece una estimación intermedia y muestra una clara tendencia asintótica, mientras que el MMRuns Mean, aunque presenta algunas fluctuaciones iniciales, termina estabilizándose en valores similares a los otros estimadores. Las fluctuaciones iniciales observadas en el estimador MMRuns Mean son una característica inherente a su funcionamiento con tamaños muestrales pequeños. En las etapas iniciales del muestreo este estimador muestra una alta sensibilidad a la adición de nuevas especies, lo que se refleja en cambios significativos y la aparición de “picos” y “valles” en la curva. Esto se debe a que utiliza una función hiperbólica para predecir la riqueza total, lo que puede generar inestabilidad en la extrapolación cuando se cuenta con pocos datos. Estas fluctuaciones también pueden indicar una heterogeneidad en la distribución de especies o la presencia de especies raras en las primeras muestras. Sin embargo, a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo, el estimador tiende a estabilizarse y converger con otros estimadores, lo que sugiere que las estimaciones se vuelven más confiables y el muestreo se aproxima a una representación adecuada de la comunidad (Ramírez *et al.*, 2013).

El análisis de estas curvas nos permite concluir que el muestreo realizado es bastante completo, como lo evidencia la tendencia asintótica de la curva observada. La diferencia relativamente pequeña entre los diversos estimadores y la curva observada sugiere una buena representatividad del muestreo. Los bajos valores de Singletons y Doubletons son indicativos de que se han capturado adecuadamente las especies raras en el muestreo. Según los diferentes estimadores, la riqueza forestal estimada de la región podría situarse entre 3.000 y 3.370 especies.

En general, el esfuerzo de muestreo parece adecuado, aunque existe la posibilidad de que haya algunas especies adicionales por descubrir en el área de estudio.

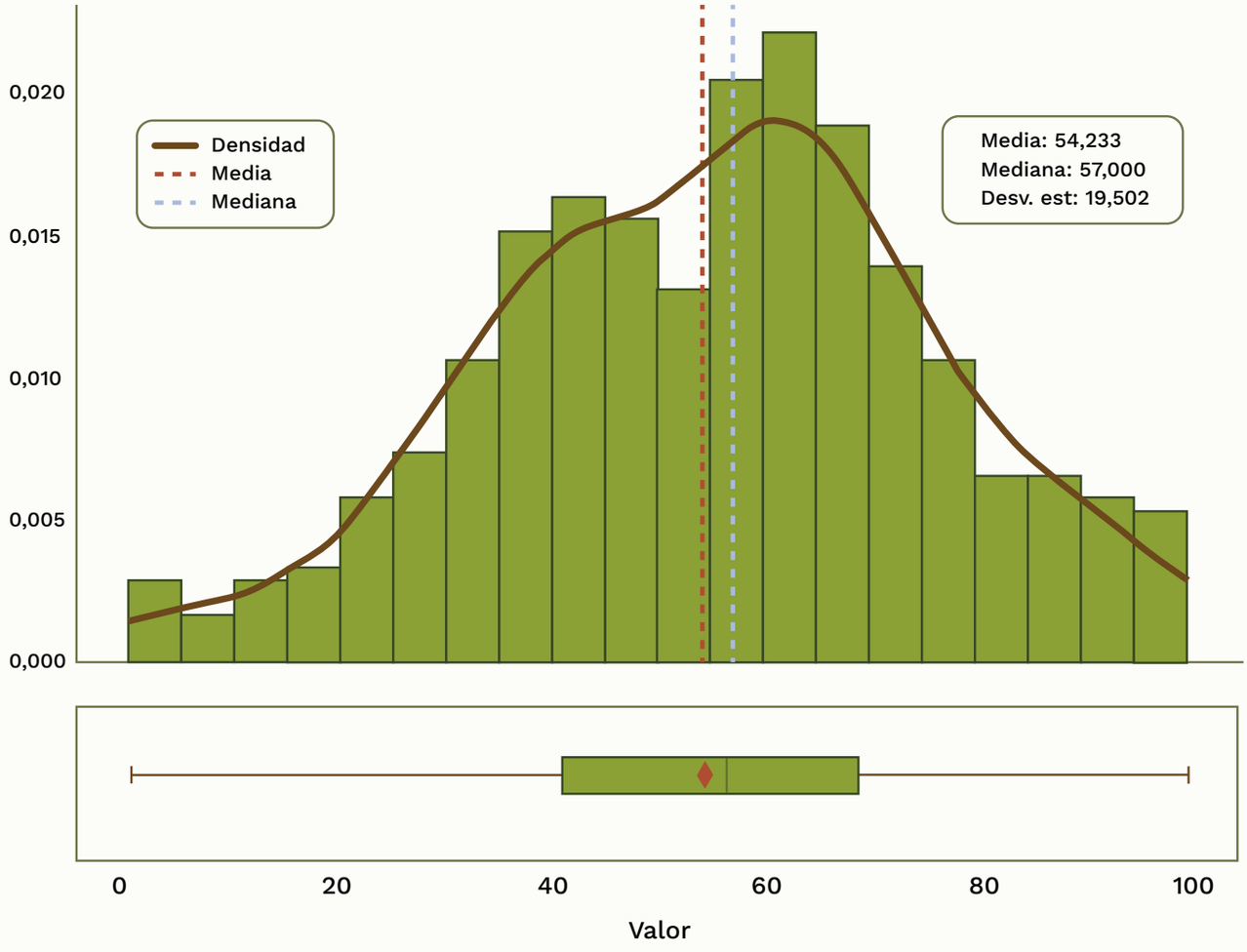


Raudal de Yurupari

5.2 Valores de riqueza de especies

La riqueza de especies forestales en las áreas estudiadas muestra un patrón notable, con una media de 54,23 especies (± 0,87 error típico) por unidad de muestreo (cada conglomerado). Esta cifra, respaldada por estudios previos como los de Pitman *et al.* (2001), refleja la alta diversidad forestal característica de los ecosistemas amazónicos (figura 29). La distribución de esta riqueza presenta una simetría considerable, evidenciada por la proximidad entre la media y la mediana (57,00), aunque el amplio rango observado, que va desde 1 hasta 99 especies, señala una marcada heterogeneidad espacial en la distribución de la biodiversidad.

Figura 29. Valores del índice de riqueza forestal en la región de la Amazonía

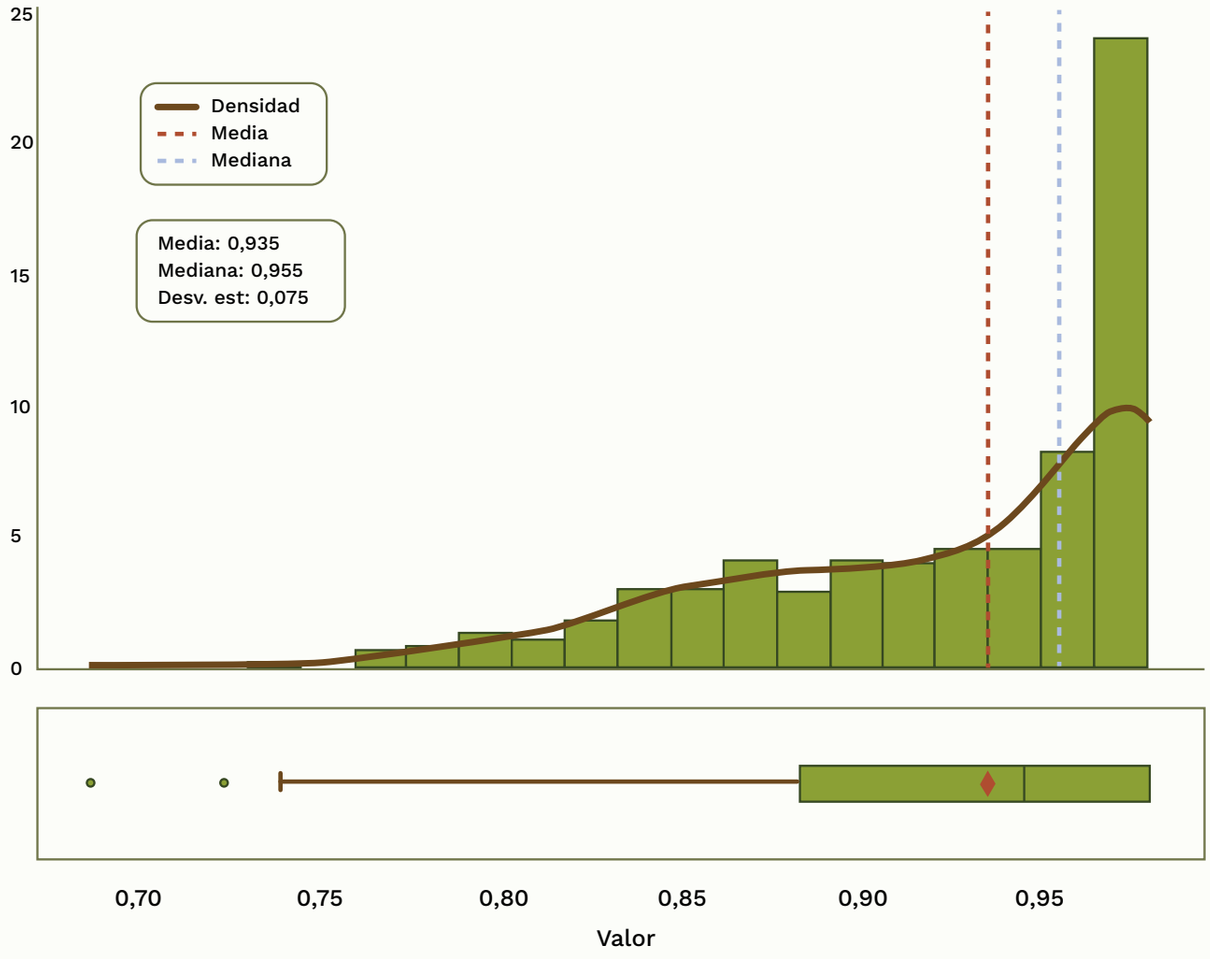


Esta variabilidad en la riqueza de especies puede atribuirse a múltiples factores ambientales y antropogénicos, como sugieren Ter Steege *et al.* (2013) en sus estudios sobre la hiperdominancia en la flora amazónica. La desviación estándar de 19,50 especies refleja la considerable variación entre sitios de muestreo, un fenómeno común en ecosistemas tropicales complejos donde la diversidad beta suele ser alta.

5.3 Dominancia y equitatividad: el índice de Simpson

El índice de Simpson, que alcanza un valor medio de 0,9353 (± 0,003), revela una estructura comunitaria altamente diversa. Este valor, próximo a 1, indica una probabilidad muy baja de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie, como explica Magurran (2004) en su trabajo seminal sobre medición de la biodiversidad (figura 30). La distribución de este índice muestra una curtosis notablemente alta de 70,12, lo que sugiere la presencia de algunos sitios que se desvían significativamente del patrón general de diversidad de la comunidad (figura 30).

Figura 30. Valores del índice de Simpson en la región de la Amazonía

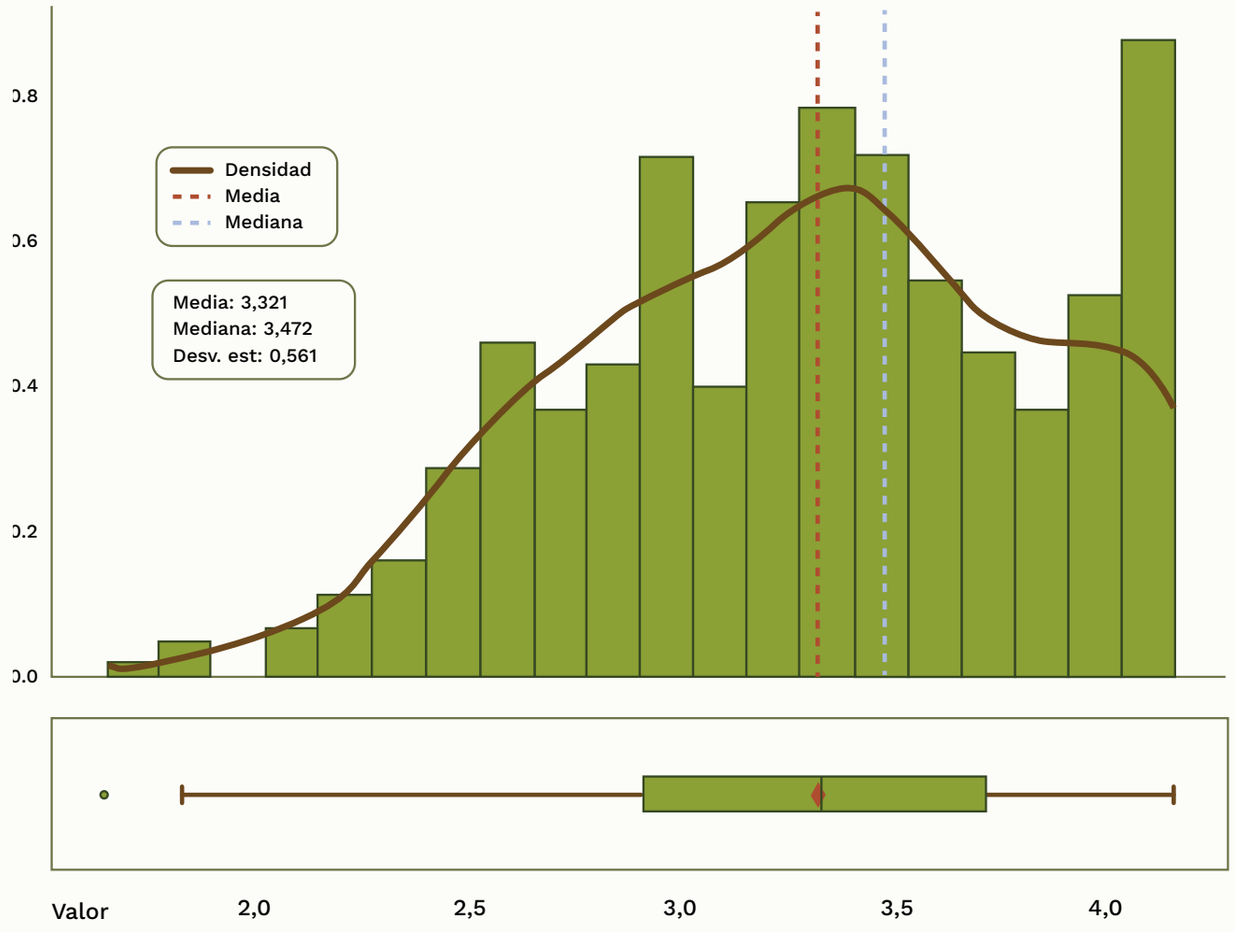


Morris *et al.* (2014) argumentan que valores tan altos del índice de Simpson son indicativos de comunidades ecológicas maduras y estables, donde los mecanismos de coexistencia han permitido el establecimiento de una alta diversidad efectiva. El rango observado, que va desde 0 hasta 0,9353, señala la existencia de algunos sitios con dominancia extrema, posiblemente relacionados con perturbaciones específicas o condiciones ambientales particulares.

5.4 Complejidad estructural: el índice de Shannon y sus implicaciones

El índice de Shannon, con una media de 3,2959 (± 0,0265), proporciona una medida más sensible a la presencia de especies raras. Como señalan Jost (2006) y Chao *et al.* (2014), este valor indica una diversidad considerable que integra tanto la riqueza como la equitatividad de las especies (figura 31). La asimetría negativa en la distribución de este índice (-2,153) sugiere que la mayoría de los sitios mantienen niveles de diversidad por encima de la media, un patrón característico de ecosistemas tropicales bien conservados.

Figura 31. Valores del índice de Shannon en la región de la Amazonía

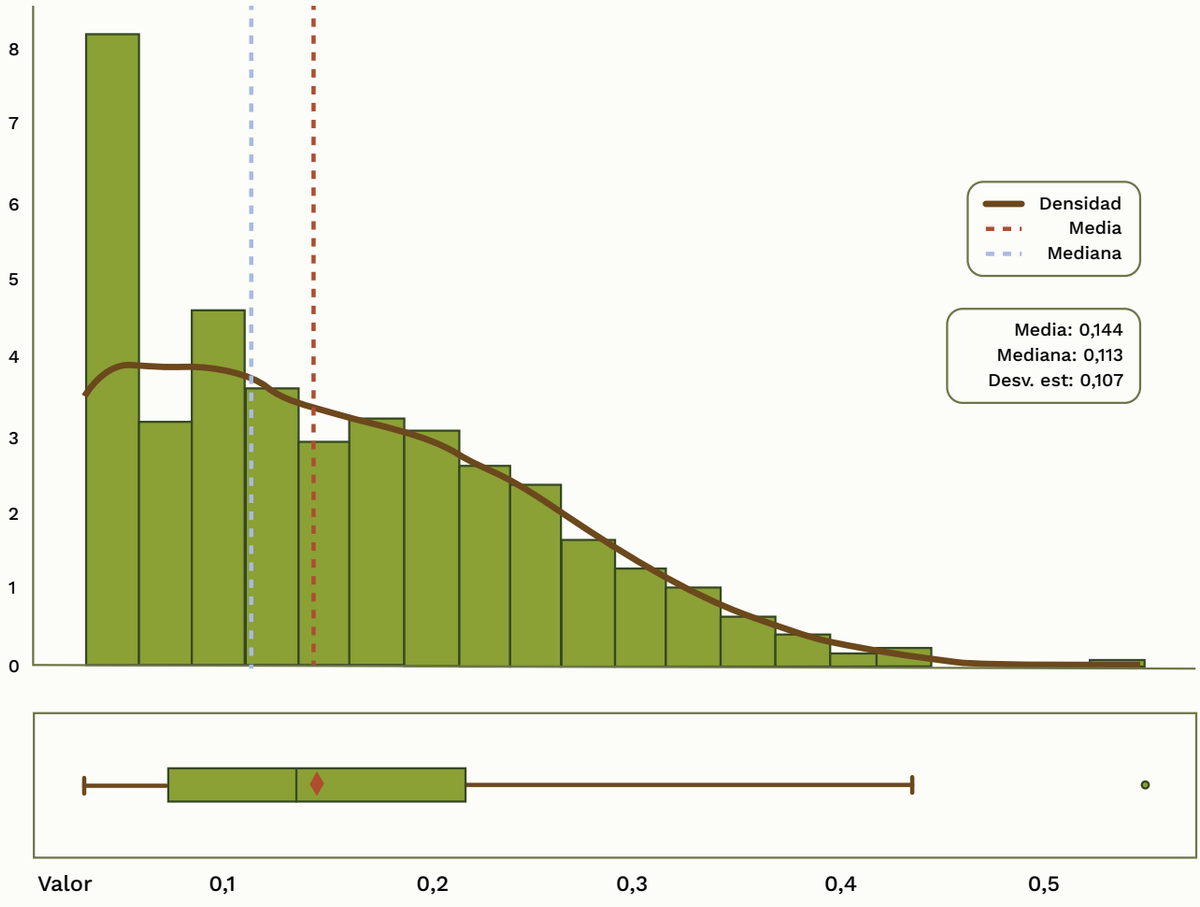


5.5 Estructura comunitaria y patrones de dominancia: el índice de Berger-Parker

El índice de Berger-Parker de 0,1440 (± 0,0048) revela un patrón según el cual la especie dominante representa aproximadamente el 14,4 % de la abundancia total. Esto indica que una comunidad no presenta una dominancia marcada (Berger y Parker, 1970; McGill *et al.*, 2007). Este valor, que se encuentra dentro de un intervalo de confianza entre 0,1134 y 0,1007, sugiere una estructura comunitaria equilibrada, característica de ecosistemas bien conservados (Magurran, 2004).

En la figura 32 se observa que la baja dominancia se confirma, además, por los valores complementarios de 0,9669 y 0,0330, que indican una distribución relativamente equitativa de las abundancias entre las especies. Este patrón es consistente con lo reportado por Whittaker (1965) para comunidades diversas. La presencia de 493 individuos con un valor de rareza de 0,0094 sugiere que la comunidad mantiene un balance entre especies comunes y raras, un patrón frecuentemente observado en comunidades naturales estables (Preston, 1948; Hubbell, 2001).

Figura 32. Valores del índice de Berger-Parker en la región de la Amazonía

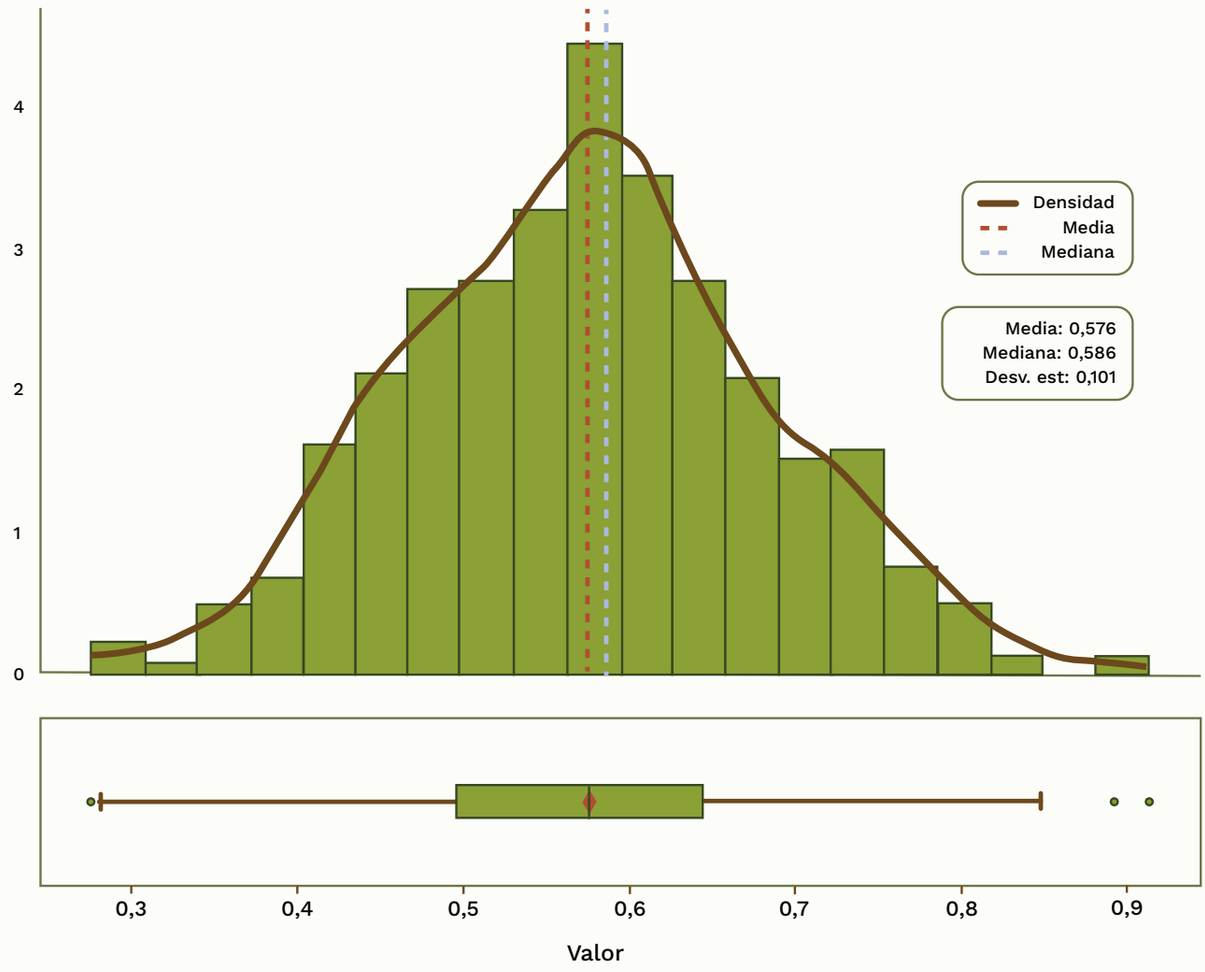


5.6 Estructura comunitaria y patrones de equidad: el índice de Evenness

El índice de Evenness (e^H/S) alcanzó un valor medio de 0,576 (± 0,101), con una mediana de 0,586, lo que indica una uniformidad moderada en la distribución de las abundancias entre las especies forestales de la comunidad (Smith y Wilson, 1996; Jost, 2010). Este valor, que fluctúa entre 0,3 y 0,9, según muestra la distribución, sugiere que existe una variabilidad considerable en la distribución de los individuos entre las especies, aunque se mantiene un equilibrio que previene la dominancia extrema (Tuomisto, 2012).

La distribución de los valores de Evenness presenta un patrón aproximadamente normal (figura 33), con una ligera asimetría negativa, característico de comunidades que mantienen una estructura de abundancias relativamente estable (Gosselin, 2006). Este nivel de equidad moderada sugiere la existencia de mecanismos ecológicos que permiten la coexistencia de especies con diferentes niveles de abundancia, un fenómeno común en comunidades naturales (Jost, 2010; Chao y Ricotta, 2019).

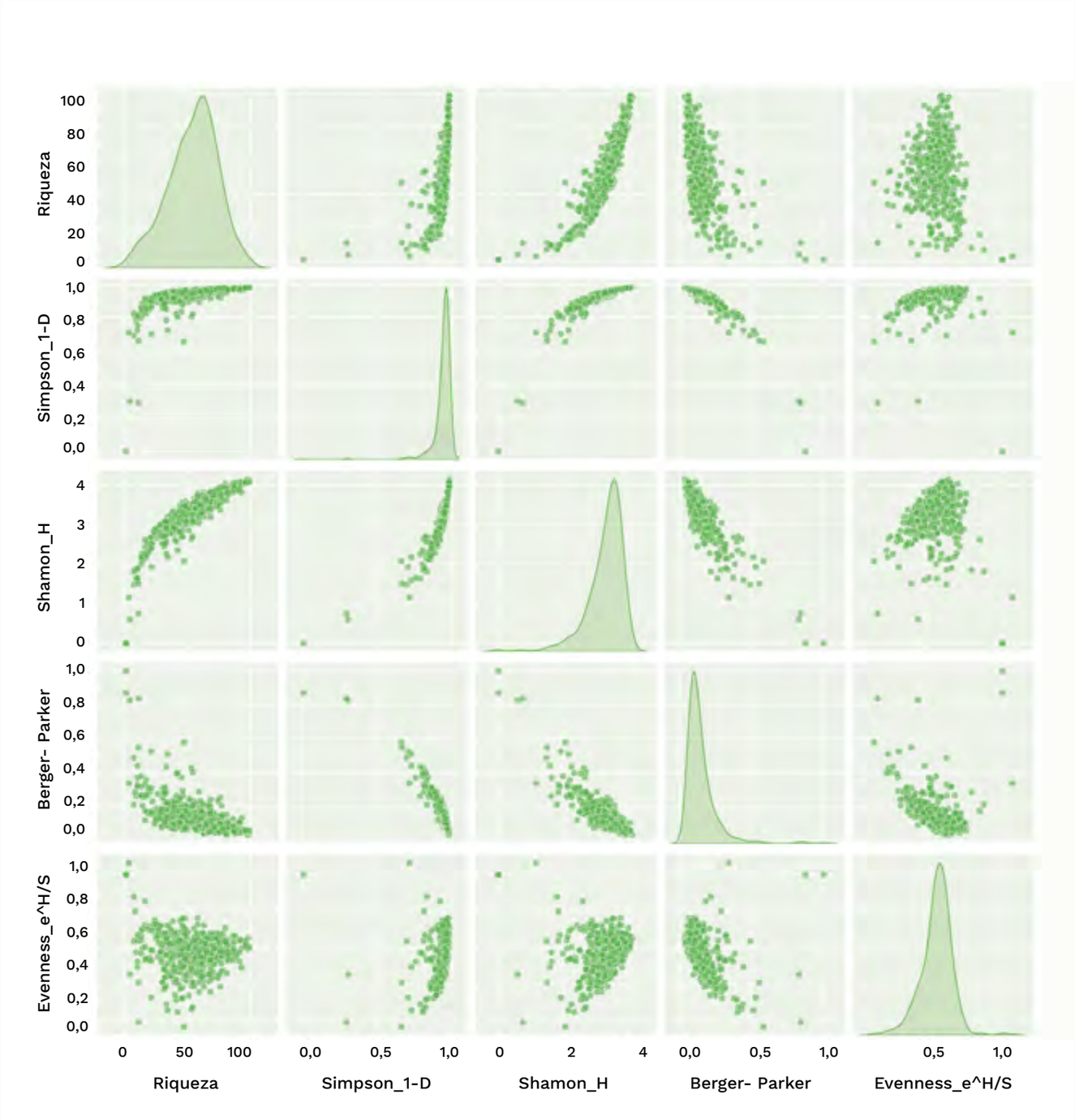
Figura 33. Valores del índice de Evenness en la región de la Amazonía



5.7 Matriz de dispersión

La visualización de datos ecológicos mediante una matriz de dispersión revela las complejas interrelaciones entre las 5 métricas importantes de biodiversidad, según estudios recientes en ecología cuantitativa. La matriz presenta distribuciones de frecuencia en su diagonal principal y correlaciones bivariadas en los paneles restantes, lo que revela patrones significativos en la estructura de las comunidades estudiadas (figura 34).

Figura 34. Gráfico de dispersión de los índices ecológicos de la Amazonía colombiana



En los resultados obtenidos, se observa que la distribución de la riqueza es aproximadamente normal. La mayoría de las comunidades tienen rangos de 50-60 especies reportadas. El índice de Simpson muestra una distribución fuertemente sesgada hacia valores altos (> 0,9), típico de comunidades bien estructuradas. El índice de Shannon presenta una distribución con tendencia hacia la derecha (valores altos), centrada alrededor del los valores 3,3-3,5. La equitatividad muestra una distribución normal centrada alrededor del rango 0,5-0,6. El índice de Berger-Parker muestra una distribución sesgada hacia valores bajos (mayormente entre 0,1 y 0,4), lo que indica que en la mayoría de las comunidades estudiadas no hay una dominancia extrema de una sola especie. Este patrón es coherente con los altos valores de Simpson que indican comunidades bien estructuradas. Por su parte, el índice de Evenness, e^H/S (equitatividad), efectivamente muestra una distribución aproximadamente normal centrada en el rango 0,5-0,6, lo que indica que la mayoría de las comunidades tienen una distribución moderadamente equitativa de individuos entre especies, sin llegar a una equitatividad perfecta (que sería valores cercanos a 1).

Estos patrones distributivos de los índices ecológicos cobran mayor relevancia al examinar sus interrelaciones, las cuales revelan dinámicas fundamentales en la estructura de las comunidades amazónicas, que se describen a continuación.

5.7.1 Relación entre índices ecológicos en la Amazonía

- **Riqueza vs. Simpson (1-D):** Entre la riqueza y el índice de Simpson se establece una relación asintótica positiva. En ella, el índice de Simpson se estabiliza en valores altos (~0,95), incluso cuando la riqueza sigue aumentando. Esto sugiere que, después de cierto número de especies (~50), las comunidades mantienen una alta diversidad independientemente de especies adicionales.

- **Riqueza vs. Shannon (H):** Entre la riqueza y el índice de Shannon se presenta una relación logarítmica positiva. En ella, los valores de Shannon continúan incrementando con la riqueza, pero a una tasa decreciente. Esta relación es particularmente informativa porque sugiere que las nuevas especies contribuyen progresivamente menos a la diversidad total del sistema.

- **Patrones de dominancia (Berger-Parker):** La relación entre Berger-Parker y riqueza muestra un patrón triangular distintivo, según el cual la dominancia máxima disminuye a medida que aumenta la riqueza. Las comunidades con alta riqueza (> 50 especies) mantienen consistentemente valores bajos de dominancia (< 0,2).

- **Equitatividad (Evenness e^H/S):** La relación entre equitatividad y otros índices revela patrones ecológicamente significativos.

  - La relación entre equitatividad y riqueza muestra una dispersión en forma de nube centrada alrededor del rango 0,5-0,6. Esto sugiere que la equitatividad es relativamente independiente del número de especies.

  - Entre la equitatividad y el índice de Shannon se presenta una relación positiva más clara, lo que indica que las comunidades más diversas tienden a ser más equitativas.

  - Entre la equitatividad y el índice de Berger-Parker se muestra una relación negativa esperada, aunque con considerable variación.

5.7.2 Relaciones de especial interés ecológico

La fuerte correlación positiva entre Shannon y Simpson, pero con una forma no lineal, sugiere que estos índices capturan aspectos complementarios de la diversidad.

La relación entre riqueza y Berger-Parker sugiere un “límite ecológico” en la dominancia posible, a medida que aumenta el número de especies.

La independencia relativa de la equitatividad respecto a la riqueza sugiere que las comunidades amazónicas pueden mantener diferentes estructuras de abundancia independientemente de su número de especies.

Los resultados muestran una correlación positiva notable entre la riqueza y el índice de Shannon-H, mientras que el índice de Simpson (1-D) exhibe una distribución asimétrica hacia valores cercanos a 1, lo que sugiere que las comunidades son generalmente diversas. El índice de Berger-Parker muestra una correlación negativa con las otras métricas, un patrón consistente con su función como medida de dominancia. Además, la riqueza presenta una distribución aproximadamente normal, lo que indica un patrón de diversidad equilibrado en las comunidades estudiadas (figura 34).

5.8 Evaluación de la diversidad forestal por tipo de ecosistema en la Amazonía colombiana

El análisis de la diversidad forestal en relación con los tipos de ecosistemas en la Amazonía colombiana reviste especial importancia, ya que permite comprender los patrones biogeográficos y la distribución espacial de los ecosistemas boscosos en una de las regiones ecológicamente más diversas y complejas del país. A partir de lo anterior, y tomando como base el "Mapa de ecosistemas de Colombia, 2024, a escala 1:100.000" (Ideam *et al.*, 2024), los levantamientos hechos en campo mediante la metodología del IFN permiten realizar una calibración de sus resultados y generar una aproximación florística de la clasificación de unidades ecológicas, según su composición y similitud de especies. Asimismo, los resultados permiten identificar algunas transiciones y límites entre ecosistemas, basándose en los cambios de composición de especies a lo largo de gradientes ambientales (figura 35).

Pseudosenefeldera inclinata

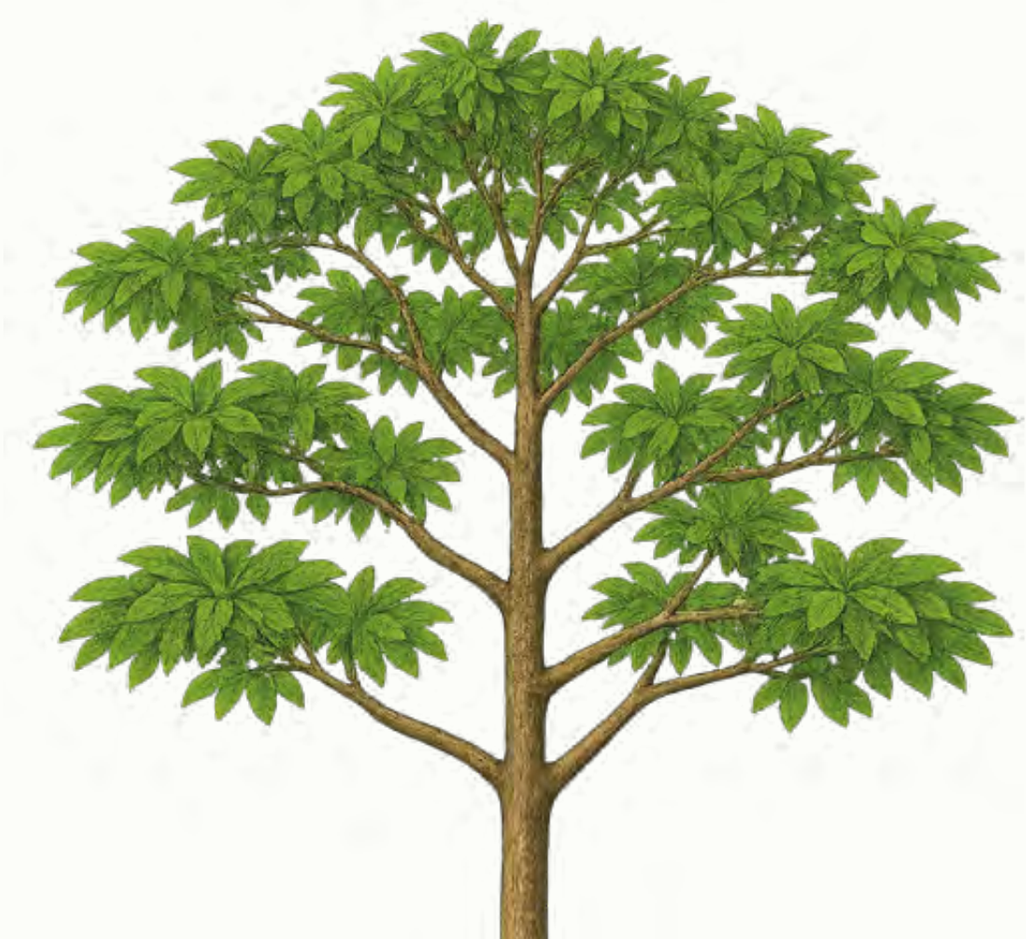
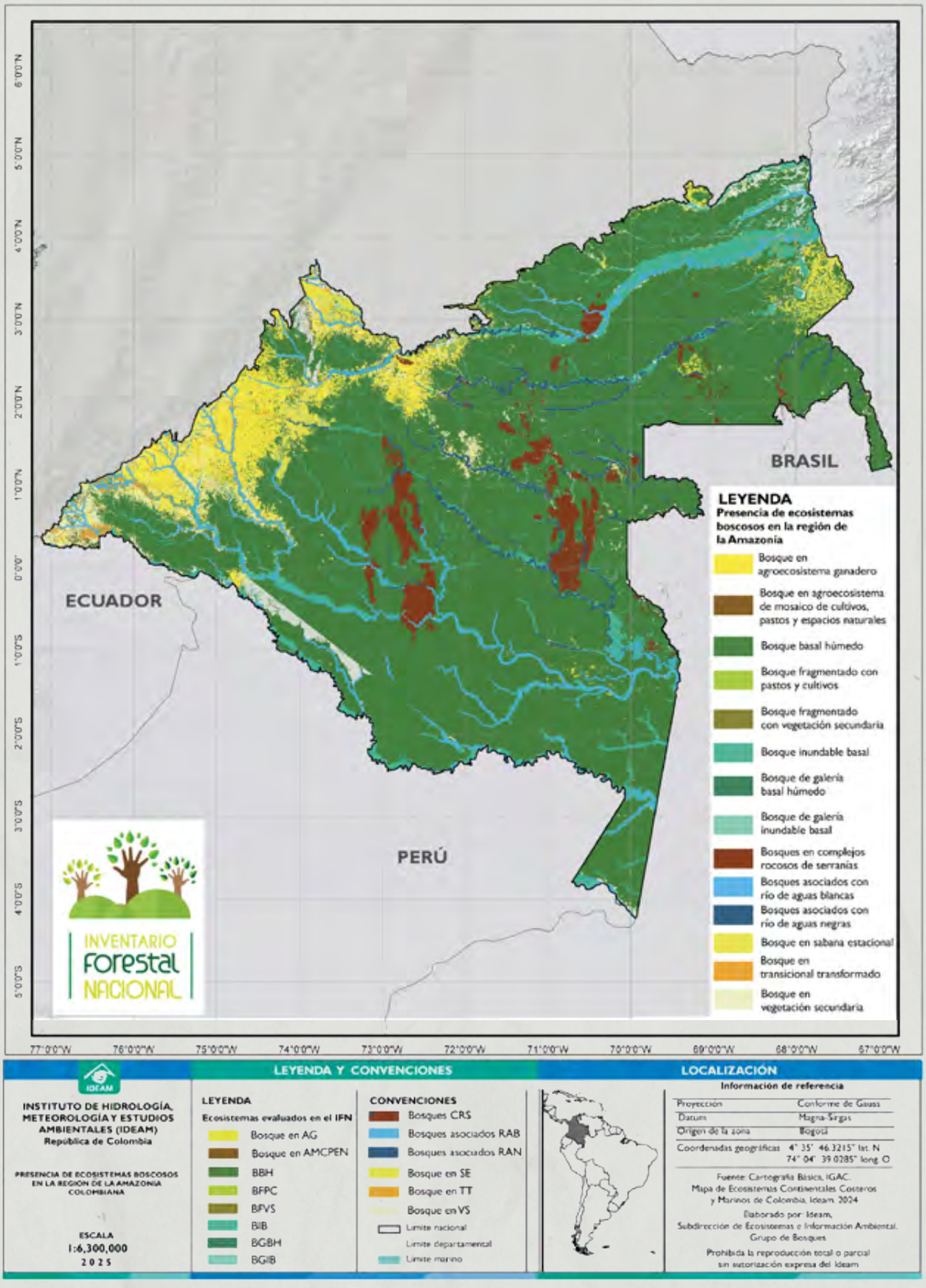


Figura 35. Presencia de ecosistemas boscosos en la región de la Amazonía colombiana



En el contexto de la Amazonía colombiana, estos análisis de diversidad adquieren una relevancia excepcional, debido a la compleja heterogeneidad espacial y temporal de sus ecosistemas. La caracterización y mapeo de esta heterogeneidad en múltiples escalas permite identificar patrones de distribución de especies que responden tanto a gradientes ambientales actuales como a procesos biogeográficos históricos. La identificación de áreas con alta singularidad biológica o endemismo emerge como resultado directo de estos análisis, lo cual permite reconocer zonas prioritarias para la conservación que albergan elementos únicos de la biodiversidad regional.

Este conocimiento detallado de la distribución espacial de la biodiversidad y sus patrones de conectividad resulta crucial para la planificación sistemática de la conservación, puesto que facilita el diseño de redes de áreas protegidas que maximicen la representatividad de la biodiversidad amazónica y aseguren la persistencia de los procesos ecológicos y evolutivos que la mantienen.

Se cuenta con un total de 520 conglomerados en la región de la Amazonía, de los cuales 19 están en la categoría de “No respuesta”, dado que, por cuestiones de fuerza mayor, no se lograron implementar (tabla 20). De acuerdo con esta información, se obtuvo un total de 501 conglomerados implementados en la región de la Amazonía.

Tabla 20. Distribución de conglomerados en los diferentes ecosistemas de la región de la Amazonía de Colombia

Ecosistema general	Sigla	Cuenta de etiquetas de fila
Agroecosistema ganadero	AEG	11
Agroecosistema de mosaico de pastos	AMCP	1
Agroecosistema de mosaico de pastos y espacios naturales	AMCPEN	2
Bosque basal húmedo	BBH	367
Bosque fragmentado con pastos y cultivos	BFPC	1
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	BFVS	3
Bosque de galería basal húmedo	BGBH	6
Bosque de galería inundable basal	BGIB	2
Bosque inundable basal	BIB	60
Complejos rocosos de serranías	CRS	18
Río de aguas blancas	RAB	5
Río de aguas negras	RAN	1

Ecosistema general	Sigla	Cuenta de etiquetas de fila
Sabana estacional	SE	9
Transicional transformado	TT	2
Vegetación secundaria	VS	13
No respuesta		19
Total general		520

En la tabla 20 se observa una distribución dominada por el bosque basal húmedo (en adelante, BBH), que cuenta con 367 conglomerados. Este valor representa aproximadamente el 70,5 % del total de los 520 conglomerados establecidos. Le siguen en importancia el bosque inundable basal (en adelante, BIB), con 60 conglomerados, que representa el 11,5 % del total, y los complejos rocosos de serranías (en adelante, CRS), con 18 conglomerados, que constituyen el 3,4 % del total de conglomerados.

Los sistemas boscosos incluyen las variantes de BBH, bosque fragmentado con pastos y cultivos (en adelante, BFPC), bosque fragmentado con vegetación secundaria (en adelante, BFVS), bosque de galería basal húmedo (en adelante, BGBH), bosque de galería inundable basal (en adelante, BGIB) y BIB. En conjunto, suman 439 conglomerados, lo que representa el 84,4 % de los conglomerados implementados.

El grupo de los sistemas productivos está compuesto por el agroecosistema ganadero (en adelante, AEG), el agroecosistema de mosaico de pastos (en adelante, AMCP) y el agroecosistema de mosaico de pastos y especies naturales (en adelante, AMCPEN). En conjunto, estos sistemas productivos tienen una presencia relativamente baja, dado que suman apenas 14 conglomerados, de los cuales 11 corresponden al agroecosistema ganadero.

La tabla 20 también muestra ecosistemas especiales, como la sabana estacional (en adelante, SE), con 9 conglomerados; los ríos de aguas blancas (en adelante, RAB), con 5, y ríos de aguas negras (en adelante, RAN), con 1, y la vegetación secundaria (en adelante, VS), con 13 conglomerados. En términos de fragmentación, se observan 4 conglomerados en estado transicional transformado (en adelante, TT), y los bosques fragmentados (BFPC y BFVS) suman otros 6 conglomerados, lo que sugiere un nivel relativamente bajo de fragmentación en el área total. Es importante recordar que existen 19 conglomerados clasificados como “No respuesta”, que representan el 3,6 % del total. El área estudiada presenta 15 tipos diferentes de ecosistemas, de los cuales se excluye la categoría “No respuesta”, en la que predominan los sistemas boscosos.

En la tabla 21 se describen los valores de diversidad obtenidos para cada uno de los ecosistemas evaluados en el marco del IFN de Colombia. Estos valores muestran patrones diferenciados de diversidad biológica.

El ecosistema BBH presenta la mayor riqueza de especies (58,7 ± 17,0) y uno de los valores más altos de diversidad de Shannon (3,46 ± 0,37), mientras que AEG muestra la menor riqueza (4,0 ± 4,3) y diversidad de Shannon (1,19 ± 0,85). Los ecosistemas BBH y BFVS exhiben los valores más bajos de dominancia (0,050) y de índice de

Berger-Parker (0,122 y 0,109, respectivamente), lo que indica una distribución más equitativa de individuos entre especies.

En contraste, TT y AEG presentan los mayores valores de dominancia (0,271 ± 0,097 y 0,349 ± 0,322, respectivamente) y Berger-Parker (0,465 ± 0,121 y 0,487 ± 0,313, respectivamente), lo que sugiere que pocas especies concentran gran parte de los individuos. Respecto a la equitatividad (Evenness e^H/S), AEG muestra el valor más alto (0,844 ± 0,202), a pesar de su baja riqueza, mientras que TT presenta el valor más bajo (0,492 ± 0,113), lo cual refleja diferentes patrones de distribución de abundancia entre los ecosistemas.

Tabla 21. Valores de los índices de diversidad por cada tipo de ecosistema evaluado en el marco del IFN de Colombia

	Riqueza	Dominance_D	Shannon_H	Evenness e^H/S	Berger-Parker
AEG	4 ± 4,2	0,349 ± 0,322	1,193 ± 0,850	0,844 ± 0,202	0,487 ± 0,313
AMCPEN	19 ± 8,4	0,113 ± 0,064	2,512 ± 0,510	0,685 ± 0,033	0217 ± 0,140
BBH	58,7 ± 16	0,050 ± 0,030	3,462 ± 0,371	0,575 ± 0,084	0,122 ± 0,065
BFPC	26 ± nan	0,076 ± nan	2,852 ± nan	0,666 ± nan	0,136 ± nan
BFVS	45 ± 16,6	0,050 ± 0,015	3,277 ± 0,346	0,617 ± 0,062	0,109 ± 0,028
BGBH	32,8 ± 15,6	0,097 ± 0,057	2,864 ± 0,575	0,600 ± 0,125	0,195 ± 0,105
BGIB	31,5 ± 2,1	0,089 ± 0,010	2,800 ± 0,078	0,525 ± 0,076	0,200 ± 0,023
BIB	47,4 ± 19,6	0,100 ± 0,130	3,081 ± 0,716	0,537 ± 0,116	0,194 ± 0,162
CRS	53,1 ± 12,5	0,056 ± 0,017	3,330 ± 0,259	0,548 ± 0,088	0,142 ± 0,050
RAB	34,2 ± 15,5	0,125 ± 0,095	2,727 ± 0,664	0,525 ± 0,132	0,258 ± 0,139
RAN	34± nan	0,048 ± nan	3,202 ± nan	0,723 ± nan	0,087 ± nan
SE	16,5 ± 14	0,136 ± 0,033	2,357 ± 0,303	0,581 ± 0,170	0,269 ± 0,049
TT	12 ± 1,4	0,271 ± 0,097	1,758 ± 0,349	0,492 ± 0,113	0,465 ± 0,121
VS	31,1 ± 20,6	0,081 ± 0,076	3,036 ± 0,638	0,665 ± 0,080	0,163 ± 0,117

Es importante enfatizar nuevamente que, dada la estructura del diseño geoestadístico empleado en el IFN (muestreo aleatorio simple post-estratificado de conglomerados), los resultados obtenidos solo tienen significancia estadística en el orden nacional y por regiones biogeográficas. El uso de estos resultados en escalas mayores o de mayor detalle, como el análisis comparativo entre los diferentes tipos de ecosistemas, requeriría determinar un tamaño de muestra óptimo para estas escalas, de tal manera que sus estadígrafos tuvieran significancia.

Se describen a continuación las relaciones mas relevantes de los índices en los ecosistemas evaluados a través del IFN.

a.

Estructura de la comunidad y riqueza específica

Los conglomerados implementados en la región amazónica presentan una marcada heterogeneidad en su composición. En esta comunidad, el ecosistema BBH exhibe la mayor riqueza específica (S = 58,745 ± 16,994), y, por tanto, contrasta significativamente con el ecosistema AEG, que muestra la menor riqueza (S = 4,000 ± 4,269). Esta variación sugiere diferentes grados de complejidad estructural entre los sitios muestreados, donde la mayoría mantiene una riqueza intermedia entre 30 y 50 taxones (tabla 9, cap. 4).

b.

Patrones de dominancia y equitatividad

El índice de dominancia de Simpson (D) revela un gradiente interesante en la estructura jerárquica de las comunidades. Los ecosistemas AEG y TT presentan los valores más elevados (D = 0,349 y 0,271, respectivamente), lo que indica una mayor preponderancia de especies dominantes, características de estadios sucesionales tempranos. Este patrón se confirma con el índice de Berger-Parker, que para estos mismos ecosistemas muestra que una única especie representa cerca del 45-48 % de la abundancia total. En contraste, ecosistemas como BBH y BFVS exhiben una dominancia significativamente menor (D ≈ 0,050), lo que sugiere una distribución más equitativa de las abundancias entre especies.

c.

Diversidad y complejidad ecosistémica

El índice de Shannon-Wiener (H') proporciona una perspectiva integral de la diversidad, considerando tanto la riqueza como la equitatividad. Los ecosistemas BBH y CRS destacan por su alta diversidad (H' = 3,462 y 3,330, respectivamente), lo cual sugiere comunidades más complejas y estructuralmente estables. La equitatividad (Evenness e^H/S) complementa este análisis, según la cual valores cercanos a 1 indican una distribución más uniforme de las abundancias. Curiosamente, el ecosistema AEG muestra la mayor equitatividad (0,844), aunque esto podría ser un artefacto estadístico, debido a su baja riqueza específica.

d.

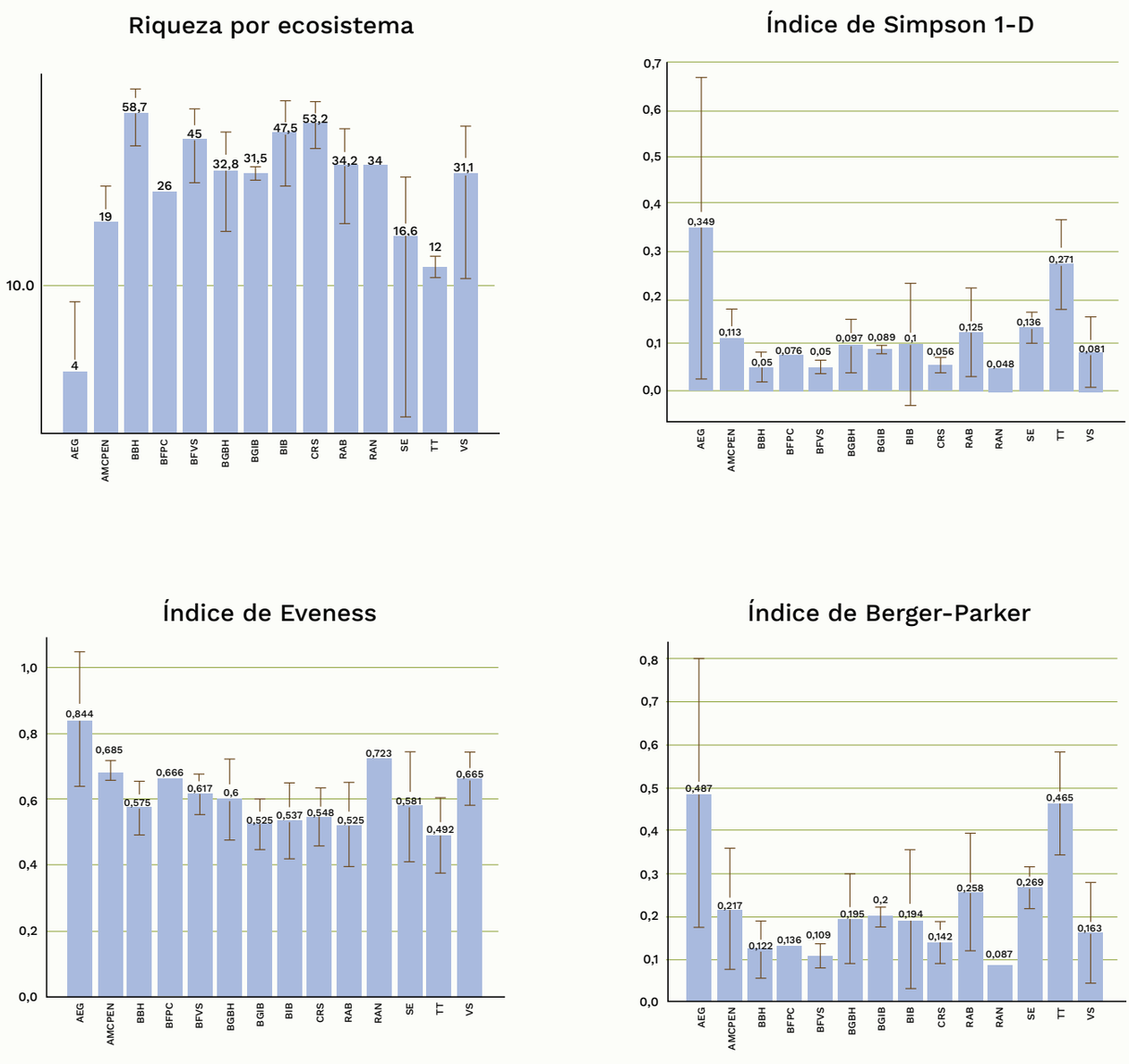
Implicaciones ecológicas

Los patrones observados sugieren la existencia de diferentes estados sucesionales o condiciones ambientales que modulan la estructura de las comunidades forestales. Los sitios con mayor diversidad (BBH, CRS) probablemente representan ecosistemas más maduros o con menor perturbación, de modo que permiten la coexistencia de más especies con abundancias similares. En contraste, sitios como AEG y TT podrían estar sujetos a factores limitantes o perturbaciones que favorecen la dominancia de especies específicas.

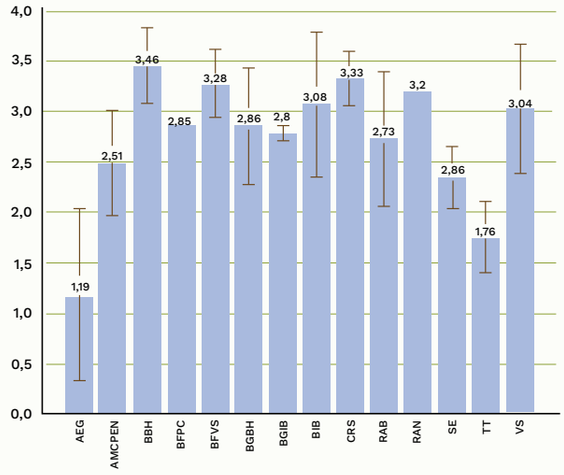
Es notable la ausencia de desviación estándar en algunos sitios (BFPC, RAN), lo que limita la interpretación de la variabilidad temporal o espacial en estos puntos de muestreo (figuras 35 y 36). Los resultados sugieren que la complejidad estructural de estas comunidades varía de manera significativa, probablemente como respuesta a gradientes ambientales o diferentes regímenes de perturbación. La relación inversa entre riqueza y dominancia apoya la hipótesis de que condiciones más favorables permiten una mayor coexistencia de especies, lo que da como resultado comunidades vegetales más diversas y estructuralmente complejas (Ter Steege, *et al.*, 2013).

Cabe resaltar que los agroecosistemas amazónicos representan un interesante caso de estudio en términos de diversidad biológica. Según Perfecto y Vandermeer (2008), los sistemas agrícolas tropicales pueden mantener niveles significativos de biodiversidad cuando conservan elementos del paisaje natural.

Figura 36. Valores del índice de diversidad por cada ecosistema evaluado en el marco del IFN en la región de la Amazonía colombiana



Índice Shannon H



5.9 Análisis de similaridad de Jaccard

El análisis de similaridad de Jaccard es una herramienta estadística que mide cuán parecidos son dos o más ecosistemas en términos de su composición, tomando en cuenta las especies forestales presentes en cada grupo de ecosistemas. Un valor de 1 indica que los ecosistemas son idénticos, mientras que un valor cercano a 0 sugiere que son muy diferentes. En este estudio, se identificaron 4 grupos principales de ecosistemas, cada uno con características únicas y niveles de similaridad distintos (tabla 22, figura 37).

5.9.1 Análisis de similaridad de Jaccard y estructura de los ecosistemas

Para el análisis de similaridad de Jaccard, las relaciones entre los grupos de ecosistemas se han representado mediante el dendrograma de la figura 37. En ella, se observa que el grupo 1, representado por el clúster violeta, incluye los ecosistemas VS, CRS, BFVS, BGBH, BIB y BBH. La alta similaridad (0,0214) entre VS y CRS sugiere que estos ecosistemas están estrechamente relacionados, lo cual posiblemente indica diferentes etapas de un proceso de regeneración natural después de una perturbación, como la tala o el abandono de tierras agrícolas. Dentro de este grupo, BIB y BBH forman un subgrupo distintivo, lo que indica que comparten características estructurales específicas, como tipos de vegetación o condiciones del suelo. Este grupo, al ser el más grande y cohesivo, requiere estrategias de manejo integradas que consideren su dinámica sucesional y su papel en la recuperación del paisaje.

El grupo 2, señalado por el clúster rojo, está conformado por los ecosistemas SE, RAB, RAN y TT. Este grupo muestra una baja similaridad general, lo que permite inferir que los ecosistemas que lo componen son bastante distintos entre sí. TT, en particular, es muy diferente y se une al grupo solo en niveles altos de disimilitud. La agrupación de SE, RAB y RAN sugiere que estos ecosistemas comparten algunas características. Sin embargo, su alta diferenciación con otros grupos indica que necesitan estrategias de conservación específicas para preservar su singularidad.

El grupo 3, visible en el clúster verde, incluye los ecosistemas BFPC y AEG. Aunque su similaridad es relativamente baja (0,0164), forman un clúster bien definido, lo que permite deducir que comparten condiciones ambientales o regímenes de perturbación similares. Este grupo pequeño pero distintivo requiere medidas de conservación adaptadas a sus características particulares, como la protección de hábitats específicos o el manejo de perturbaciones.

Tabla 22. Matriz de similaridad de Jaccard por tipo de ecosistema

Tipo de ecosistema	AMCPEN	BGIB	AEG	BFPC	RAB	RAN	SE
AMCPEN	1,0	0,0225	0,0139	0,0	0,0	0,0	0,006
BGIB	0,0225	1,0	0,0	0,0	0,0049	0,0118	0,0
AEG	0,0139	0,0	1,0	0,0164	0,0052	0,0	0,006
BFPC	0,0	0,0	0,0164	1,0	0,0056	0,0	0,0
RAB	0,0	0,0049	0,0052	0,0056	1,0	0,0053	0,0071
RAN	0,0	0,0118	0,0	0,0	0,0053	1,0	0,0061
SE	0,006	0,0	0,006	0,0	0,0071	0,0061	1,0
TT	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0064
BBH	0,0004	0,0019	0,0	0,0	0,0011	0,0	0,0008
BFVS	0,0	0,0118	0,0061	0,0	0,0038	0,0	0,0041
BGBH	0,0	0,0049	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BIB	0,0024	0,0016	0,0008	0,0016	0,0062	0,0016	0,0039
CRS	0,0016	0,0049	0,0016	0,0066	0,0087	0,005	0,0075
VS	0,0054	0,0104	0,0053	0,0162	0,0127	0,0081	0,0022

Tipo de ecosistema	TT	BBH	BFVS	BGBH	BIB	CRS	VS
AMCPEN	0,0	0,0004	0,0	0,0	0,0024	0,0016	0,0054
BGIB	0,0	0,0019	0,0118	0,0049	0,0016	0,0049	0,0104
AEG	0,0	0,0	0,0061	0,0	0,0008	0,0016	0,0053
BFPC	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0016	0,0066	0,0162
RAB	0,0	0,0011	0,0038	0,0	0,0062	0,0087	0,0127
RAN	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0016	0,005	0,0081
SE	0,0064	0,0008	0,0041	0,0	0,0039	0,0075	0,0022
TT	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BBH	0,0	1,0	0,0008	0,0015	0,011	0,0048	0,0022
BFVS	0,0	0,0008	1,0	0,0	0,0054	0,014	0,0069
BGBH	0,0	0,0015	0,0	1,0	0,0023	0,0075	0,0062
BIB	0,0	0,011	0,0054	0,0023	1,0	0,0138	0,0124
CRS	0,0	0,0048	0,014	0,0075	0,0138	1,0	0,0214
VS	0,0	0,0022	0,0069	0,0062	0,0124	0,0214	1,0

El grupo 4, representado por el clúster naranja, está conformado por los ecosistemas BGIB y AMCPEN. Este grupo muestra una alta similaridad relativa (0,0225), lo que indica que sus ecosistemas son muy parecidos entre sí, pero muy diferentes de los demás grupos. Su separación como grupo independiente permite inferir la necesidad de desarrollar estrategias de conservación particulares para mantener su integridad ecológica.

En la figura 37 se observa una alta diferenciación general entre ecosistemas. Esto podría interpretarse como un indicador positivo desde el punto de vista de la conservación, ya que sugiere que cada tipo de ecosistema contribuye de manera única a la biodiversidad regional. También implica que la pérdida de cualquiera de estos ecosistemas podría significar la pérdida de características ecológicas únicas que no se encuentran en los otros tipos.

De acuerdo con los resultados obtenidos en el análisis de Jaccard, se generaron los mapas de la figura 38, uno por cada grupo de ecosistemas relacionados en la figura 37.

Figura 37. Dendrograma de similaridad de Jaccard por ecosistema

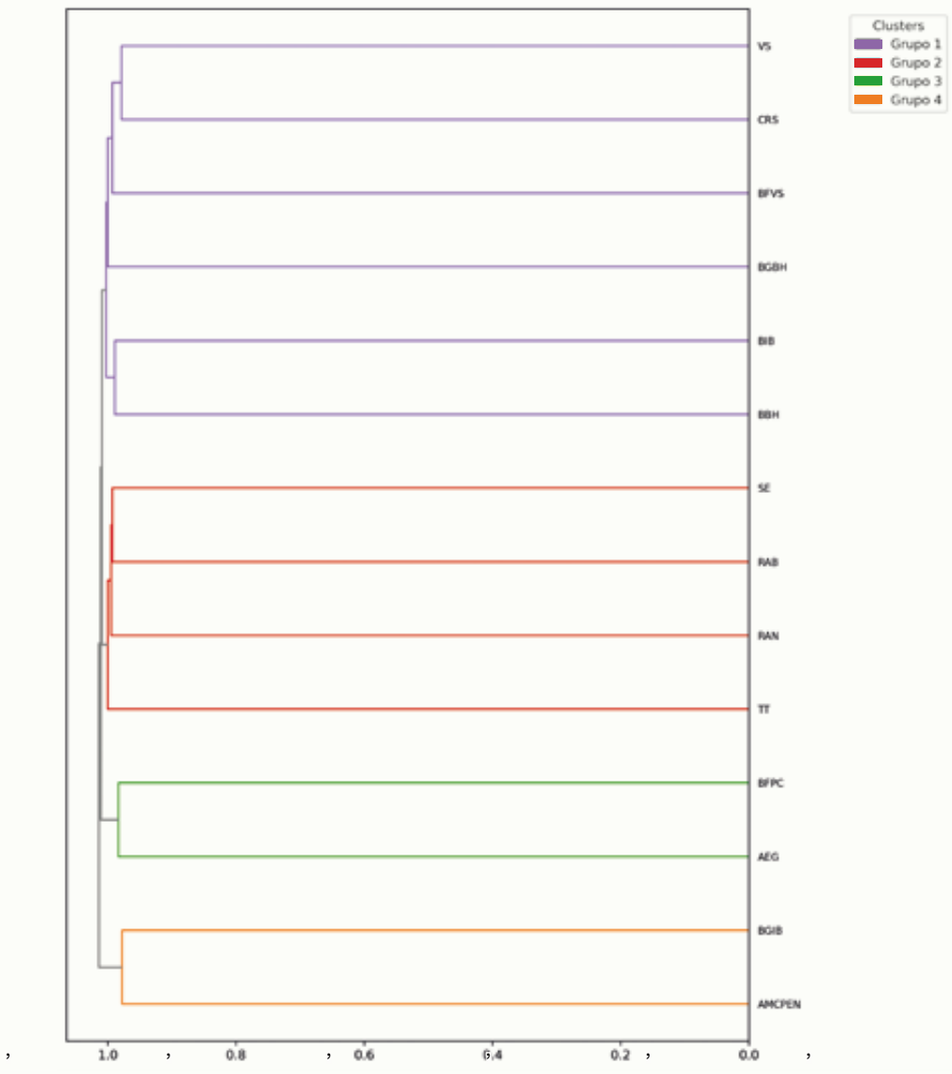
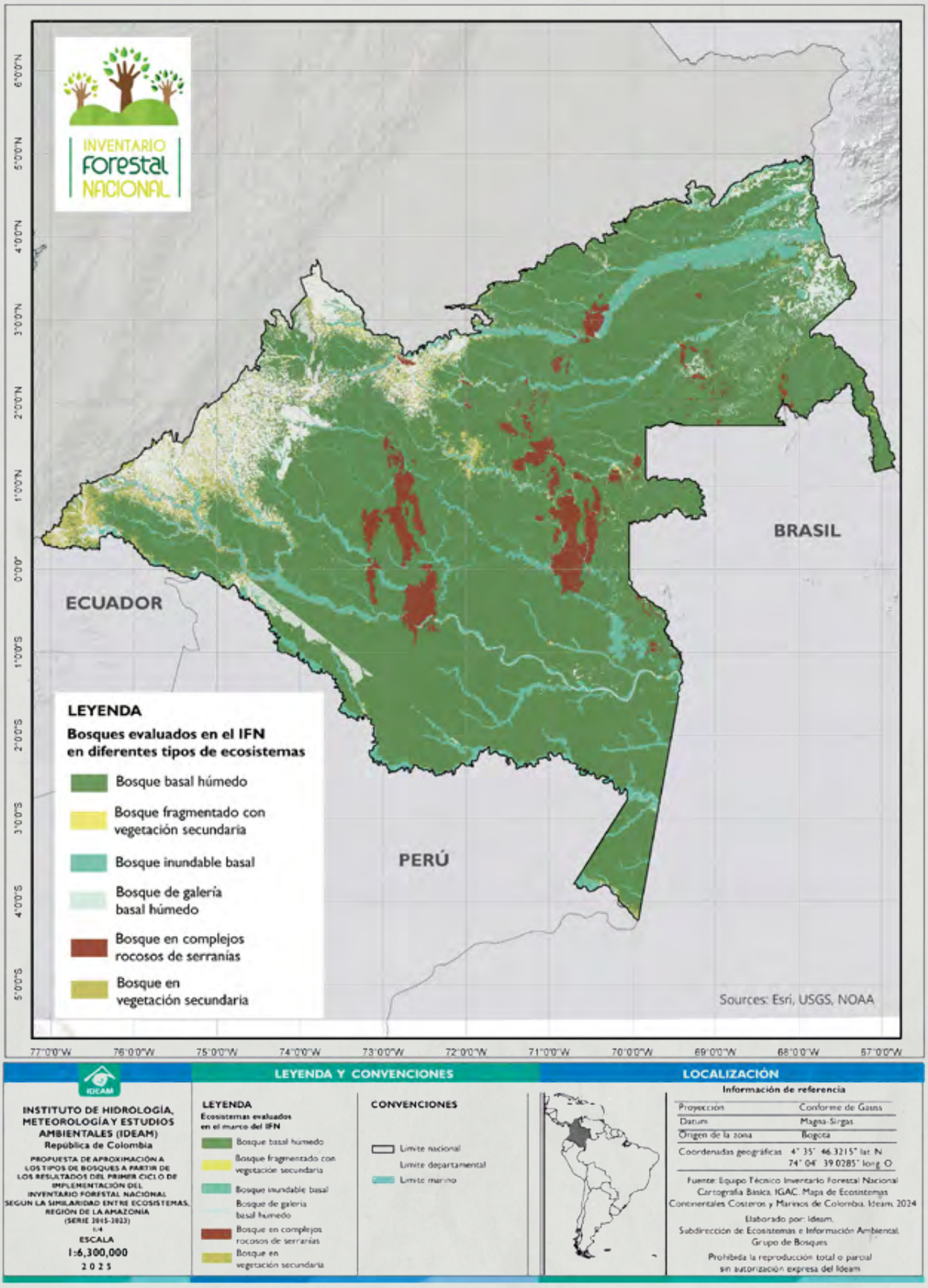
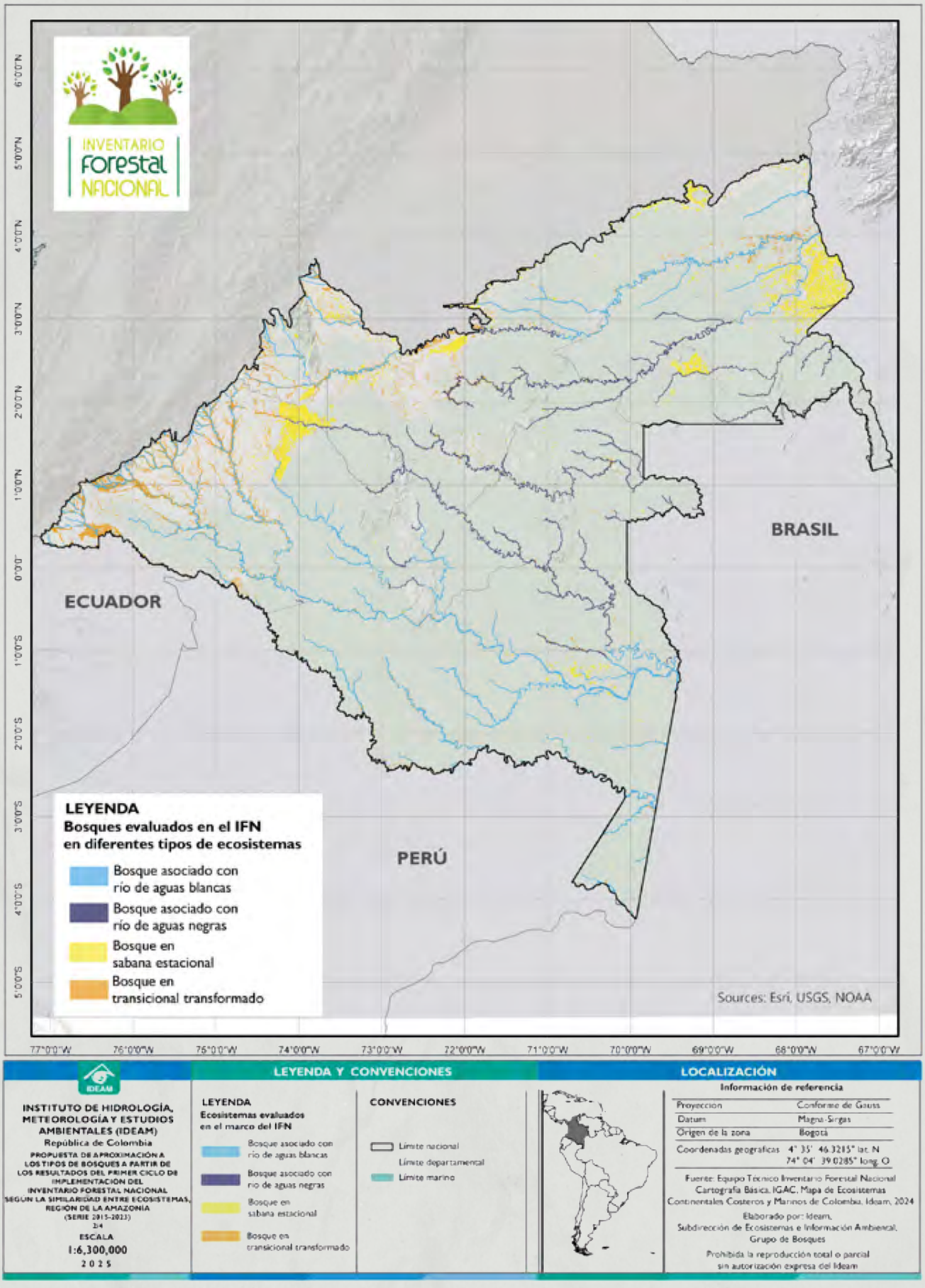


Figura 38. Mapa de tipo de ecosistemas evaluados con el IFN en la Amazonía colombiana

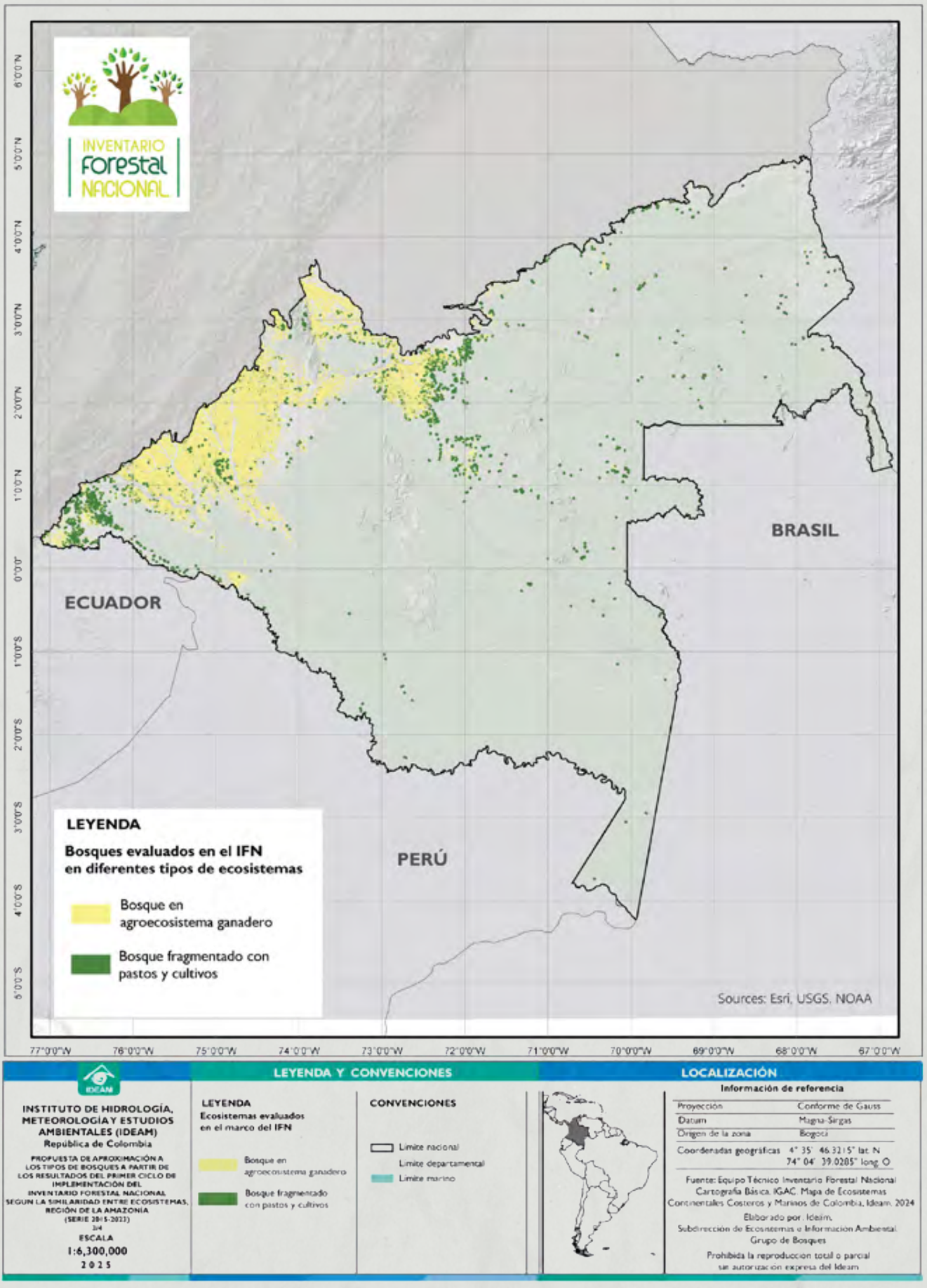
a) Grupo 1.



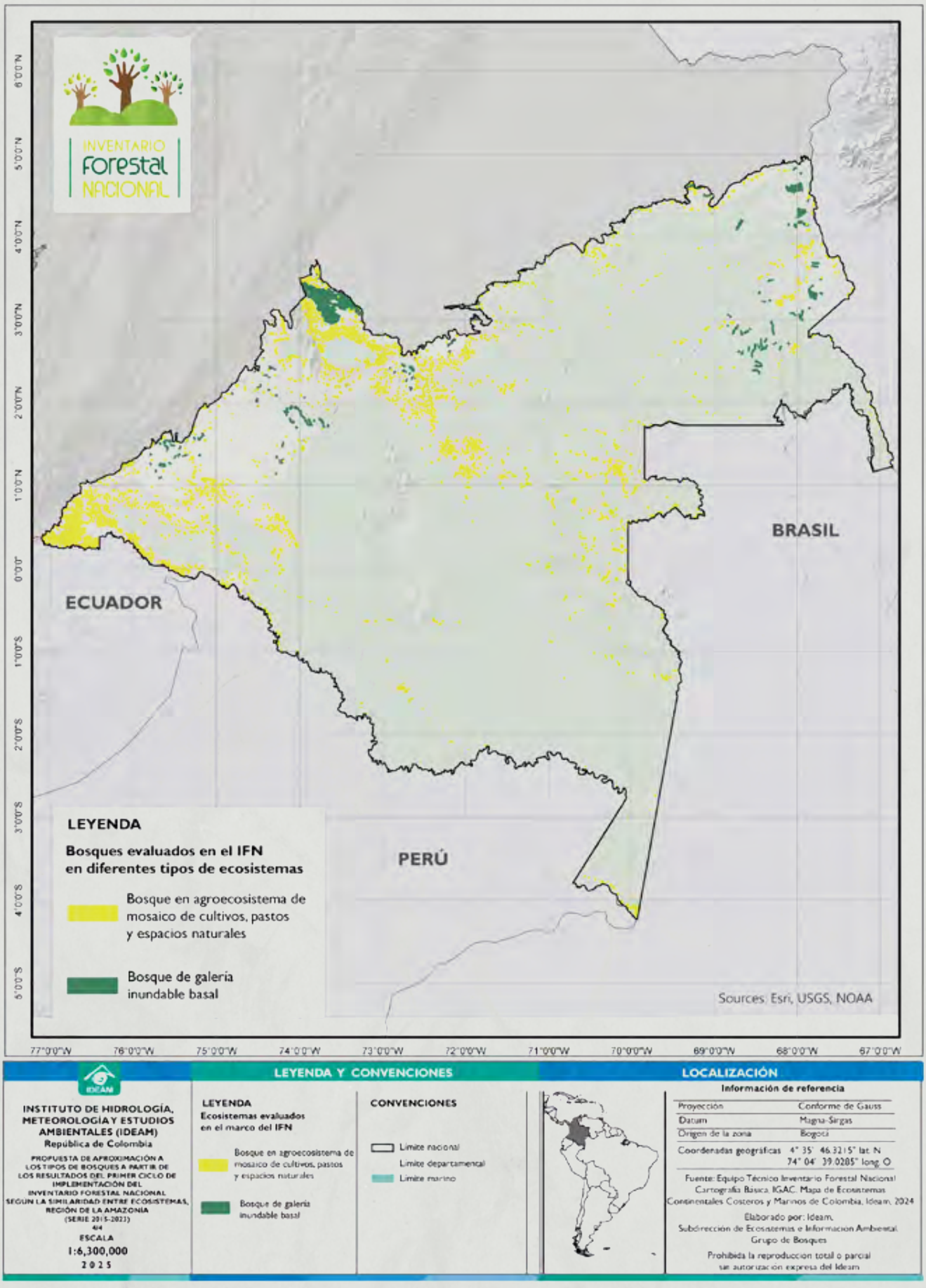
b) Grupo 2.


INVENTARIO
forestal
NACIONAL
BRASIL
ECUADOR
PERÚ
LEYENDA
Bosques evaluados en el IFN
en diferentes tipos de ecosistemas
Bosque asociado con río de aguas blancas
Bosque asociado con río de aguas negras
Bosque en sabana estacional
Bosque en transicional transformado
Sources: Esri, USGS, NOAA
6°0'0"N
5°0'0"N
4°0'0"N
3°0'0"N
2°0'0"N
1°0'0"N
0°0'0"
1°0'0"S
2°0'0"S
3°0'0"S
4°0'0"S
5°0'0"S
77°0'0"W
76°0'0"W
75°0'0"W
74°0'0"W
73°0'0"W
72°0'0"W
71°0'0"W
70°0'0"W
69°0'0"W
68°0'0"W
67°0'0"W
IDEAM
INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM)
República de Colombia
PROPUESTA DE APROXIMACIÓN A LOS TIPOS DE BOSQUES A PARTIR DE LOS RESULTADOS DEL PRIMER CICLO DE IMPLEMENTACIÓN DEL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL SEGÚN LA SIMILARIDAD ENTRE ECOSISTEMAS, REGIÓN DE LA AMAZONIA
(SERIE 2015-2023)
2/4
ESCALA
1:6,300,000
2025
LEYENDA Y CONVENCIONES
LEYENDA
Ecosistemas evaluados en el marco del IFN
Bosque asociado con río de aguas blancas
Bosque asociado con río de aguas negras
Bosque en sabana estacional
Bosque en transicional transformado
CONVENCIONES
Límite nacional
Límite departamental
Límite marino
LOCALIZACIÓN
Información de referencia
Proyección Conforme de Gauss
Datum Magna-Sirgas
Origen de la zona Bogotá
Coordenadas geográficas 4° 35' 46.3215" lat. N
74° 04' 39.0285" long. O
Fuente: Equipo Técnico Inventario Forestal Nacional
Cartografía Básica, IGAC. Mapa de Ecosistemas Continentales Costeros y Marinos de Colombia, Ideam, 2024
Elaborado por: Ideam,
Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental,
Grupo de Bosques
Prohibida la reproducción total o parcial sin autorización expresa del Ideam

c) Grupo 3.


INVENTARIO
forestal
NACIONAL
BRASIL
ECUADOR
PERÚ
LEYENDA
Bosques evaluados en el IFN
en diferentes tipos de ecosistemas
Bosque en agroecosistema ganadero
Bosque fragmentado con pastos y cultivos
Sources: Esri, USGS, NOAA
6°0'0"N
5°0'0"N
4°0'0"N
3°0'0"N
2°0'0"N
1°0'0"N
0°0'0"
1°0'0"S
2°0'0"S
3°0'0"S
4°0'0"S
6°0'0"S
77°0'0"W
76°0'0"W
75°0'0"W
74°0'0"W
73°0'0"W
72°0'0"W
71°0'0"W
70°0'0"W
69°0'0"W
68°0'0"W
67°0'0"W
LEYENDA Y CONVENCIONES
LOCALIZACIÓN
INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM)
República de Colombia
PROPUESTA DE APROXIMACIÓN A LOS TIPOS DE BOSQUES A PARTIR DE LOS RESULTADOS DEL PRIMER CICLO DE IMPLEMENTACIÓN DEL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL SEGUN LA SIMILARIDAD ENTRE ECOSISTEMAS, REGIÓN DE LA AMAZONIA (SERIE 2015-2021)
3/4
ESCALA
1:6,300,000
2025
LEYENDA
Ecosistemas evaluados en el marco del IFN
Bosque en agroecosistema ganadero
Bosque fragmentado con pastos y cultivos
CONVENCIONES
Límite nacional
Límite departamental
Límite marino
Información de referencia
Proyección Conforme de Gauss
Datum Magna-Sirgas
Origen de la zona Bogotá
Coordenadas geográficas 4° 35' 46.3215" lat. N
74° 04' 39.0285" long. O
Fuente: Equipo Técnico Inventario Forestal Nacional
Cartografía Básica IGAC. Mapa de Ecosistemas Continentales Costeros y Marinos de Colombia, Ideam, 2024
Elaborado por: Ideam,
Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental
Grupo de Bosques
Prohibida la reproducción total o parcial sin autorización expresa del Ideam

d) Grupo 4.


INVENTARIO
forestal
NACIONAL
BRASIL
ECUADOR
PERÚ
LEYENDA
Bosques evaluados en el IFN
en diferentes tipos de ecosistemas
Bosque en agroecosistema de mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales
Bosque de galería inundable basal
Sources: Esri, USGS, NOAA
77°0'0"W
76°0'0"W
75°0'0"W
74°0'0"W
73°0'0"W
72°0'0"W
71°0'0"W
70°0'0"W
69°0'0"W
68°0'0"W
67°0'0"W
6°0'0"N
5°0'0"N
4°0'0"N
3°0'0"N
2°0'0"N
1°0'0"N
0°0'0"
1°0'0"S
2°0'0"S
3°0'0"S
4°0'0"S
5°0'0"S
LEYENDA Y CONVENCIONES
LOCALIZACIÓN
INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM)
República de Colombia
PROPUESTA DE APROXIMACIÓN A LOS TIPOS DE BOSQUES A PARTIR DE LOS RESULTADOS DEL PRIMER CICLO DE IMPLEMENTACIÓN DEL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL SEGÚN LA SIMILARIDAD ENTRE ECOSISTEMAS, REGIÓN DE LA AMAZONIA
(SERIE 2015-2021)
4/4
ESCALA
1:6,300,000
2025
LEYENDA
Ecosistemas evaluados en el marco del IFN
Bosque en agroecosistema de mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales
Bosque de galería inundable basal
CONVENCIONES
Límite nacional
Límite departamental
Límite marino
Información de referencia
Proyección Conforme de Gauss
Datum Magna-Sirgas
Origen de la zona Bogotá
Coordenadas geográficas 4° 35' 46.3215" lat. N
74° 04' 39.0285" long. O
Fuente: Equipo Técnico Inventario Forestal Nacional
Cartografía Básica IGAC, Mapa de Ecosistemas Continentales Costeros y Marinos de Colombia, Ideam, 2024
Elaborado por: Ideam,
Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental
Grupo de Bosques
Prohibida la reproducción total o parcial sin autorización expresa del Ideam

Grupo 1

El primer grupo de ecosistemas está representado por BBH, que ocupa la mayor cobertura de la región de la Amazonía, desde el límite noroccidental de Puerto Guzmán y Mecaya (Putumayo), incluyendo el centro norcentral en Santa Rita (Guaviare) y Macarena (Meta), hasta configurarse en una masa boscosa que ocupa la Amazonía.

Encontramos también los ecosistemas de BFVS y VS, con presencia hacia la zona límite noroccidental de la Amazonía, en la Hormiga y Puerto Caicedo en límites con Puerto Asís (Putumayo), y hacia el centro de la Amazonía en Mapiripán (Meta).

Por su parte, el ecosistema de BIB se encuentra alrededor de las áreas de inundación y rebalses de los drenajes principales de los ríos Caquetá, Putumayo, Guaviare, Meta y Apaporis en los bosques amazónicos.

El ecosistema de BGBH se concentra hacia el oriente (Guainía), hacia el sur del río Inírida y el río Negro en la Reserva Nacional Natural Puinawai, hacia las comunidades indígenas de Mapiripana, Naquén y Samuro Matraca, principalmente.

Finalmente, el ecosistema de los CRS, que se encuentran visibles hacia el interior de la Amazonía, principalmente en el Parque Nacional Natural Serranía de la Macarena, el Parque Nacional Natural de Chiribiquete, la serranía de la Lindosa y, en general, los cerros rocosos que conforman parte del Escudo Guayanés, como los cerros de Mavicure.

Grupo 2

El segundo grupo está representado por el TT. Este ecosistema se encuentra en el límite noroccidental de la Amazonía, en el conocido arco de deforestación, que comprende diferentes sectores, como desde el río Caguán hasta el río Camuya, las sabanas del Yarí (Meta y Caquetá); el Parque Nacional Natural Tinigua (Meta); el norte del Parque Nacional Natural de Chiribiquete, Calamar, Miraflores y el resguardo indígena Nukak-Makú (Guaviare).

Por su parte, el ecosistema de SE se encuentra, principalmente, en el noroccidente, hacia las sabanas del Yarí (Meta y Caquetá), y hacia el oriente, en las sabanas abiertas de Inírida (Guainía).

Finalmente, el ecosistema de RAB se asocia con los cauces de los ríos principales, como los ríos Caquetá, Putumayo, Guaviare y Meta. En cambio, el ecosistema de RAN se relaciona con los ríos Apaporis, Negro, Inírida, Guayabero, entre otros.

Grupo 3

El tercer grupo de ecosistemas está representado por el AG. Este ecosistema se localiza en el límite noroccidental de la Amazonía, dentro de la zona conocida como el arco de deforestación. Su distribución abarca sectores críticos, como el área de los ríos Caguán y Camuya, las sabanas del Yarí, los alrededores del Parque Nacional Natural Tinigua, la porción norte del Parque Nacional Natural de Chiribiquete, la región Calamar-Miraflores y zonas del resguardo indígena Nukak-Makú en Guaviare. Específicamente, se encuentra en los municipios de La Hormiga y Puerto Asís (Putumayo); Florencia, San Vicente del Caguán y Cartagena del Chairá (Caquetá); La Macarena (Meta); Calamar y Miraflores (Guaviare). En contraste, el ecosistema de BFPC tiene una distribución más restringida, ya que se presenta principalmente en los departamentos de Meta y Guaviare, dentro de la región amazónica.

Grupo 4

El cuarto grupo de ecosistemas está representado por los AMCPEN. Estos agroecosistemas se encuentran dispersos hacia al norte, en los municipios de San Juan de Arama y Vista Hermosa (Meta). Por su parte, los BGIB se encuentran asociados a las áreas de rebalse de los ríos Guape y Ariari en Vista Hermosa (Meta).

5.9.2 Implicaciones para la gestión y conservación

Los patrones de conectividad revelados por el dendrograma muestran una estructura jerárquica, que no era inmediatamente evidente en la matriz de similaridad. Los 4 grupos principales sugieren dife-

rentes unidades de gestión potenciales (figura 37). El grupo 1, al ser el más grande y cohesivo, necesita un enfoque integrado, mientras que los grupos 3 y 4, los más pequeños, requieren estrategias específicas adaptadas a sus características particulares. Las conexiones entre grupos podrían representar corredores ecológicos naturales que deben preservarse para mantener la conectividad del paisaje. En términos de prioridades de conservación, los ecosistemas que se agrupan en las posiciones más distantes del dendrograma, como TT en el grupo 2, merecen especial atención por su singularidad.

El análisis de similaridad de Jaccard (cap. 5.9.1) y la estructura jerárquica revelada por el dendrograma (figura 37) proporcionan una visión clara de las relaciones entre los ecosistemas estudiados. Esta información es fundamental para diseñar estrategias de conservación y manejo que protejan la biodiversidad y mantengan la funcionalidad del paisaje. La clave está en equilibrar la protección de los ecosistemas únicos con la preservación de las conexiones ecológicas que sostienen la integridad del conjunto. Este enfoque estructurado permite una aproximación más efectiva para la conservación y manejo de los ecosistemas, y asegura su sostenibilidad a largo plazo.

5.9.3 Consideraciones de manejo integrado

La estructura jerárquica identificada sugiere la necesidad de implementar planes de manejo en múltiples escalas. Para desarrollar estrategias de conservación, es fundamental prestar atención a los gradientes ecológicos que conectan estos grupos, mientras que las estrategias de restauración deberían considerar cuidadosamente las relaciones jerárquicas reveladas por el dendrograma (figura 37). Cada grupo contribuye de manera única a la biodiversidad regional, por lo que es crucial mantener tanto la integridad individual de cada ecosistema como las conexiones ecológicas entre los diferentes grupos identificados.

5.10 Especies forestales indicadoras por tipo de ecosistema en la región de la Amazonía de Colombia

Las especies forestales indicadoras juegan un papel crucial en la comprensión y evaluación de los ecosistemas. Su relevancia radica en su capacidad para proporcionar información valiosa sobre las condiciones bióticas y abióticas de un área específica. Estas especies actúan como barómetros naturales, de manera que permiten interpretar y aproximar las características del entorno en el que se encuentran. Además, estas especies tienen un potencial predictivo significativo, ya que pueden ayudar a estimar la diversidad de otros grupos taxonómicos o anticipar las condiciones de biodiversidad en áreas cercanas dentro de la misma región. Diversos estudios, como los realizados por De Cáceres y Legendre (2009), y los trabajos posteriores de De Cáceres *et al.* (2010, 2012), han respaldado estas aplicaciones de las especies indicadoras, y han profundizado en ellas, subrayando su importancia para la ecología y la conservación.

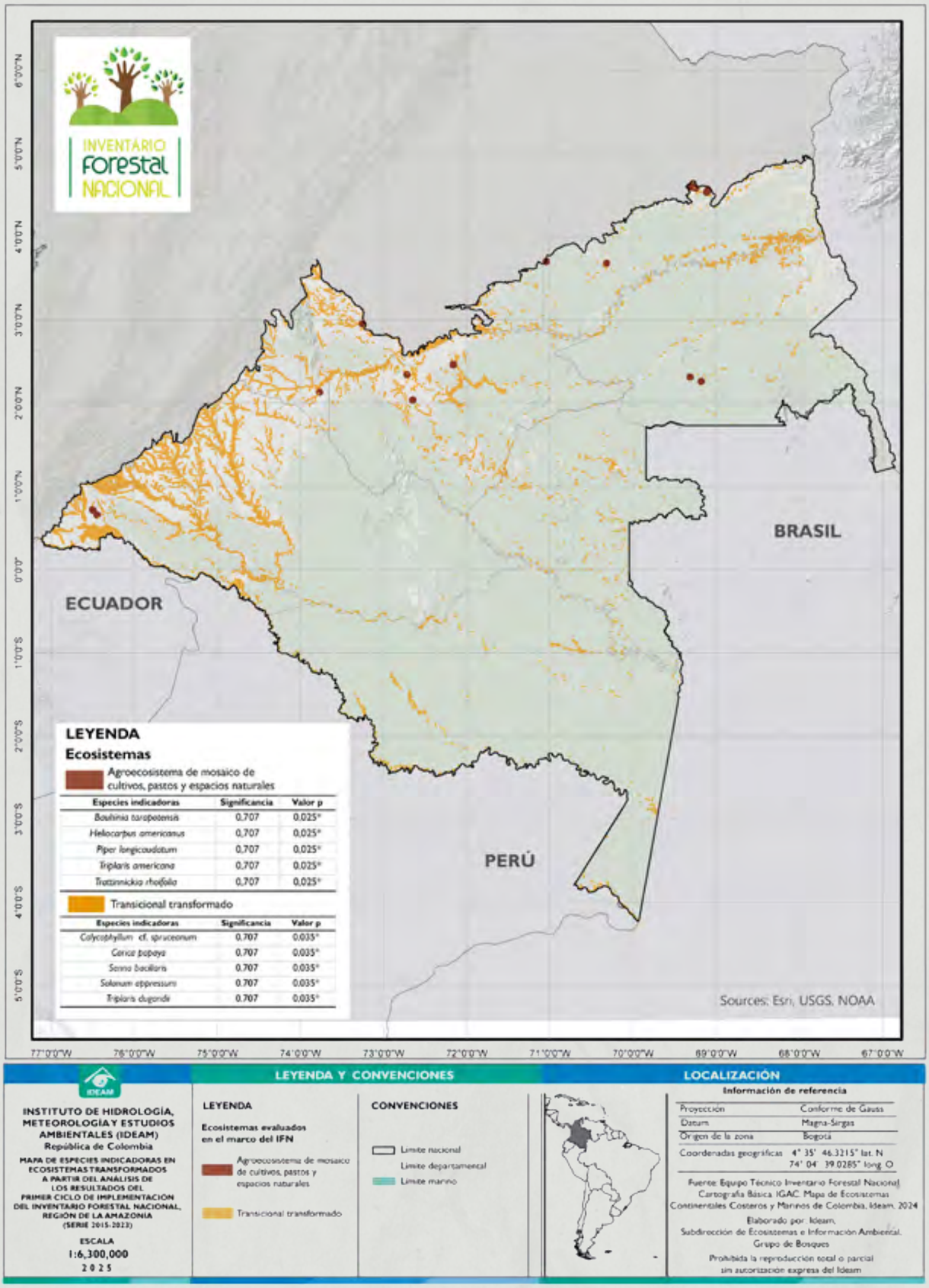
Los ecosistemas de la Amazonía colombiana conforman un complejo mosaico de paisajes interconectados, cada uno con características específicas que enriquecen la biodiversidad de la región, como se observa en la figura 39. Los bosques basales húmedos predominan en este paisaje, caracterizados por un dosel continuo, que puede alcanzar alturas entre 35 y 60 metros, y una notable diversidad de especies, además de presentar una estructura vertical bien definida (Murcia-García *et al.*, 2016; Ideam *et al.*, 2017).

En las áreas transformadas, se encuentran los agroecosistemas de mosaico, que combinan cultivos y espacios naturales, de manera que preservan cierta funcionalidad ecológica (Flores *et al.*, 2024). Los bosques fragmentados muestran diferentes grados de intervención humana, donde especies pioneras, como *Bauhinia tarapotensis*, *Heliocarpus americanus* y *Piper longicaudatum*, lideran los procesos de regeneración (León y Sterling, 2020).

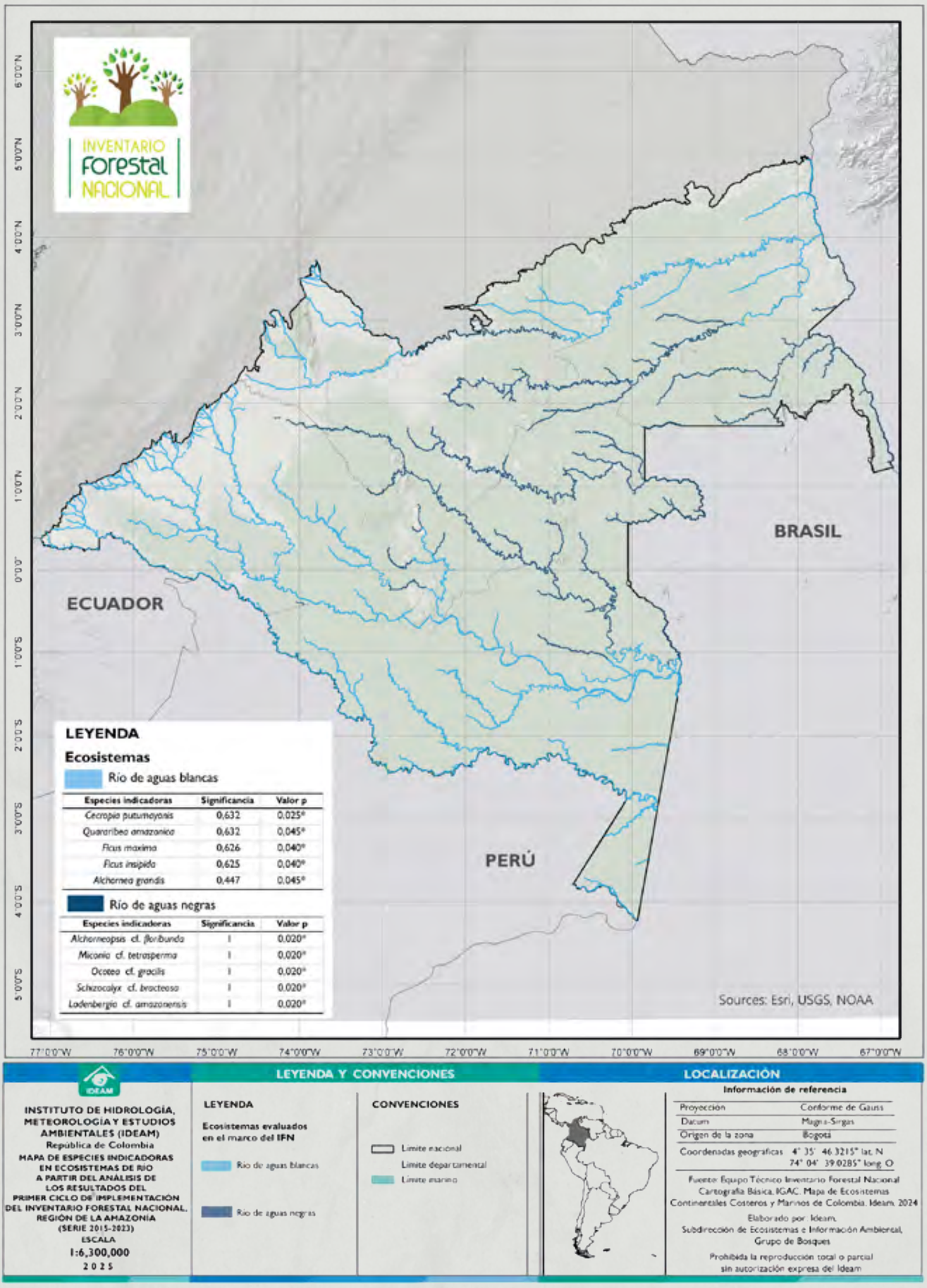
Los bosques de galería y riparios actúan como corredores esenciales a lo largo de los cuerpos de agua, que albergan especies adaptadas a inundaciones periódicas (Núñez *et al.*, 2019). Además, las sabanas estacionales aportan heterogeneidad al paisaje, y proporcionan hábitats para especies endémicas que se han adaptado a condiciones específicas.

Figura 39. Mapa de especies indicadoras para los ecosistemas de interés en la región de la Amazonía colombiana

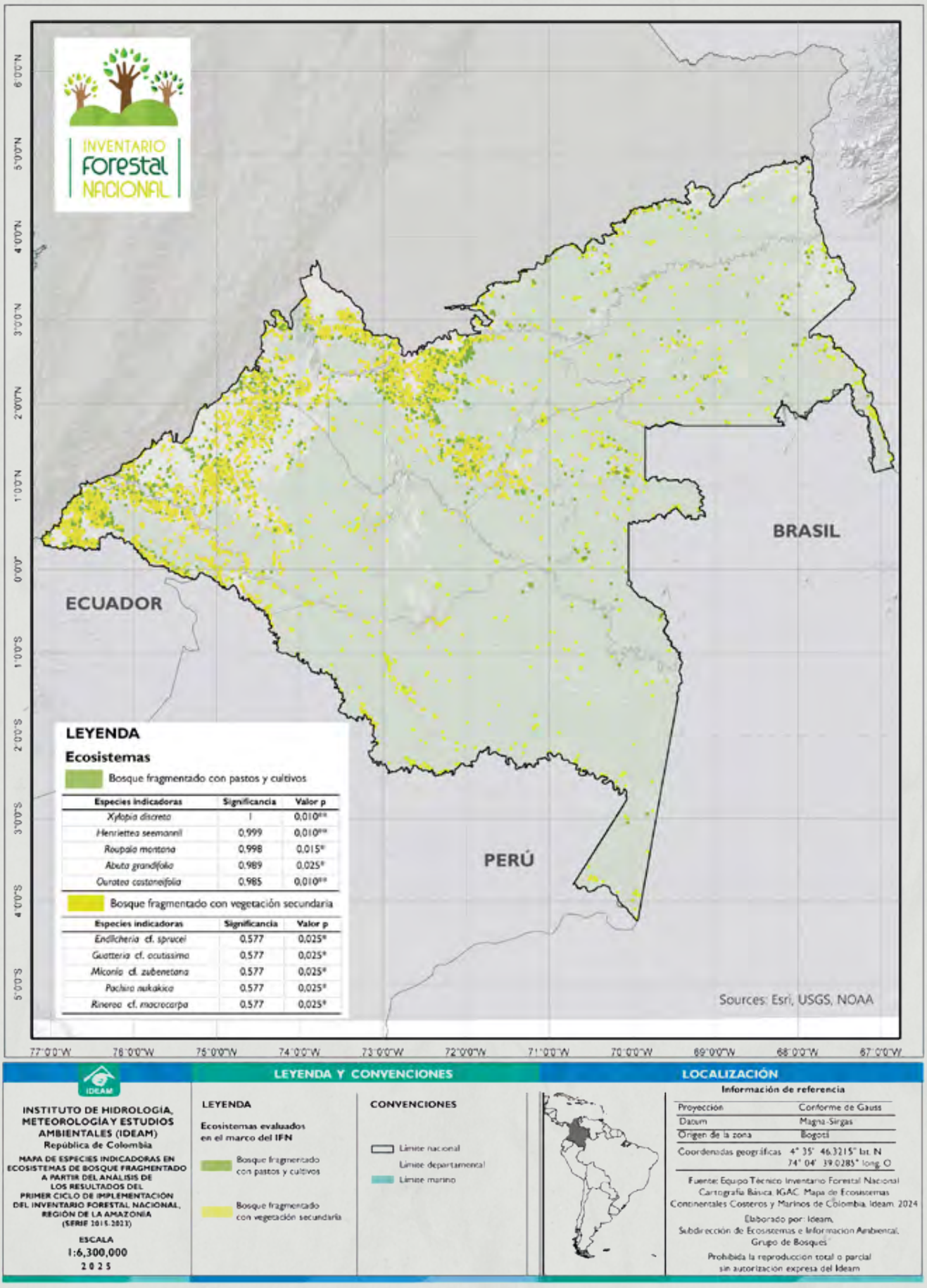
a) Ecosistemas AMCPEN y TT



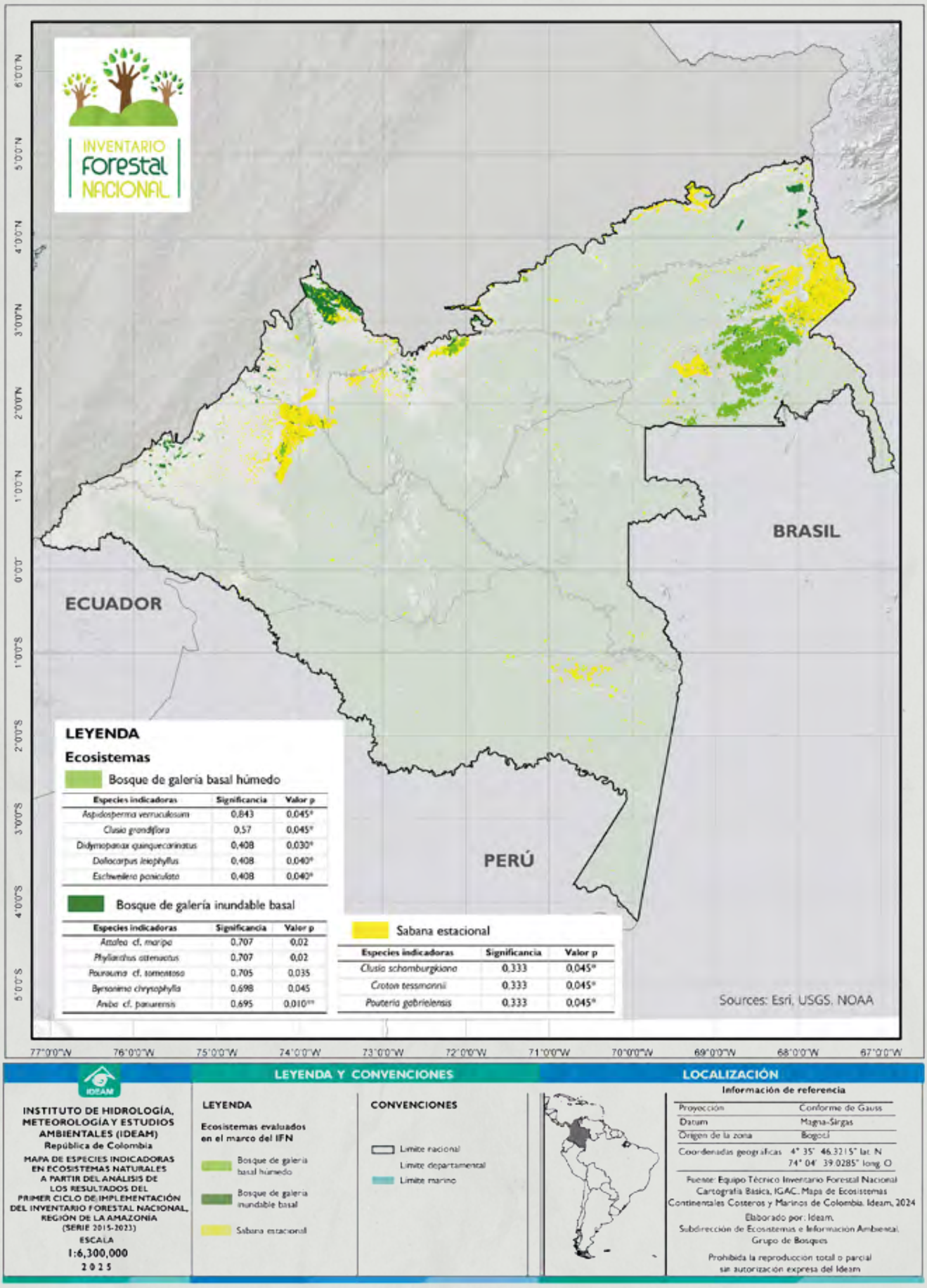
b) ecosistemas RAN y RAB



c) ecosistemas BFPC y BFVS



d) ecosistemas BGBH, BGIB y SE.



La intrincada red hídrica incluye ríos de aguas blancas, ricos en sedimentos andinos, que sustentan ecosistemas acuáticos diversos (Agudelo *et al.*, 2006). Esta variedad de ecosistemas de la Amazonía conforma un paisaje dinámico que alberga una de las mayores concentraciones de biodiversidad del planeta. Sin embargo, esta riqueza se ve amenazada cada vez más por la expansión de la frontera agropecuaria y otros procesos de transformación antrópica (Ruíz *et al.*, 2007).

En la tabla 23 se presenta el análisis de especies indicadoras de la Amazonía colombiana. Este tipo de análisis es una valiosa herramienta para comprender la dinámica ecológica de los ecosistemas naturales y transformados, en especial de aquellos que han sido modificados por actividades humanas, como la agricultura y la fragmentación del bosque.

Para el análisis de especies indicadoras, se tienen en cuenta las siguientes métricas: estadístico, valor p y significancia. Estas métricas en conjunto permiten evaluar cuáles especies son buenos indicadores para cada ecosistema identificado en el análisis.

1. Estadístico (estad.)

- Este valor representa la fuerza de la asociación entre la especie y el grupo específico.
- El rango va de 0 a 1, donde valores más cercanos a 1 indican una asociación más fuerte.
- Es el valor del indicador de valor (IndVal.g), que combina tanto la especificidad (qué tan exclusiva es la especie de un grupo) como la fidelidad (con qué frecuencia aparece la especie dentro del grupo).

2. Valor p

- Indica la probabilidad de obtener un valor estadístico igual o más extremo que el observado, bajo la hipótesis nula de que no hay asociación.
- Valores más pequeños (típicamente $p < 0,05$) sugieren que la asociación es estadísticamente significativa.
- Representa la probabilidad de que la asociación observada sea producto del azar.

3. Significancia (sig.)

- Muestra el nivel de significancia estadística mediante asteriscos:
  - Un asterisco (*) indica significancia al nivel $p < 0,05$.
  - Dos asteriscos (**) indican significancia al nivel $p < 0,01$.
- Es una forma visual rápida de identificar cuáles asociaciones son más estadísticamente sólidas.

Tabla 23. Análisis de especies indicadoras para los tipos de ecosistemas de la región de la Amazonía colombiana

Multilevel pattern analysis

Función de asociación: IndVal.g
Nivel de significancia (alpha): 0,05

N.° total de especies: 2.966
N.° de especies seleccionadas: 121
N.° de especies asociadas a 1 grupo: 111
N.° de especies asociadas a 2 grupos: 10
N.° de especies asociadas a 3 grupos: 0

Listado de especies asociado a cada combinación

Grupo AMCPEN
N.° de spp.: 10

	Stad.	Valor p	Sig.
Bauhinia tarapotensis	0,707	0,025	*
Cedrela sp.	0,707	0,025	*
Heliocarpus americanus	0,707	0,025	*
Piper longicaudatum	0,707	0,02	*
Triplaris americana	0,707	0,025	*
Trattinnickia rhoifolia	0,707	0,025	*
Tetrorchidium macrophyllum	0,706	0,045	*
Coccoloba sp.	0,706	0,03	*
Machaerium arboreum	0,705	0,015	*
Marlimorimia contorta	0,701	0,03	*

Grupo BFPC
N.° de spp.: 13

	Stad.	Valor p	Sig.
Xylopia discreta	1	0,01	**
Henriettea seemannii	0,999	0,01	**
Roupala montana	0,998	0,015	*
Abuta grandifolia	0,989	0,025	*
Ouratea castaneifolia	0,985	0,01	**
Euterpe sp.	0,971	0,02	*
Protium goudotianum	0,969	0,01	**
Tapura amazonica	0,947	0,02	*
Ampelocera edentula	0,943	0,015	*
Cordia bicolor	0,931	0,03	*
Jupunba trapezifolia	0,914	0,03	*
Miconia sp.	0,864	0,04	*
Bellucia pentamera	0,76	0,045	*

Grupo BFVS
N.° de spp.: 12

	Stad.	Valor p	Sig.
Endlicheria cf. *sprucei*	0,577	0,025	*
Guatteria cf. *acutissima*	0,577	0,025	*
Miconia cf. *zubenetana*	0,577	0,025	*
Pachira nukakica	0,577	0,02	*
Rinorea cf. *macrocarpa*	0,577	0,025	*
Sapium cf. *marmieri*	0,577	0,025	*
Vitex sp.	0,577	0,025	*
Casearia ulmifolia	0,576	0,04	*
Flacourtiaceae	0,575	0,04	*
Prunus sp.	0,575	0,045	*
Inga sapindoides	0,567	0,03	*
Neea cf. *macrophylla*	0,563	0,035	*

Grupo BGBH
N.° de spp.: 14

	Stad.	Valor p	Sig.
Aspidosperma verruculosum	0,843	0,045	*
Clusia grandiflora	0,57	0,045	*
Didymopanax quinquecarinatus	0,408	0,03	*
Doliocarpus leiophyllus	0,408	0,04	*
Eschweilera paniculata	0,408	0,04	*

Licania parvifructa	0,408	0,03	*
Miconia tocohirta	0,408	0,03	*
Potalia coronata	0,408	0,04	*
Prestoea schultzeana	0,408	0,03	*
Retiniphyllum chloranthum	0,408	0,04	*
Sloanea zuliaensis	0,408	0,05	*
Dendropanax resinosus	0,408	0,05	*
Guatteria maypurensis	0,408	0,04	*
Retiniphyllum truncatum	0,407	0,04	*

Grupo BGIB N.° de spp.: 11			
	Stad.	Valor p	Sig.
Attalea cf. *maripa*	0,707	0,02	*
Phyllanthus attenuatus	0,707	0,02	*
Pourouma cf. *tomentosa*	0,705	0,035	*
Oenocarpus sp.	0,701	0,035	*
Byrsonima chrysophylla	0,698	0,045	*
Aniba cf. *panurensis*	0,695	0,01	**
Vochysia lehmannii	0,695	0,05	*
Miconia tetraspermoides	0,693	0,045	*
Xylopia polyantha	0,692	0,04	*
Attalea butyracea	0,663	0,035	*
Xylopia aromatica	0,617	0,045	*

Grupo RAB N.° de spp.: 12			
	Stad.	Valor p	Sig.
Cecropia putumayonis	0,632	0,025	*
Quararibea amazonica	0,632	0,045	*
Ficus maxima	0,626	0,04	*
Ficus insipida	0,625	0,04	*
Alchornea grandis	0,447	0,045	*
Alsophila cuspidata	0,447	0,045	*
Campsiandra laurifolia	0,447	0,035	*
Coussapoa asperifolia	0,447	0,035	*
Inga cf. *sapindoides*	0,447	0,045	*
Inga ingoides	0,447	0,045	*
Laetia sp.	0,447	0,04	*
Swinglea glutinosa	0,447	0,045	*

Grupo RAN N.° de spp.: 22			
	Stad.	Valor p	Sig.
Alchorneopsis cf. *floribunda*	1	0,02	*
Miconia cf. *tetrasperma*	1	0,02	*
Ocotea cf. *gracilis*	1	0,02	*
Schizocalyx cf. *bracteosa*	1	0,02	*
Ladenbergia cf. *amazonensis*	1	0,02	*
Ocotea aurantiodora	0,996	0,005	**
Inga fastuosa	0,996	0,015	*
Piper arboreum	0,984	0,01	**
Perebea cf. *xanthochyma*	0,971	0,02	*
Inga pezizifera	0,952	0,025	*
Aparisthmium cordatum	0,942	0,005	**
Bocageopsis multiflora	0,937	0,01	**
Miconia cf. *poeppigii*	0,937	0,025	*
Alchornea triplinervia	0,931	0,035	*
Stryphnodendron polystachyum	0,929	0,035	*
Senna silvestris	0,926	0,025	*
Zygia basijuga	0,912	0,025	*
Brosimum amazonicum	0,899	0,005	**
Dacryodes sp.	0,881	0,02	*
Ocotea aciphylla	0,87	0,03	*
Ormosia nobilis	0,834	0,05	*
Guatteria foliosa	0,816	0,02	*

Grupo SE N.° de spp.: 3			
	Stad.	Valor p	Sig.
Clusia schomburgkiana	0,333	0,045	*
Croton tessmannii	0,333	0,045	*
Pouteria gabrielensis	0,333	0,045	*

Grupo TT N.° de spp.: 11			
	Stad.	Valor p	Sig.
Calycophyllum cf. *spruceanum*	0,707	0,035	*
Carica papaya	0,707	0,035	*
Senna bacillaris	0,707	0,02	*
Solanum appressum	0,707	0,035	*
Triplaris dugandii	0,707	0,035	*
Urera caracasana	0,707	0,035	*
Nectandra cuspidata	0,706	0,04	*
Cochlospermum orinocense	0,702	0,025	*
Theobroma cacao	0,697	0,045	*
Hirtella racemosa	0,672	0,045	*
Bactris maraja	0,65	0,035	*

A continuación, se comentan las especies que actúan como indicadores clave de las condiciones ambientales y ecológicas de los diferentes grupos de ecosistemas presentados en la figura 39 y en el análisis de la tabla 23.

Bosques naturales

a) BGBH

La estructura y composición de los ecosistemas de BGBH está caracterizada por especies indicadoras que reflejan su estado de conservación y desarrollo sucesional. *Aspidosperma verruculosum* (IndVal. = 0,843) se destaca como especie indicadora dominante de este ecosistema, dado que es característica de los bosques maduros bien conservados. Este patrón coincide con los estudios realizados por Gentry (1993) en diversos bosques neotropicales, donde las especies del género *Aspidosperma* son consideradas elementos típicos de bosques primarios.

La presencia de *Clusia grandiflora*, junto con especies del género *Eschweilera*, sugiere un dosel bien desarrollado y conservado. Estas especies son particularmente importantes en la estructura vertical del bosque, y contribuyen a la formación de múltiples estratos. El género *Clusia* ha sido ampliamente documentado por Ter Steege *et al.* (2013) y Fine *et al.* (2006) como indicador de bosques amazónicos bien conservados, debido a su sensibilidad a la perturbación y a sus requerimientos específicos de hábitat.

La especie *Guatteria maypurensis* se encuentra típicamente asociada a los bosques de galería y zonas riparias, y es una indicadora confiable de la presencia de fuentes hídricas permanentes (Kew, 2025).

La complejidad estructural evidenciada por este conjunto de especies es característica de bosques amazónicos maduros, como lo documentan Phillips *et al.* (2019) en sus estudios sobre la dinámica forestal amazónica.

b) BGIB

En estos ecosistemas de BGIB, la dominancia de palmas de los géneros *Attalea* y *Oenocarpus* es un patrón consistente que ha sido extensamente documentado. Estas especies están adaptadas a los ciclos de inundación y juegan un papel crucial en la estructura y función del ecosistema, como lo demuestran los estudios de Pitman *et al.* (2014) y Wittmann *et al.* (2013).

Las especies del género *Byrsonima* son particularmente relevantes en estos ambientes, debido a su capacidad de adaptación a suelos con regímenes hídricos variables, como lo describieron Parolin *et al.* (2004) en sus investigaciones sobre adaptaciones ecológicas en bosques inundables amazónicos.

El género *Xylopia* merece especial atención por su rol en los procesos sucesionales tempranos de áreas inundables, ya que contribuyen a la estabilización del suelo y facilitan el establecimiento de otras especies.

Ecosistemas riparios y acuáticos, RAN y RAB

La distribución de especies indicadoras en los ecosistemas riparios, acuáticos, de RAN y RAB coincide con los patrones documentados por Naiman *et al.* (2010). Se destacan las siguientes especies: La especie *Cecropia putumayonis* es indicadora de perturbación natural en ambientes riparios, y es fundamental en la estabilización de orillas y la recuperación postdisturbio. Las especies del género *Ficus* cumplen un rol esencial en la conectividad riparia, ya que proporcionan recursos alimenticios para la fauna y contribuyen a la estabilidad de las riberas.

Campsiandra laurifolia se destaca en las zonas de inundación periódica, como lo documenta Rodrigues *et al.* (2012), y es crucial en la regulación de procesos ecológicos en estos ambientes dinámicos.

Ecosistemas transformados y de transición

a) BFPC y BFVS

La dinámica de los ecosistemas de BFPC y BFVS está fuertemente influenciada por especies pioneras y de sucesión temprana. Laurance *et al.* (2011) han documentado extensamente estos procesos en la Amazonía central y han destacado cómo la fragmentación afecta la composición y estructura del bosque.

Henriettea seemannii demuestra un papel fundamental en los procesos de regeneración natural, lo cual coincide con las observaciones de Mesquita *et al.* (2015) sobre la recuperación de bosques perturbados. Los patrones de colonización observados en *Pachira nukakica* son consistentes con los procesos de sucesión secundaria en la regeneración de bosques neotropicales.

b) AMCPEN

El ecosistema de AMCPEN muestra un patrón consistente de especies indicadoras (IndVal. = 0,707-0,701). Entre ellas, se destacan las siguientes: *Bauhinia tarapotensis* y *Heliocarpus americanus* son especies pioneras que, según estudios de Chazdon (2014), caracterizan áreas en transición entre sistemas productivos y vegetación natural. La presencia de *Cedrela* sp. (IndVal. = 0,707, p = 0,025) es particularmente significativa, ya que, según Rozendaal *et al.* (2019), su persistencia en paisajes transformados indica la retención de elementos del bosque original. *Piper longicaudatum* y *Triplaris americana* (ambos con IndVal. = 0,707) son especies típicas de estados sucesionales tempranos en áreas perturbadas, como lo documentan Arroyo-Rodríguez *et al.* (2017) en paisajes agrícolas neotropicales.

c) SE

El ecosistema de SE, aunque presenta el menor número de especies indicadoras (4), muestra un patrón único y consistente:

Todas las especies indicadoras presentan un IndVal. = 0,333 (p = 0,045), lo que, según De Cáceres *et al.* (2012), sugiere una alta especificidad en el hábitat. La presencia de *Clusia schomburgkiana* como especie indicadora coincide con los hallazgos de Pennington *et al.* (2006) sobre especies adaptadas a condiciones estacionales marcadas.

Croton tessmannii y *Pouteria gabrielensis* completan el ensamblaje de especies indicadoras, lo cual refleja adaptaciones a condiciones edáficas específicas de sabanas, como lo describe Furley (2010) en su trabajo sobre ecología de sabanas neotropicales.

d) TT

El ecosistema de TT presenta 11 especies indicadoras que reflejan su naturaleza de transición: *Calycophyllum* cf. *spruceanum* y *Triplaris dugandii* (ambos con IndVal. = 0,707, p = 0,035) son especies características de áreas en transformación, como lo documentan Gardner *et al.* (2013).

La presencia de especies cultivadas, como *Carica papaya* y *Theobroma cacao* (IndVal. = 0,707 y 0,697, respectivamente) indica la influencia antropogénica, consistente con los patrones de uso tradicional del cacao descritos por Clement *et al.* (2015).

5.11 Consideraciones finales del análisis de especies indicadoras

Las especies indicadoras reportadas en este análisis son elementos clave para evaluar la capacidad de recuperación de los bosques fragmentados. Su presencia no solo refleja el estado actual de estos ecosistemas, sino que también puede ser utilizada como una herramienta eficaz para monitorear la efectividad de las estrategias de restauración implementadas.

Al analizar el conjunto total de especies y los conglomerados estudiados, se observa que las comunidades vegetales en los ecosistemas transformados de la Amazonía colombiana presentan una clara diferenciación según el tipo de ecosistema. En particular, las especies indicadoras asociadas a agroecosistemas de mosaico, bosques fragmentados y áreas de transición aportan información valiosa sobre la resiliencia de estos sistemas frente a las perturbaciones causadas por la actividad humana.

Estas especies indicadoras son fundamentales para comprender los procesos de recuperación de la vegetación natural en áreas afectadas por la agricultura y la fragmentación del hábitat. Su presencia y su distribución espacial no solo revelan patrones ecológicos específicos, sino que también sirven como base para diseñar estrategias de conservación y restauración más efectivas. De esta manera, se puede garantizar que estos ecosistemas mantengan su funcionalidad ecológica y conserven su biodiversidad a largo plazo.

Análisis estructural de los bosques de la Amazonía

6

Contenido

6.1 Número de individuos por hectárea **pág. 180**

6.1.1 Número de individuos por hectárea para todas las categorías de tamaño y hábitos de crecimiento pág. 180

6.1.2 Número de individuos por hectárea para latizales por hábito de crecimiento pág. 184

6.1.3 Número de individuos por hectárea para fustales por hábito de crecimiento pág. 185

6.1.4 Número de individuos por hectárea para fustales grandes por hábito de crecimiento pág. 185

6.2 Diámetro cuadrático medio (Dq) **pág. 187**

6.2.1 Diámetro cuadrático medio para todas las categorías de tamaño y hábitos de crecimiento pág. 188

6.2.2 Diámetro cuadrático medio para fustales por hábito de crecimiento pág. 190

6.2.3 Diámetro cuadrático medio para todos los fustales grandes por hábito de crecimiento pág. 190

6.3 Área basal (G) **pág. 192**

6.3.1 Área basal para todas las categorías de tamaño y hábitos de crecimiento pág. 193

6.3.2 Área basal para fustales por hábito de crecimiento pág. 195

6.3.3 Área basal para fustales grandes por hábito de crecimiento pág. 196

6.4 Distribución diamétrica **pág. 197**

6.5 Distribución en altura **pág. 199**

6.6 Relación entre diámetro y altura **pág. 202**

6.7 Estructura horizontal (EH) **pág. 205**

6.8 Índice de valor de importancia (IVI) **pág. 207**

6.9 Índice de importancia ampliado (IIA) **pág. 212**

6.10 Índice de posición sociológica (IPS) **pág. 213**

Estructura de los bosques de la Amazonía colombiana

Especies de Importancia Ecológica	Índice Importancia Ampliado	Índice Posición Sociológica
Clathrotropis macrocarpa	*Clathrotropis macrocarpa*	*Clathrotropis macrocarpa*
Eschweilera coriácea	*Eschweilera coriácea*	*Sagotia heterocalyx*
Oenocarpus bataua	*Oenocarpus bataua*	*Amphirrhox longifolia*
Sagotia heterocalyx	*Sagotia heterocalyx*	*Pseudosenefeldera inclinata*
Micropholis guyanensis	*Eperua leucantha*	*Rinorea racemosa*



1 *Euterpe precatoria* 2 *Clathrotropis macrocarpa* 3 *Oenocarpus bataua* 4 *Eschweilera coriacea* 5 *Pseudosenefeldera inclinata* 6 *Iryanthera hostmannii*

Número de individuos

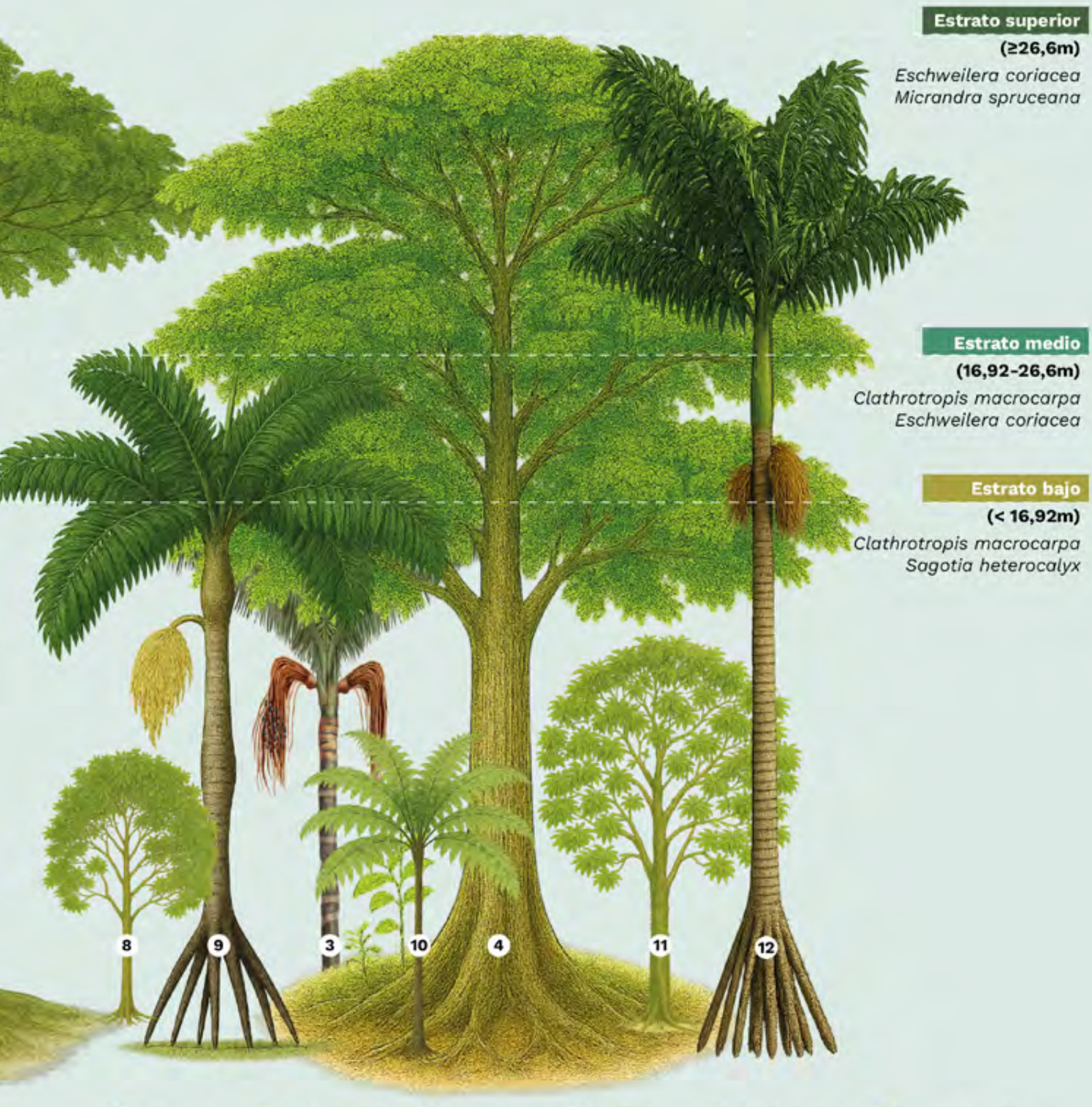
3083 ± 46 Ind/ha (≥ 2,5 cm)
640 ± 8 Ind/ha (≥ 10 cm)

Área basal

25,83 ± 0,30 m²/ha (≥ 10 cm)

Diámetro cuadrático

22,81 ± 0,13 cm (≥ 10 cm)



7 *Micrandra sprucei* 8 *Amphirrhox longifolia* 9 *Iriartea deltoidea* 10 *Cyathea lasiosora* 11 *Sagotia heterocalyx* 12 *Socratea exorrhiza FT*

Los análisis estructurales de los ecosistemas boscosos constituyen un elemento fundamental para entender la dinámica de los bosques, ya que permiten comprender su distribución espacial y los atributos que los caracterizan, claves para el manejo de este recurso.

Este capítulo profundiza en la evaluación y análisis de los principales elementos estructurales de los bosques de la Amazonía, a partir de los resultados del IFN para el estrato de bosque. Entre los parámetros de análisis incluidos se presentan el número de individuos por hectárea (ind. ha^{-1}), el diámetro cuadrático medio (Dq), el área basal (G), la estructura horizontal (EH), la posición sociológica (IPS), la distribución de diámetros y alturas, la relación diámetro-altura y el índice de valor de importancia (IVI) (abundancia, frecuencia y dominancia).

El número de individuos por hectárea proporciona una medida de la densidad poblacional del bosque, mientras que el diámetro cuadrático medio es un indicador clave del tamaño promedio de los árboles (se deriva del área basal y el número de individuos), lo cual influye en la biomasa y el almacenamiento de carbono.

La estructura horizontal describe la distribución espacial de los árboles. Por su parte, la posición sociológica vertical se refiere a la estratificación del dosel forestal, que afecta la biodiversidad y la competencia por recursos.

La distribución de diámetros y alturas es crucial para entender la regeneración y el crecimiento del bosque, y la relación diámetro-altura ayuda a evaluar la estabilidad y el vigor de los árboles.

Finalmente, el índice de valor de importancia combina la abundancia, la frecuencia y la dominancia de las especies, de modo que ofrece una visión integral de su papel ecológico.

Estos parámetros, en conjunto con los análisis de composición y diversidad, permiten una evaluación detallada del estado actual de los ecosistemas boscosos, y, a su vez, son elementos esenciales para la planificación de estrategias de manejo sostenible y conservación a largo plazo.

Para los análisis de estructura de los bosques es importante resaltar que se analizan de manera conjunta los árboles de tallos únicos y los árboles de tallos múltiples, dado que en estos últimos cada bifurcación por debajo de 1,30 m se considera como un individuo independiente. En cambio, en el estudio del componente botánico, sea un tallo único, o sea un tallo múltiple, se asume como un solo individuo botánico.

Considerando lo anterior, el análisis de estructura de los bosques para la región de la Amazonía se realiza a partir de 49.642 registros, de los cuales 47.473 corresponden a árboles, 62 a helechos arbóreos y 2.107 a palmas, identificados en el primer ciclo del IFN (2015-2023). Cada uno de estos registros pertenece a un tallo independiente, lo cual equivale a un individuo forestal.

6.1 Número de individuos por hectárea

El número de individuos por unidad de superficie —que para este inventario es 1 ha (10.000 m^2)— es una medida que representa la densidad de ocupación de un bosque. Por tanto, se asocia de manera directa a condiciones de competencia o favorabilidad entre individuos de una o varias especies que comparten un mismo nicho ecológico.

6.1.1 Número de individuos por hectárea para todas las categorías de tamaño y hábitos de crecimiento

El número de individuos forestales (árboles, palmas y helechos arbóreos con *dap* ≥ a 2,5 cm) presenta en promedio para la región de la Amazonía 3.083 ± 46 individuos por hectárea (ind. ha^{-1}) (promedio ± error estándar) para las áreas cubiertas por bosques. Si se consideran solo los individuos establecidos con un *dap* ≥ 10 cm (fustales y fustales grandes), se obtiene un promedio de 640 ± 8 ind. ha^{-1}. Según los análisis realizados,

con la información colectada en el marco de la implementación del IFN durante los años 2015 a 2023, se estima para los bosques de la región de la Amazonía un total de 338.863 ± 5.128 millones de individuos arbóreos.

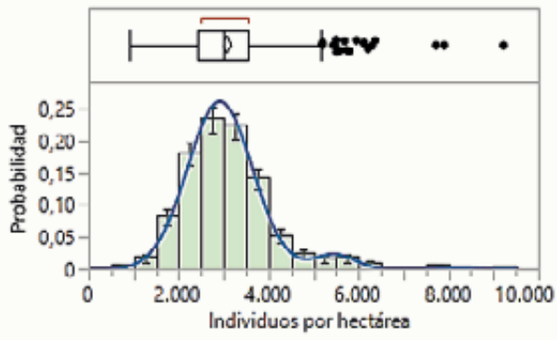
A partir de la distribución del número de individuos por hectárea, y como se observa en el histograma (figura 40), se identifica una alta concentración de individuos cercanos al valor de la media (curva leptocúrtica, curtosis > 3) y una asimetría ocasionada por un sesgo positivo al lado derecho (coeficiente de asimetría > 0), lo que se evidencia en los datos aislados (valores atípicos) al lado derecho en el diagrama de caja. Esta distribución refleja una alta densidad poblacional, con una ocupación promedio de aproximadamente 3 individuos por cada 10 m^2, que evidencia el peso de la regeneración natural en las coberturas de bosque de la Amazonía.

Adicionalmente, se comprueba la presencia de dos grupos poblacionales bien diferenciados, un primer grupo poblacional de mayor relevancia con una moda de 2.869 ind. ha^{-1} y otra población con una moda de 3.426 ind. ha^{-1}, lo que estaría relacionado con una alta variabilidad poblacional. Estas características de ambos grupos reflejan la alta heterogeneidad de los bosques.

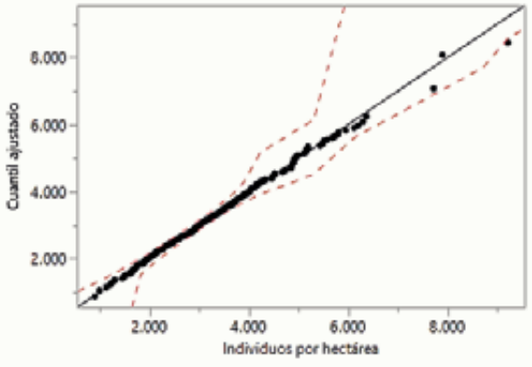
Los datos recolectados muestran que existe una gran variabilidad en las características de los bosques estudiados. Al analizar estos datos mediante un gráfico estadístico (el gráfico de cuantil), se encuentra que la mayoría de las mediciones se pueden representar usando una combinación de 3 curvas normales. Esta forma de representar los datos resulta ser la más adecuada, lo cual se confirma al obtener el menor valor en la prueba estadística del criterio de Akaike (IAC = 7.616). Lo interesante es que este modelo funciona bien incluso cuando hay algunos valores extremos en los datos, específicamente, valores inusualmente altos que aparecen en el lado derecho de la distribución, como en el presente caso.

Figura 40. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm por hectárea en los bosques de la Amazonía bajo una curva de densidad de mezcla de 3 normales

a) Histograma y diagrama de caja

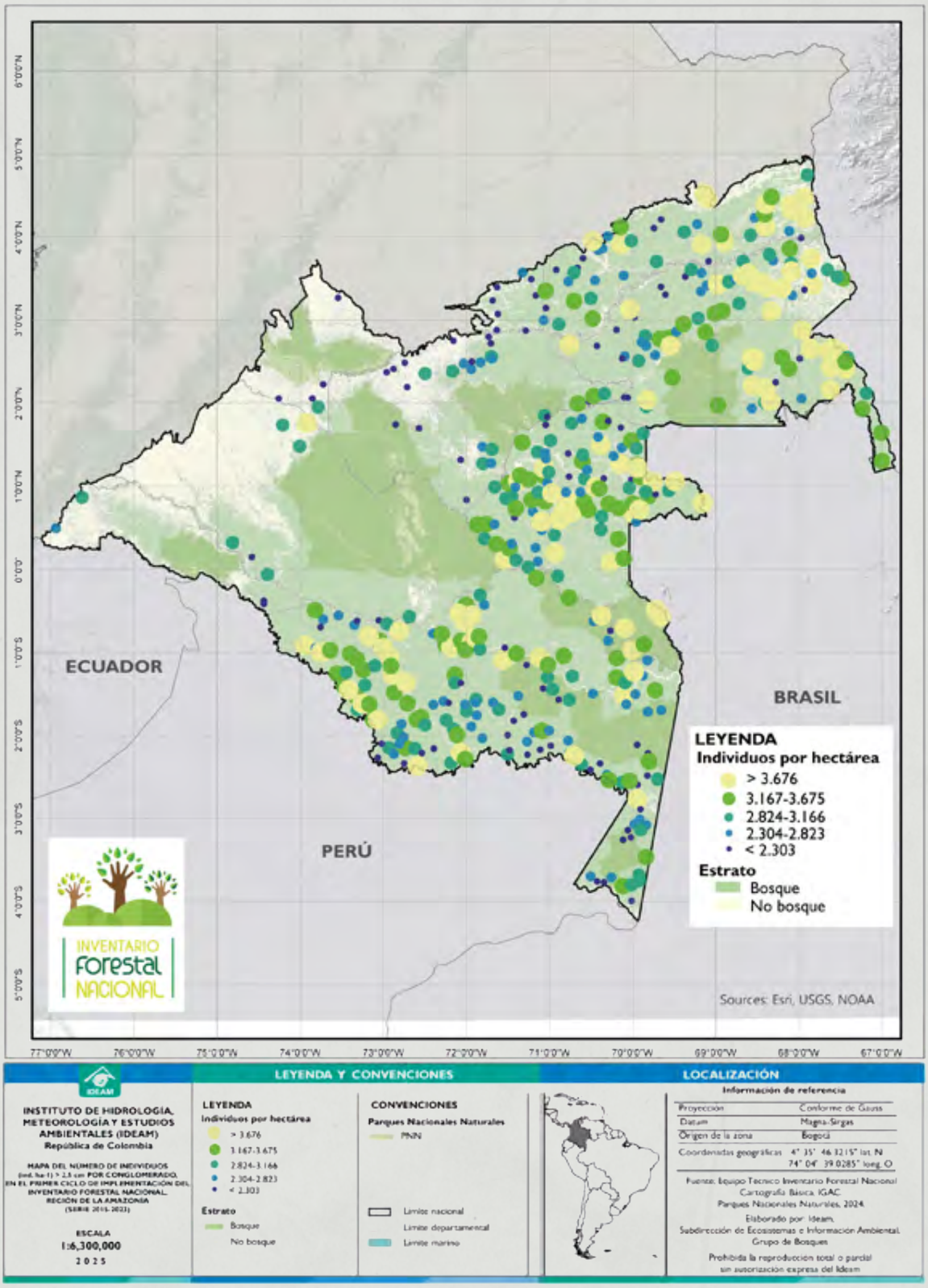


b) Gráfico cuantil-cuantil



Unidad	Ind. ha^{-1}
Min.	901
Máx.	9.222
Mediana	2.978
Moda	2.869 3.426
Desviación estándar	1.004
Coef. de variación	32
Curtosis	5,13
Coef. de asimetría	1,49

Figura 41. Número de individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm por hectárea, registrados en los conglomerados del IFN en bosques naturales de la región de la Amazonía



La mayor cantidad de individuos presentes en las coberturas de bosques de la Amazonía se encuentran a nivel de especies arbóreas (tabla 24). Se destaca que este hábito de crecimiento tiene mayor peso poblacional en los bosques que los helechos arbóreos y las palmas de la Amazonía.

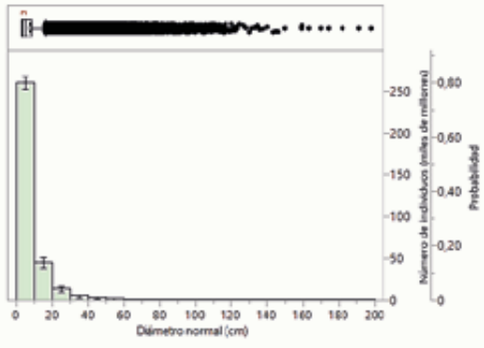
Tabla 24. Número total acumulado de individuos, clasificados según el hábito de crecimiento y el tamaño diamétrico, en bosques de la Amazonía

Hábito	Tamaño del *dap*	Millones de individuos	se	cve
Árbol	> 2,5 cm	325.283	5.184	1,59
Árbol	> 10 cm	66.001	873	1,32
Helecho	> 2,5 cm	10.952	769	7,02
Palma	> 2,5 cm	15.079	979	6,49
Palma	> 10 cm	5.226	337	6,45

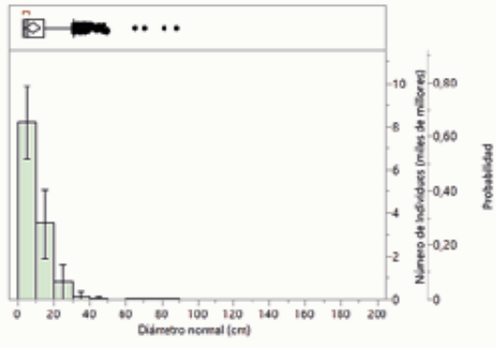
La tabla 24 evidencia una mayor abundancia de individuos jóvenes con diámetros inferiores. A medida que los diámetros aumentan en tamaño, se observa una menor cantidad de registros, de modo la distribución por clases diamétrica se comporta en forma de una J invertida (figura 42), característica de poblaciones que han alcanzado un equilibro dinámico. Lo anterior indica la presencia de una alta regeneración natural, que permite que el bosque pueda mantenerse estable.

Figura 42. Gráfico poblacional por clases diamétricas. Distribución de J invertida de los bosques de la Amazonía (*dap* ≥ 2,5 cm)

a) Árboles



b) Palmas



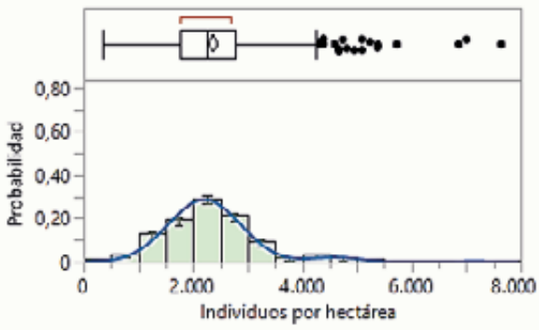
Las distribuciones de cada uno de los diferentes hábitos de crecimiento diferenciados por su tamaño diamétrico (L, F o FG) tienden a presentar datos uniformemente concentrados (curva leptocúrtica, curtosis > 3) en el caso de los árboles < 30 cm (L y F) y en todos los tamaños de palmas (L, F y FG). En el caso de los helechos arbóreos (L) y los árboles > 30 cm (FG), las distribuciones tienden a arrojar datos dispersos (curva platicúrtica, curtosis < 3). Cabe resaltar que la distribución de los árboles fustales grandes (*dap* > 30 cm) es la única que presenta un sesgo negativo a la izquierda (coeficiente de asimetría < 0) (figura 45a).

6.1.2 Número de individuos por hectárea para latizales por hábito de crecimiento

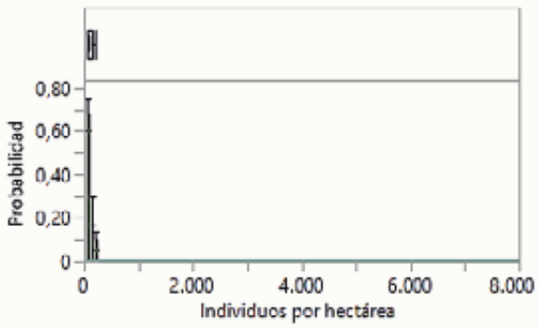
Para el caso de los latizales (*dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm), la media de los individuos arbóreos por superficie se encuentra en 2.359 ± 43 ind. ha^{-1} (cve = 1,81 %), con un rango entre 353 y 7.639 ind. ha^{-1} (figura 43a). En el caso de los helechos arbóreos, se tiene una media de 99 ± 7 ind. ha^{-1} (cve = 7,02 %), con un rango entre 70 y 212 ind. ha^{-1} (figura 43b). Por su parte, las palmas presentan una media de 89 ± 8 ind. ha^{-1} (cve = 9,19 %), con un rango inferior a 71 y superior a 1.627 ind. ha^{-1} (figura 43c).

Figura 43. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm (latizales) por hectárea en los bosques de la Amazonía

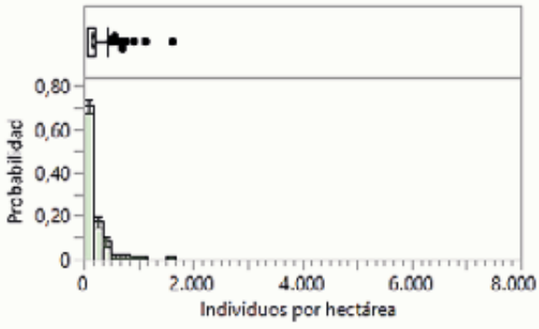
a) Árboles (ind. ha^{-1})



b) Helechos (ind. ha^{-1})



c) Palmas (ind. ha^{-1})



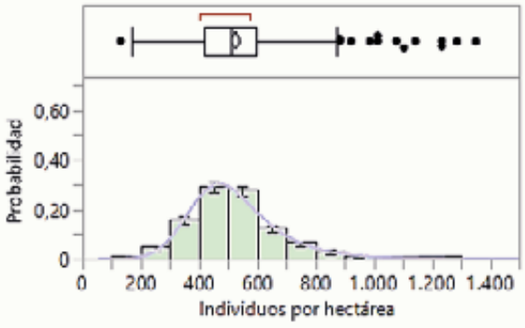
Hábito	Unidad	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Árbol	Ind. ha^{-1}	2.263	2.122	923	39	5,15	1,52
Helecho	Ind. ha^{-1}	70	70	46	46	0,61	1,34
Palma	Ind. ha^{-1}	70	70	190	110	21	3,87

6.1.3 Número de individuos por hectárea para fustales por hábito de crecimiento

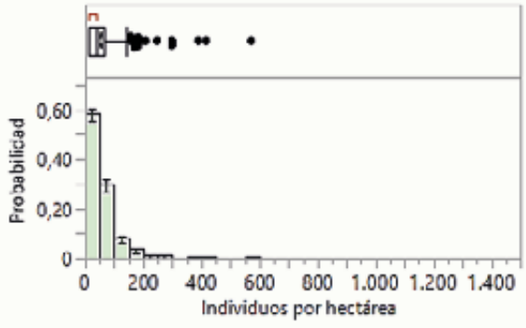
En el caso de los fustales (*dap* ≥ 10 cm y < 30 cm) la media de los individuos arbóreos por superficie se encuentra en 525 ± 8 ind. ha^{-1} (cve = 1,49 %), con un rango entre 130 y 1.519 ind. ha^{-1} (figura 44a). Por su parte, las palmas presentan una media de 46 ± 3 ind. ha^{-1} (cve = 6,37 %), con un rango inferior a 12 y superior a 571 ind. ha^{-1} (figura 44b).

Figura 44. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía

a) Árboles (ind. ha^{-1})



b) Palmas (ind. ha^{-1})



Hábito	Unidad	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Árbol	Ind. ha^{-1}	506	493	169	32	5,62	1,64
Palma	Ind. ha^{-1}	38	12	59	109	25	4,11

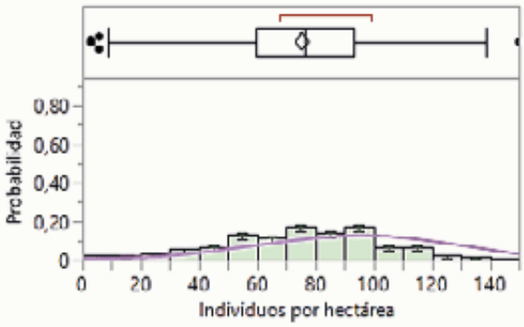
6.1.4 Número de individuos por hectárea para fustales grandes por hábito de crecimiento

En el caso de los fustales grandes (*dap* ≥ 30 cm) la media de los individuos arbóreos por superficie se encuentra en 75 ± 1 ind. ha^{-1} (cve = 1,60 %), con un rango entre 3 y 150 ind. ha^{-1} (figura 45a). Para las palmas la media es de 9 ind. ha^{-1} (cve = 26,48 %), con un rango inferior a 3 y superior a 85 ind. ha^{-1} (figura 45b).

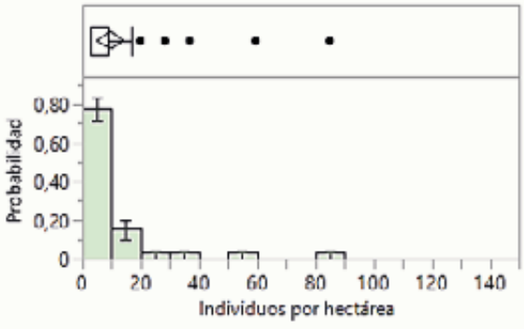
La densidad poblacional está relacionada, aunque de manera moderada, con la longitud oeste (correlación = 0,282) y el área basal (correlación = 0,267), y, de manera muy débil, con las existencias en biomasa aérea (correlación = 0,019). Además, es inversamente proporcional al diámetro cuadrático medio (correlación = -0,713) (figura 46).

Figura 45. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía

a) Árboles (ind. ha^{-1})



b) Palmas (ind. ha^{-1})

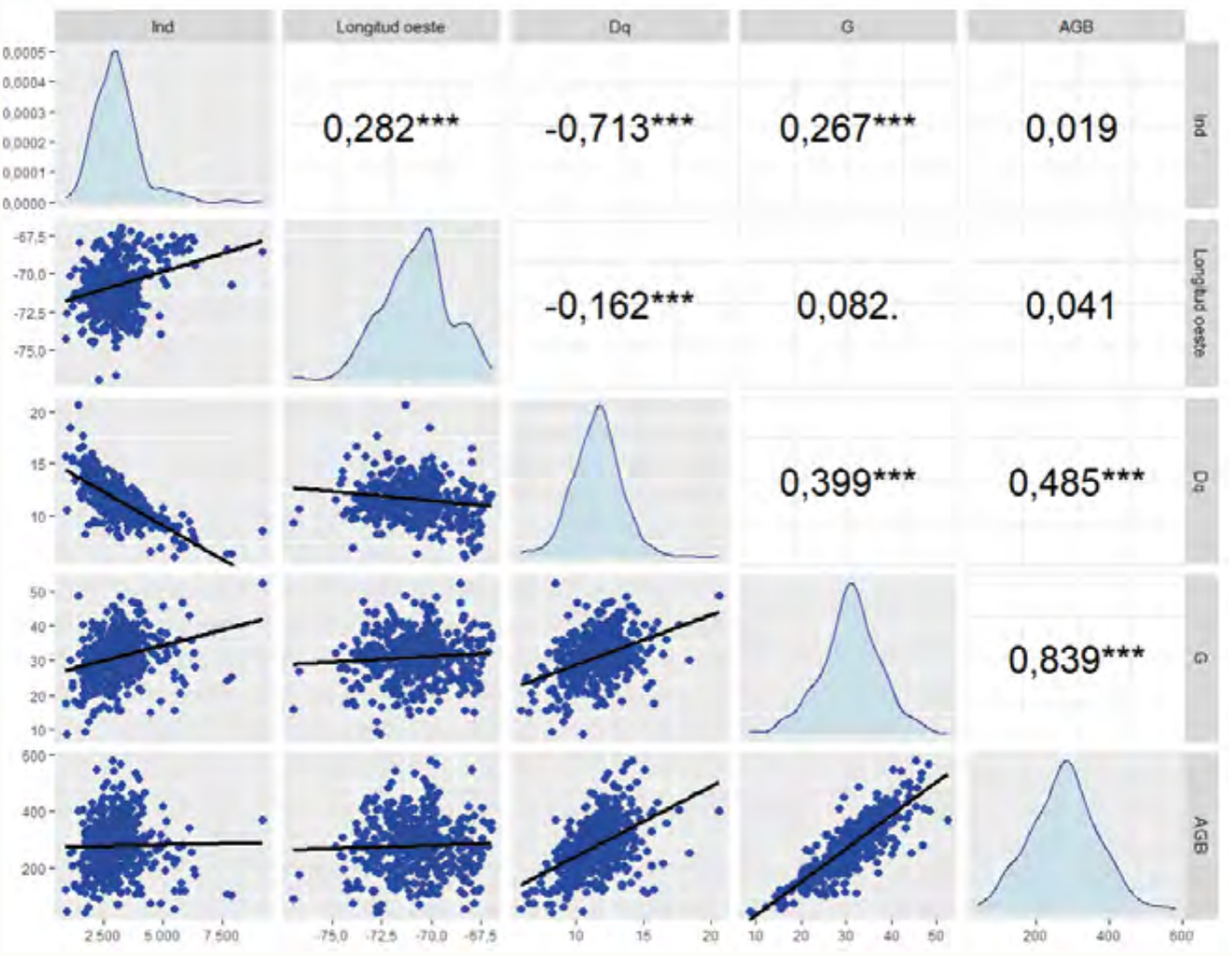




Clathrotropis macrocarpa

Hábito	Unidad	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Árbol	Ind. ha^{-1}	76	76	25	34	0,10	0,33
Palma	Ind. ha^{-1}	2	2	15	159	14,99	3,69

Figura 46. Matriz de correlación del número de individuos por hectárea (ind.) con respecto a la longitud oeste, el diámetro cuadrático medio (Dq), el área basal (G) y la biomasa aérea (AGB)



6.2 Diámetro cuadrático medio (Dq)

El diámetro cuadrático medio (Dq), a diferencia del diámetro medio, se encuentre altamente relacionado con el área basal, y, por consiguiente, con las tasas de crecimiento del bosque (Del Valle y Lema, 1999). Es un estimador biométrico que representa el individuo con diámetro medio en función del área basal. Se incluye el diámetro cuadrático medio como complemento al diámetro normal, ya que este parámetro presenta una mayor correlación con el volumen de madera y la biomasa total. A diferencia de un promedio simple (diámetro normal), el diámetro cuadrático medio no tiende a subestimar o sobreestimar en sitios con distribución desigual de diámetros, lo que lo convierte en un indicador más robusto. Además, guarda una relación más estrecha con la densidad de ocupación del sitio.

$$Dq = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{j=i}^{n} dap^2}$$

En donde, *Dq* es el diámetro cuadrático medio en cm y *dap* es el diámetro normal a 1,30 m en cm.

6.2.1 Diámetro cuadrático medio para todas las categorías de tamaño y hábitos de crecimiento

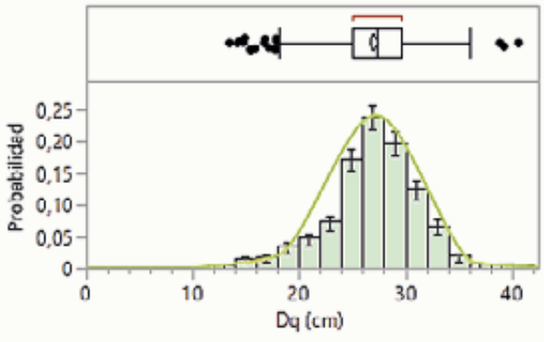
El diámetro cuadrático medio estimado para los bosques de la Amazonía fue de 22,81 ± 0,13 cm (*dap* ≥ 10 cm). En el caso de los individuos < 10 cm de *dap* (latizales), se tiene que la mediana de los registros se encuentra en 5,15 ± 0,02 cm (figura 47). Los valores de diámetro cuadrático medio en fustales y fustales grandes, de manera conjunta, pero diferenciados por hábito de crecimiento, presentan para árboles una media de 23,12 ± 0,14 cm (cve = 0,61 %) y para palmas de 17,75 ± 0,26 cm (cve = 1,47 %).

La distribución de registros para el diámetro cuadrático medio presenta una dispersión de datos hacia los extremos (curva platicúrtica, curtosis < 3) y una asimetría ocasionada por un sesgo negativo al lado izquierdo (coeficiente de asimetría < 0), lo que se evidencia en la presencia de datos aislados (valore atípicos) a ambos lados del diagrama de caja.

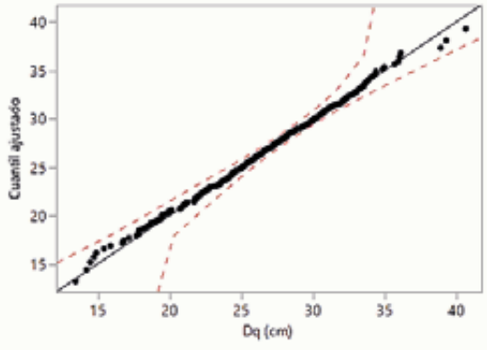
En el gráfico de cuantil ajustado se observa cómo los extremos de las colas se separan de la curva de densidad de mezcla de dos normales, cuya curva a partir del criterio de calidad del modelo del índice de criterio de Akaike (IAC = 2.588), sobre un conjunto de curvas de densidad; lo que asegura, que la distribución de los datos (en este caso centrales) puedan llegar a ser representados de manera simplificada por dicha curva de densidad, cuyos valores estimados superan los valores observados, sobrevalorando los datos atípicos del extremo superior y subvalorando los del extremo inferior (figura 47).

Figura 47. Distribución del diámetro cuadrático medio por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm en la región de la Amazonía bajo una distribución de mezcla de 2 normales

a) Histograma y diagrama de caja



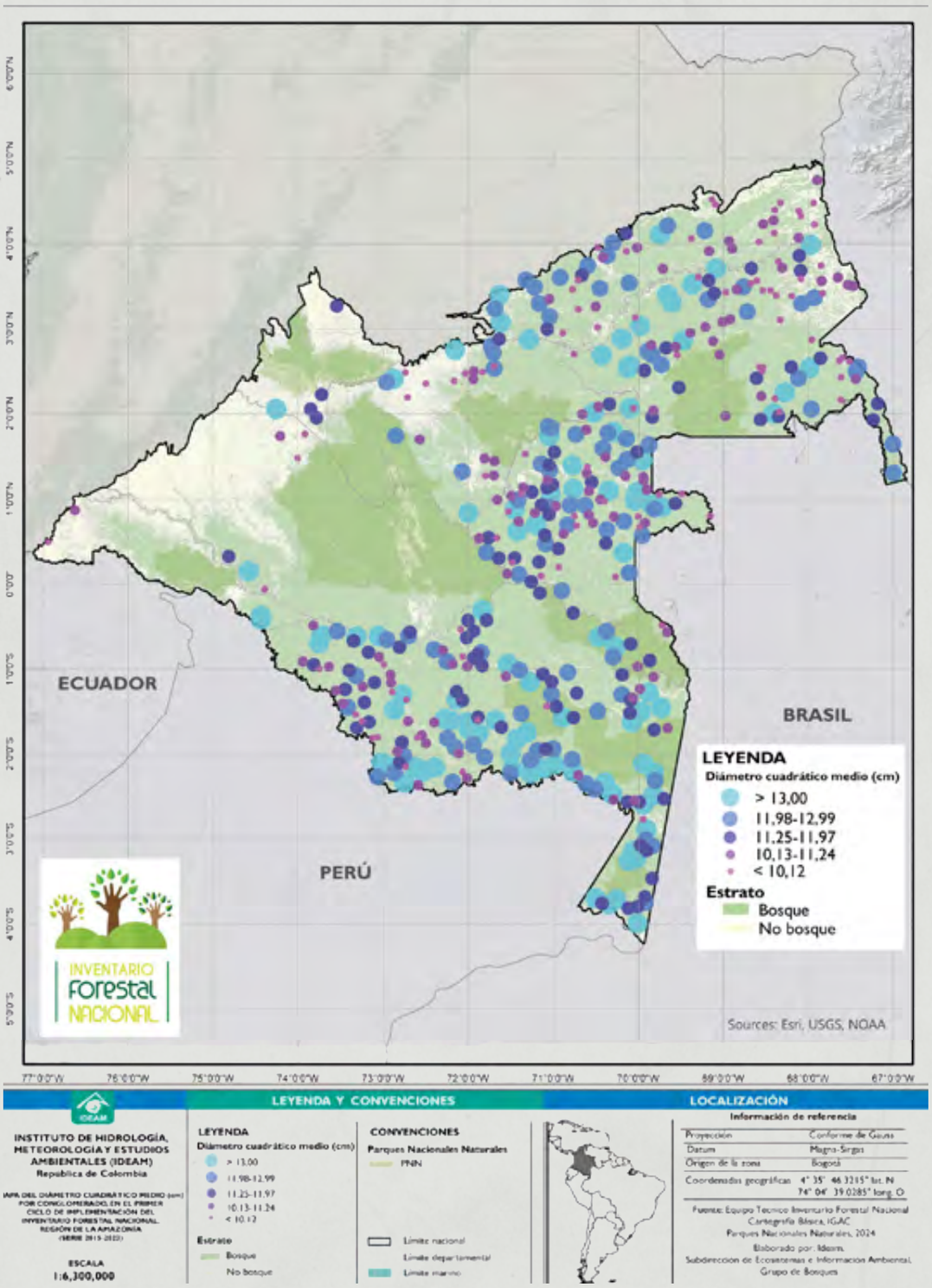
b) Gráfico cuantil-cuantil



Unidad	Mín.	Máx.	Mediana	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
cm	13,44	40,64	27,28	4,04	14,96	0,99	-0,40

Según los análisis realizados con la información colectada en el marco de la implementación del IFN durante el periodo 2015-2023, los mayores diámetros cuadráticos medios se concentran en las cercanías de los ríos Putumayo, Caquetá, Vaupés y Guaviare (figura 48).

Figura 48. Diámetro cuadrático medio por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023), en bosques naturales en la región de la Amazonía



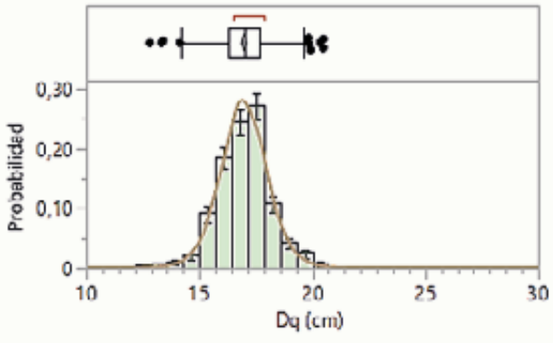
Las distribuciones de cada uno de los distintos hábitos de crecimiento diferenciados por su tamaño diamétrico (L, F o FG) tienden a arrojar datos dispersos (curva leptocúrtica, curtosis < 3), a excepción de las palmas con un diámetro > 30 cm (FG), las cuales evidencian una acumulación uniforme de datos (figura 50b). Si bien las palmas (F y FG) junto con los árboles (FG) presentan un sesgo positivo a la derecha (coeficiente de asimetría > 0), los árboles fustales muestran un sesgo negativo a la izquierda (coeficiente de asimetría < 0) (figura 49a).

6.2.2 Diámetro cuadrático medio para fustales por hábito de crecimiento

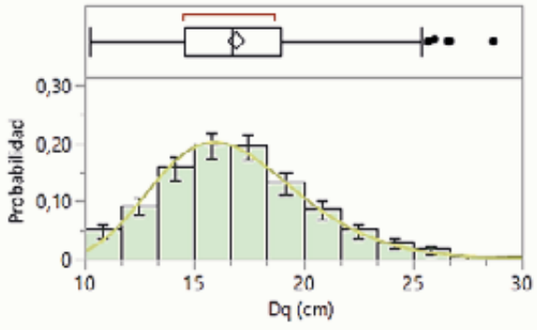
En el caso de los fustales (*dap* ≥ 10 cm y < 30 cm) la media del diámetro cuadrático medio de los individuos arbóreos por superficie se encuentra en 16,96 cm, con un rango entre 12,80 y 20,49 cm (figura 49a), y en las palmas la media es de 16,93 cm ha^{-1}, con un rango inferior a 10,20 cm y superior a 28,69 cm (figura 49b). Si bien no presentan diferencias significativas en la media, la diferencia radica en una mayor dispersión en el caso de las palmas, con una desviación estándar (se) de 3,45 cm, en contraste con los árboles de tan solo 1,11 cm de desviación estándar.

Figura 49. Distribución del diámetro cuadrático medio (cm) con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía

a) Árboles (cm)



b) Palmas (cm)



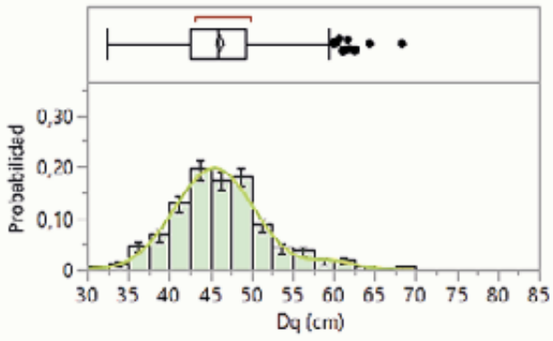
Hábito	Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Árbol	cm	12,8	20,4	16,9 ± 0,1	17,0	1,1	6,5	0,88	-0,01
Palma	cm	10,2	28,6	16,9 ± 0,1	16,6	3,5	20,4	0,16	0,53

6.2.3 Diámetro cuadrático medio para todos los fustales grandes por hábito de crecimiento

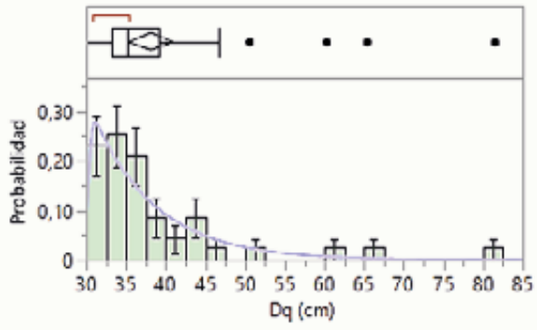
En el caso de los fustales grandes (*dap* ≥ 30 cm), la media del diámetro cuadrático medio para los individuos arbóreos por superficie se encuentra en 46,13 cm, con un rango entre 32,31 y 68,33 cm (figura 50a), y en las palmas, de 38,07 cm, con un rango inferior a 30,00 cm y superior a 81,5 cm (figura 50b).

Figura 50. Distribución del diámetro cuadrático medio (cm) con un *dap* ≥ 30 cm (fustales grandes) por hectárea en los bosques de la Amazonía

a) Árboles (cm)



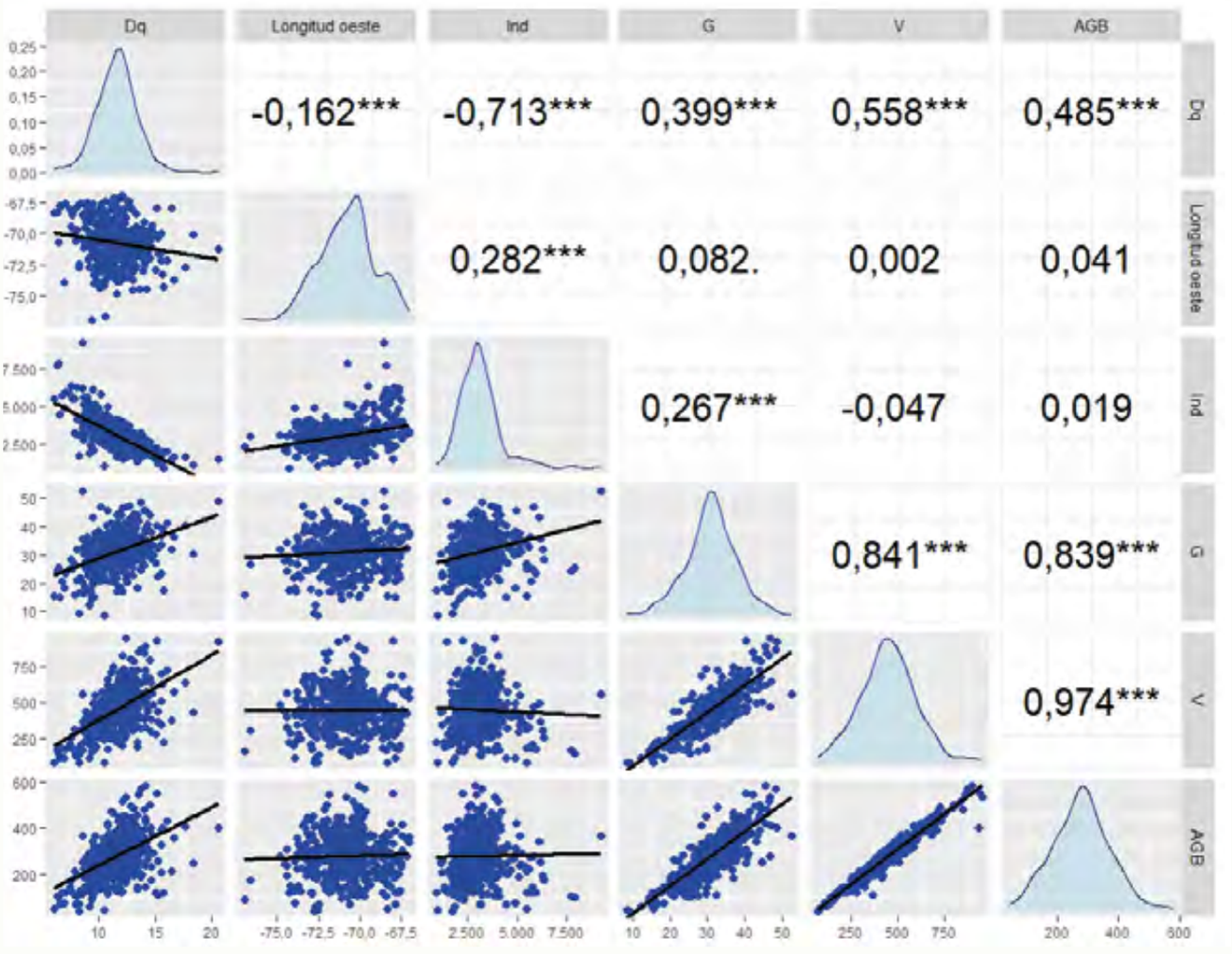
b) Palmas (cm)



Hábito	Árbol	Palma
Unidad	cm	cm
Mín.	32,3	30,0
Máx.	68,3	81,5
Media	46,1 ± 0,2	38,0 ± 1,3
Mediana	45,7	35,1
Moda		33,1
Desviación estándar	5,6	9,5
Coef. de variación	12,3	25,0
Curtosis	0,78	9,68
Coef. de asimetría	0,50	2,85

El diámetro cuadrático medio se encuentra relacionado de manera inversamente proporcional con el número de individuos por hectárea (correlación = -0,713). Asimismo, tiene una relación de manera inversa pero débil con la longitud oeste (correlación = -0,162). En cambio, establece una relación moderada con el área basal (correlación = 0,399), el volumen (correlación = 0,558) y la biomasa aérea (correlación = 0,485). En bosques densos los individuos arbóreos compiten entre sí por la disponibilidad de los recursos que les ofrece el sitio, cuya competencia se refleja en menores tasas de crecimiento y, por consiguiente, un menor diámetro cuadrático medio (correlación inversa) (figura 51).

Figura 51. Matriz de correlaciones del diámetro cuadrático medio (Dq) con respecto a la longitud oeste, el número de individuos por hectárea (ind.), el área basal (G), el volumen (V) y la biomasa aérea (AGB)



6.3 Área basal (G)

El área basal, por su parte, se define como la superficie de área ocupada en una hectárea por las sumatorias de las áreas de los individuos, tomadas estas a una altura de referencia de 1,30 m. El área basal es importante porque indica el grado de ocupación de un sitio, y se representa de la siguiente manera (Lema, 2003):

$$G = \frac{\pi}{40.000} \sum_{j=i}^{n} dap^2$$

En donde *G* es el área basal en m^2 y *dap* es el diámetro normal a 1,30 m en cm.

6.3.1 Área basal para todas las categorías de tamaño y hábitos de crecimiento

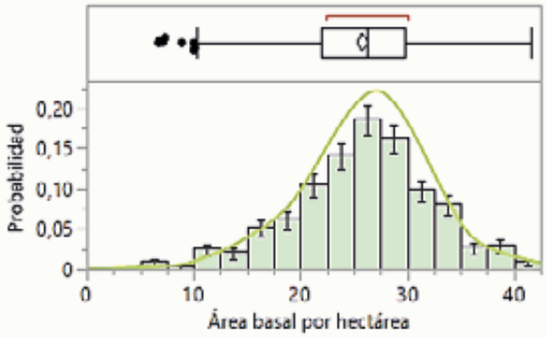
El área basal promedio estimada fue de 25,83 ± 0,30 m^2 ha^{-1} (*dap* ≥ 10 cm) para las áreas cubiertas por bosque en la región de la Amazonía. De manera segregada, la ocupación del sitio en el caso de los árboles fue de 24,87 ± 0,30 m^2 ha^{-1} (cve = 1,22 %), y en el caso de las palmas, de 1,32 ± 0,08 m^2 ha^{-1} (cve = 6,68 %). Al incluir los individuos menores a 10 cm de *dap* (latizales) en la estimación del área basal, se tiene que la mediana de los registros se encuentra en 30,92 m^2 ha^{-1} (figura 52).

La distribución de registros para el área basal presenta una dispersión de datos hacia los extremos (curva platicúrtica, curtosis < 3) y una asimetría ocasionada por un sesgo negativo al lado izquierdo (coeficiente de asimetría < 0), lo que se evidencia en la presencia de datos aislados (valore atípicos) en el extremo izquierdo del diagrama de caja.

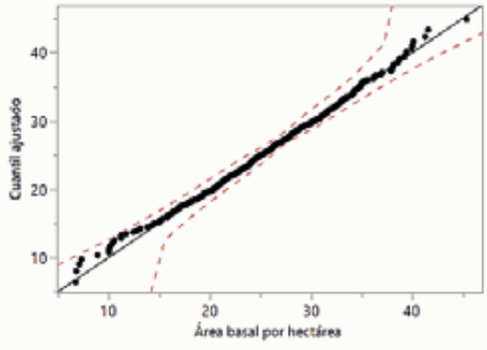
El análisis del gráfico de cuantil ajustado muestra que los valores extremos se desvían de la curva de densidad basada en la mezcla de 2 distribuciones normales. Esta curva fue seleccionada como el mejor modelo entre varias alternativas al presentar el menor índice de criterio de Akaike (IAC = 3.052). Si bien este modelo representa adecuadamente los datos centrales de la distribución, muestra limitaciones en los extremos: subestima los valores atípicos en la cola izquierda y sobrestima aquellos en la cola derecha (figura 52).

Figura 52. Distribución del área basal por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, bajo una distribución de mezcla de 2 normales, en la región de la Amazonía

a) Histograma y diagrama de caja



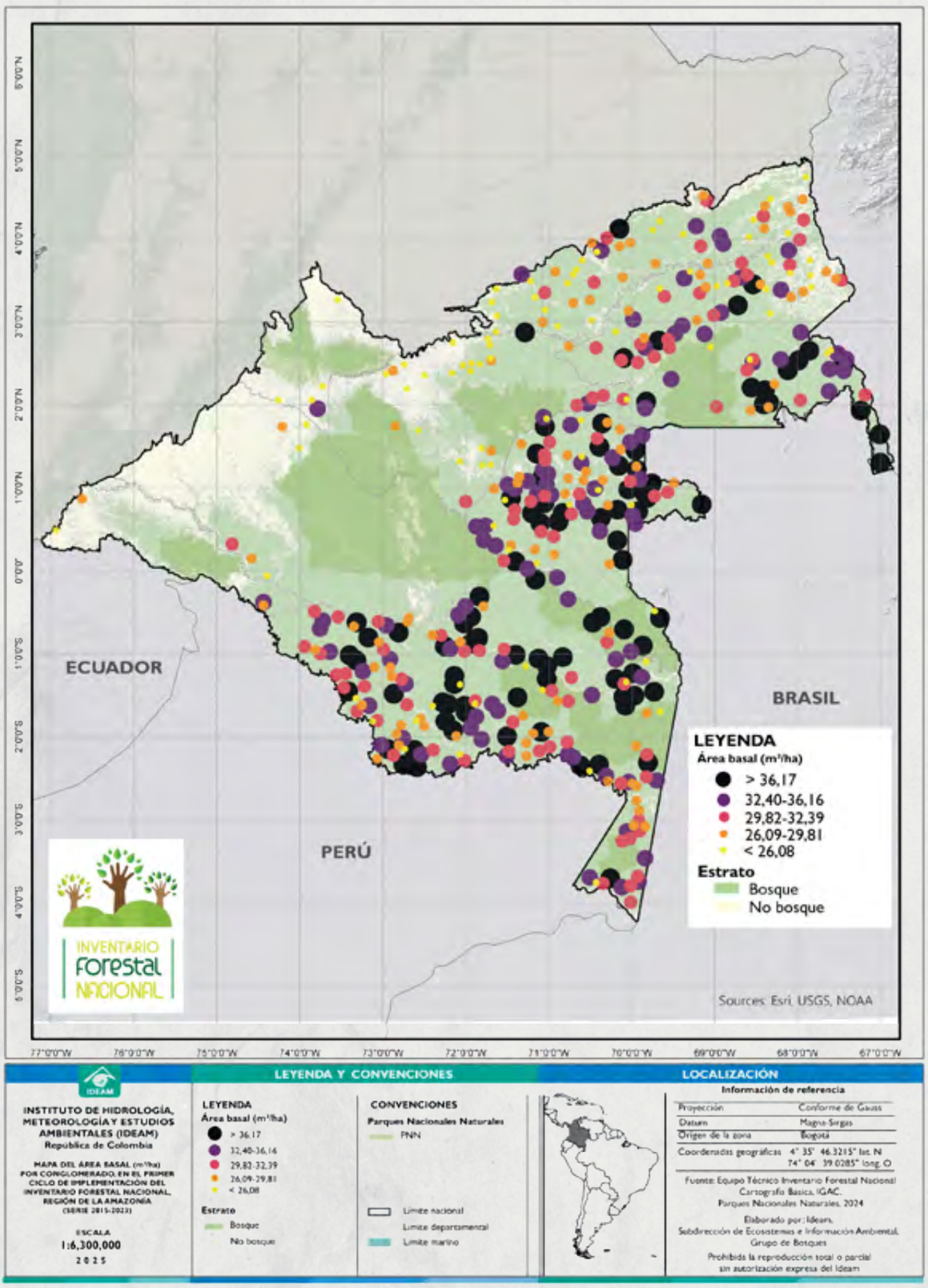
b) Gráfico cuantil-cuantil



Unidad	Mín.	Máx.	Mediana	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
m^2 ha^{-1}	6,71	45,35	26,21	6,45	24,98	0,34	-0,26

Las mayores ocupaciones de área basal se concentran en el oriente y el centro de Amazonas, en la parte central de Vaupés y en el suroriente de Guainía (figura 53).

Figura 53. Área basal por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, registrada en bosques naturales de la región de la Amazonía en el IFN (2015-2023)



En el caso de las distribuciones de área basal, todas presentan la misma asimetría, sesgadas de manera positiva a la derecha (coeficiente de asimetría > 0). Se diferencian en que, en el caso de los árboles, poseen datos dispersos (curva platicúrtica, curtosis < 3) y, en el de las palmas, los datos se concentran cerca de la media (curva leptocúrtica, curtosis > 3).

6.3.2 Área basal para fustales por hábito de crecimiento

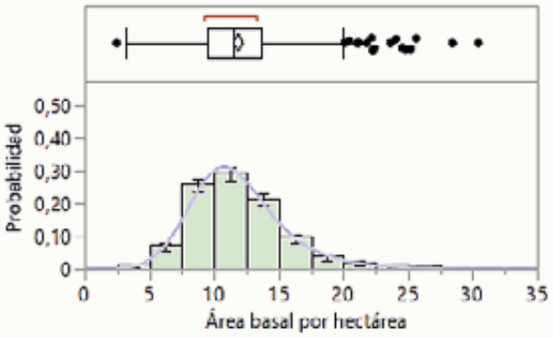
En los fustales (*dap* ≥ 10 y < 30 cm), la media del área basal de los árboles se encuentra en 11,87 m^2 ha^{-1}, con un rango entre 2,47 y 30,44 m^2 ha^{-1} (figura 54a) y, de las palmas, en 1,18 m^2 ha^{-1}, con un rango inferior a 0,11 m^2 ha^{-1} y superior a 9,19 m^2 ha^{-1} (figura 54b).



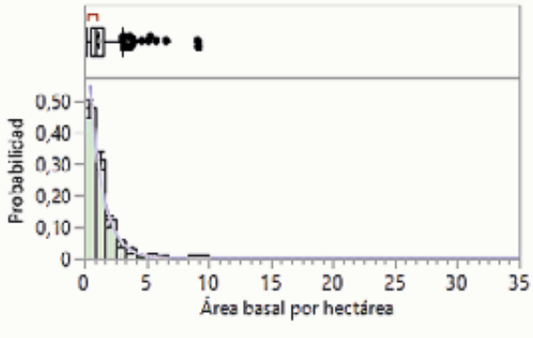
Clathrotropis macrocarpa

Figura 54. Distribución del área basal (m^2 ha^{-1}) con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía

a) Árboles (m^2 ha^{-1})



b) Palmas (m^2 ha^{-1})



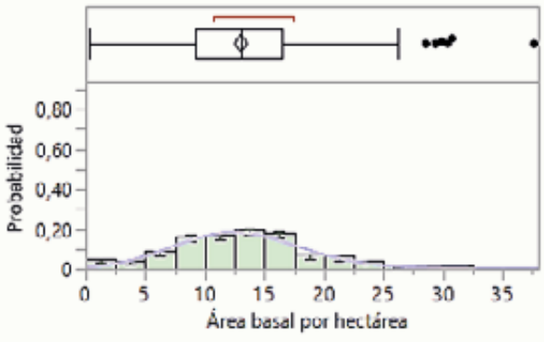
Hábito	Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Árbol	m^2 ha^{-1}	2,46	30,43	11,87 ± 0,17	11,49		3,80	32,04	2,68	1,08
Palma	m^2 ha^{-1}	0,10	9,18	1,18 ± 0,06	0,88	0,21	1,17	98,59	14,34	3,03

6.3.3 Área basal para fustales grandes por hábito de crecimiento

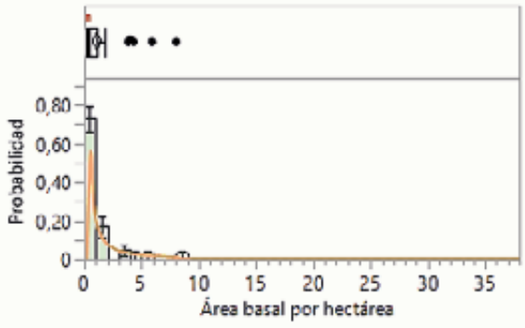
En el caso de los fustales grandes (*dap* ≥ 30 cm), la media de área basal de los individuos arbóreos por superficie se encuentra en 13,03 m^2 ha^{-1}, con un rango entre 0,25 y 37,64 m^2 ha^{-1} (figura 55a), y de las palmas, en 1,07 m^2 ha^{-1}, con un rango inferior a 0,20 m^2 ha^{-1} y superior a 8,02 m^2 ha^{-1} (figura 55b).

Figura 55. Distribución del área basal (m^2 ha^{-1}) con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía

a) Árboles (m^2 ha^{-1})



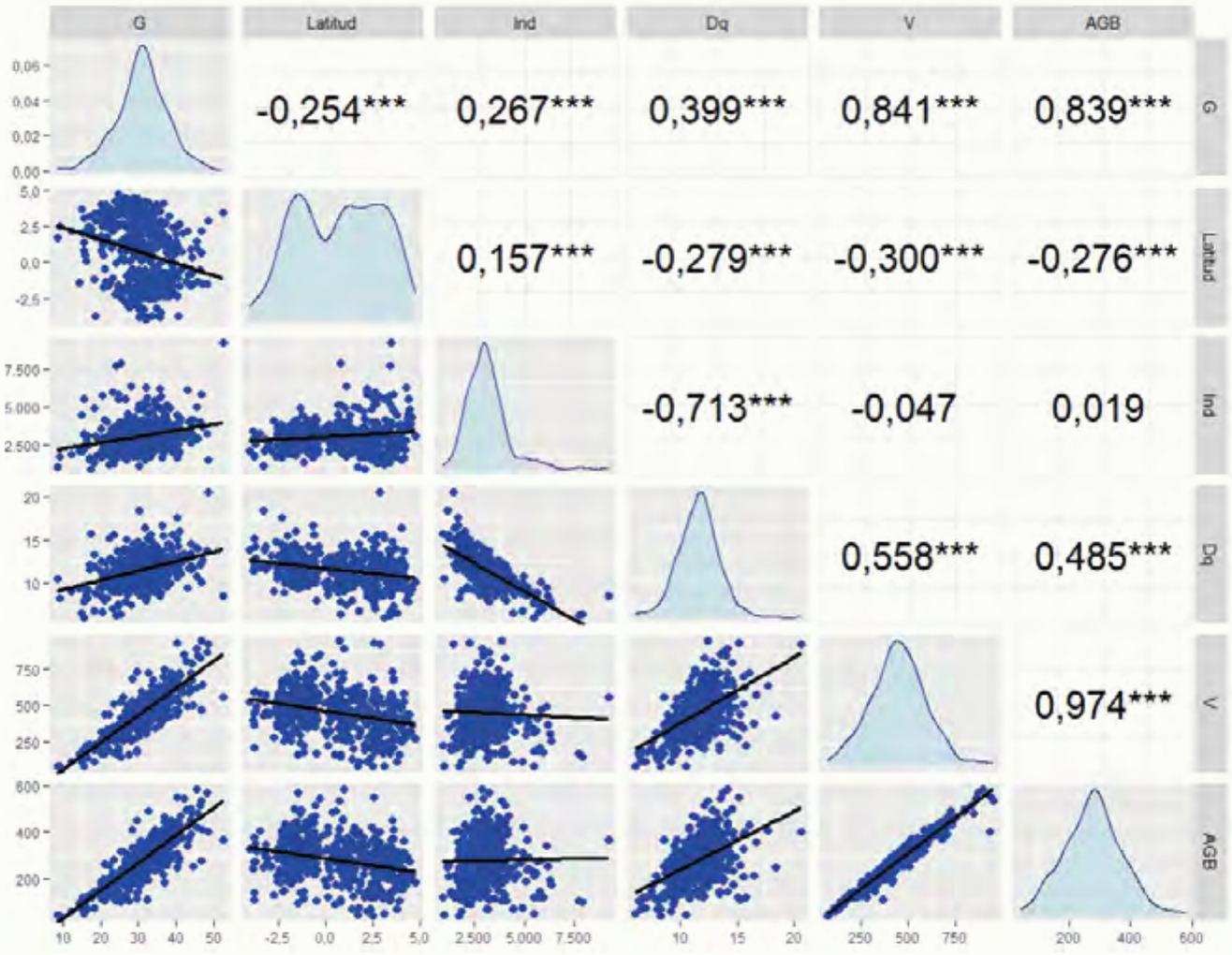
b) Palmas (m^2 ha^{-1})



Hábito	Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Árbol	m^2 ha^{-1}	0,25	37,64	13,03 ± 0,26	13,09		5,68	43,57	0,72	0,36
Palma	m^2 ha^{-1}	0,20	8,01	1,07 ± 0,22	0,46	0,24	1,57	146,00	9,09	2,92

El área basal se encuentra relacionada de manera proporcional con el volumen (correlación = 0,841) y la biomasa aérea (correlación = 0,839). En cambio, establece una relación moderada con el número de individuos por hectárea (correlación = 0,267) y el diámetro cuadrático medio (correlación = 0,399). Asimismo, tiene una relación moderada pero inversa con la latitud (correlación = -0,254) (figura 56). El área basal está altamente relacionada con el volumen y la biomasa aérea, debido a que él área basal es un indicador de las existencias volumétricas de madera. Por consiguiente, a mayor área basal y volumen, se presentará una mayor acumulación de biomasa aérea.

Figura 56. Matriz de correlación del área basal (G) con respecto a la latitud, el número de individuos por hectárea (ind.), el diámetro cuadrático medio (Dq), el volumen (V) y la biomasa aérea (AGB)

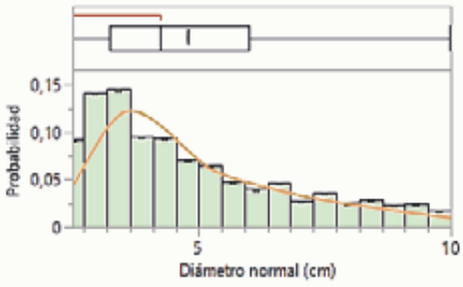


6.4 Distribución diamétrica

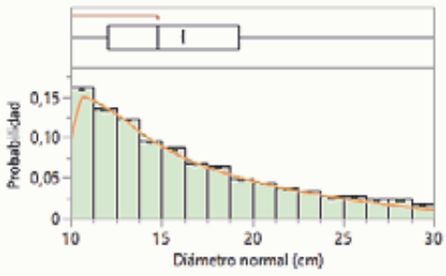
Las distribuciones diamétricas son sesgadas de manera positiva a la derecha (coeficiente de asimetría > 0) (figuras 57, 58 y 59). En el caso de los latizales y fustales los datos se muestran concentrados (curva leptocúrtica, curtosis > 3); en los fustales grandes, los datos presentan una distribución dispersa (curva platicúrtica, curtosis < 3).

Figura 57. Distribución diamétrica de los árboles de la región de la Amazonía

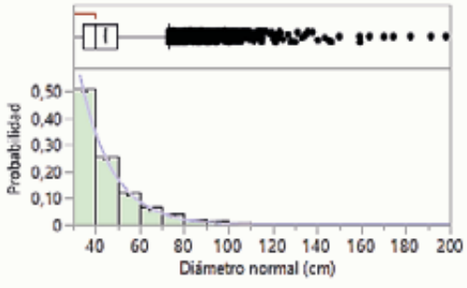
a) Latizales



b) Fustales

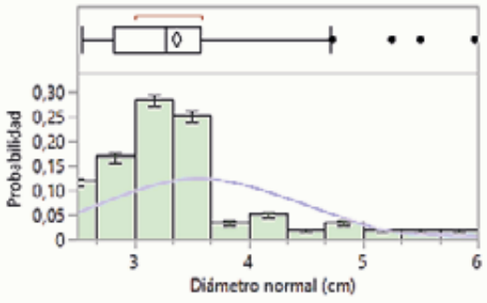


a) Fustales grandes



Hábito	Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
L	cm	2,50	9,98	4,78 ± 0,00	4,24	6,80	1,93	40,48	-0,20	0,89
F	cm	10,00	29,97	16,20 ± 0,01	14,80	11,20	5,10	31,47	-0,19	0,86
FG	cm	30,00	198,12	44,48 ± 0,13	39,38	30,50	14,98	33,69	8,48	2,26

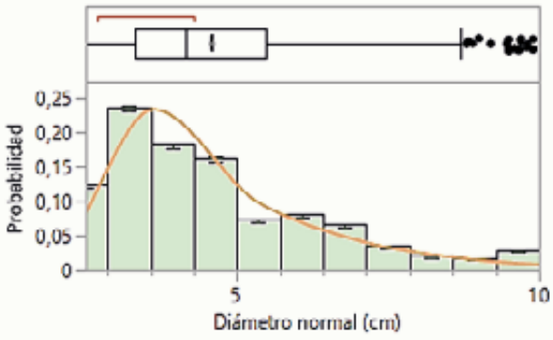
Figura 58. Distribución diamétrica de los individuos (helechos) con un *dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm (latizales) de la región de la Amazonía



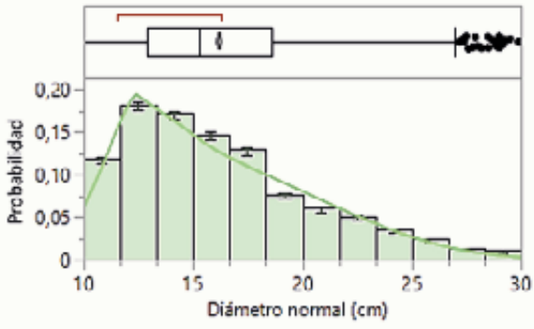
Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
cm	2,53	5,97	3,37 ± 0,01	3,27	2,67	0,71	21,32	2,71	1,59

Figura 59. Distribución diamétrica de las palmas de la región de la Amazonía

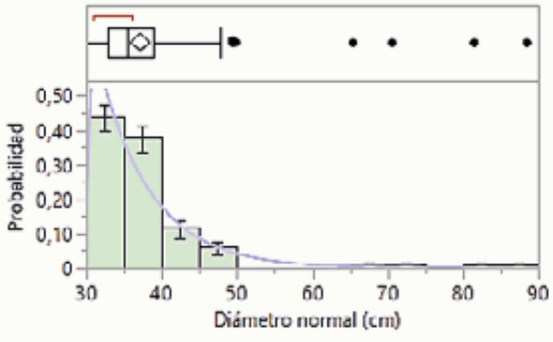
a) Latizales



b) Fustales



a) Fustales grandes



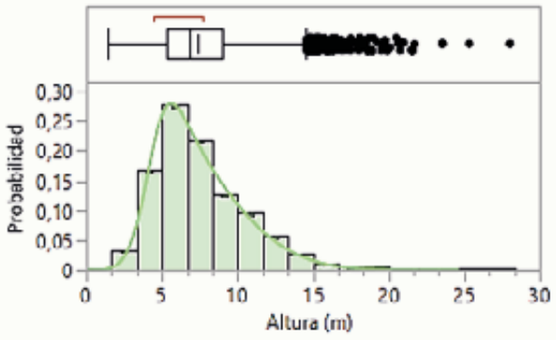
Hábito	Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
L	cm	2,50	9,90	4,58 ± 0,01	4,16	4,00	1,71	37,44	0,79	1,15
F	cm	10,00	29,90	16,16 ± 0,05	15,30	13,20 16,00	4,22	26,09	0,18	0,86
FG	cm	30,00	88,50	37,17± 0,62	35,50	35,50	7,87	21,19	18,63	3,70

6.5 Distribución en altura

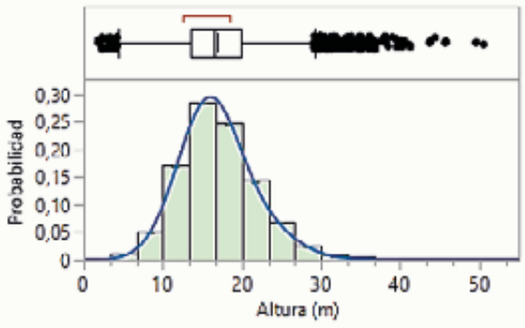
Las distribuciones en altura son sesgadas de manera positiva a la derecha (coeficiente de asimetría > 0) en la mayoría de los casos (figuras 60, 61 y 62), a excepción de las palmas con un diámetro ≥ 30 cm, que presentan un sesgo negativo a la izquierda (coeficiente de asimetría < 0). Solo los helechos y las palmas < 10 cm presentan una concentración de datos (curva leptocúrtica, curtosis > 3). El resto de la concentración de datos es dispersa (curva platicúrtica, curtosis < 3).

Figura 60. Distribución en altura de los árboles de la región de la Amazonía

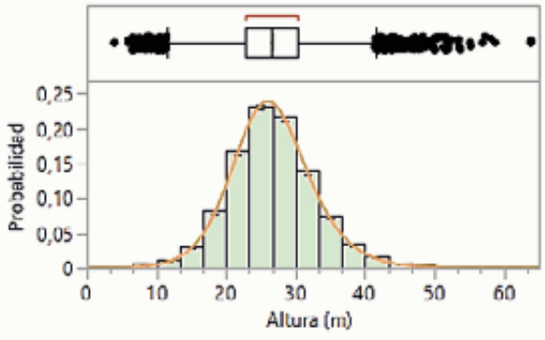
a) Latizales



b) Fustales

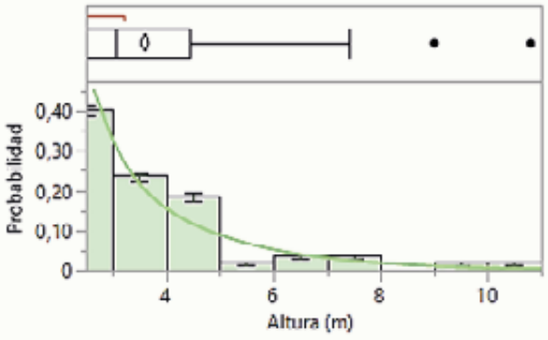


a) Fustales grandes



Tamaño	Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
L	m	1,40	28,02	7,79 ± 0,00	6,80	6,50	2,89	39,18	1,12	0,94
F	m	1,80	55,52	16,92 ± 0,01	16,50	16,00	4,94	29,21	1,51	0,60
FG	m	3,92	63,85	26,65 ± 0,05	26,40	27,80	6,18	23,21	1,12	0,34

Figura 61. Distribución en altura de los individuos (helechos) con un *dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm (latizales) de la región de la Amazonía

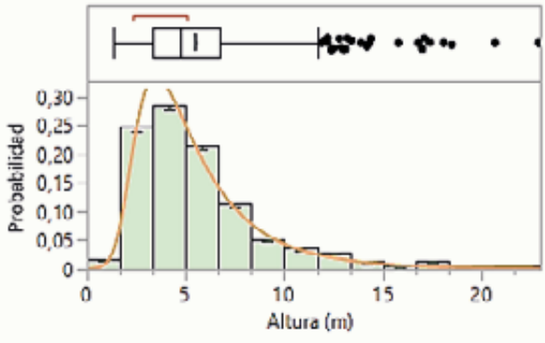


a) Latizales

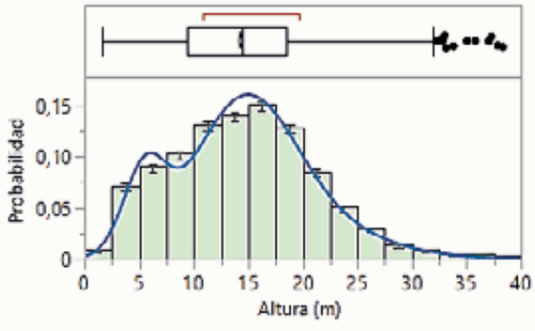
Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
m	1,50	10,80	3,59 ± 0,04	3,05	2,50	1,76	49,20	4,14	1,89

Figura 62. Distribución en altura de las palmas de la región de la Amazonía

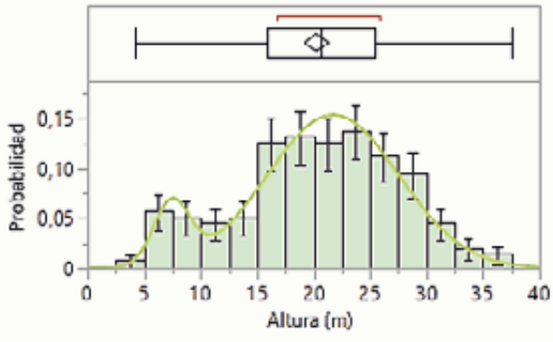
a) Latizales



b) Fustales



a) Fustales grandes



Hábito	Unidad	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
L	m	1,31	23,10	5,50 ± 0,02	4,70	4,30	3,23	58,83	5,59	1,97
F	m	1,59	38,33	4,34 ± 0,08	14,40	15,40	6,51	45,41	0,01	0,35
FG	m	4,20	37,48	20,28 ± 0,56	20,60	28,60	7,12	35,12	-0,44	-0,22

La presentación de curvas polimodales es característico de las palmas (figura 62), por la presencia de poblaciones gregarias de diversas especies de ellas. Este es el caso de los morichales, donde una palma como la *Mauritia flexuosa* es dominante (figura 65) y se diferencia del resto de poblaciones de palma.

6.6 Relación entre diámetro y altura

La altura de los árboles es una de las principales mediciones que se obtienen al momento de realizar un inventario forestal. Al igual que el diámetro, el análisis de la variabilidad de la altura de los árboles permite identificar cambios en las características estructurales de los bosques a lo largo de gradientes ambientales (Feldpausch *et al.*, 2011; Thomas *et al.*, 2015; Sullivan *et al.*, 2018; Peña *et al.*, 2018; Phillips *et al.*, 2019). En la actualidad, una de las principales necesidades de contar con información de alturas de buena calidad es disminuir las incertidumbres asociadas con las estimaciones del carbono acumulado en la biomasa de los bosques (Feldpausch *et al.*, 2012; Chave *et al.*, 2014; Duque *et al.*, 2017b).

A pesar de su importancia, las mediciones de la altura de los árboles son escasas, debido a los costos en tiempo y dinero en que se incurre para su obtención, en especial en ecosistemas tropicales, en donde las altas pendientes y una mayor densidad de copas dificultan las mediciones (Larjavaara y Muller-Landau, 2013; Duque *et al.*, 2017). Con el fin de llenar este vacío de información, se recurre al uso de modelos alométricos altura-diámetro (h/*dap*) pan-tropicales o regionales (Brown *et al.*, 1989; Feldpausch *et al.*, 2012), los cuales permiten estimar las alturas de los árboles cuando estas no fueron medidas en campo. No obstante, teniendo en cuenta que las relaciones alométricas h/*dap* son influenciadas por las variaciones ambientales, como el clima o la geología (Feldpausch *et al.*, 2011; Chave *et al.*, 2014; Thomas *et al.*, 2015), se recomienda contar con modelos alométricos h/*dap* propios, ajustados a partir de datos obtenidos por la medición de muestras de árboles (por ejemplo, del 40 % de los individuos de cada parcela) en los bosques bajo estudio (Sullivan *et al.*, 2018).

El índice de esbeltez (h/*dap*) permite conocer la susceptibilidad de volcamiento o ruptura de un árbol, dado que árboles más altos y delgados son menos estables bajo condiciones de vientos fuertes. A su vez, árboles con índices de esbeltez equilibrados suelen tener un crecimiento más saludable y una mejor distribución de recursos. En el caso de la Amazonía colombiana, la mediana de los árboles posee un índice de 1,06, los helechos de 0,89 y las palmas de 0,91 (tabla 25).

Tabla 25. Índice de esbeltez (h/*dap*) por hábito de crecimiento

Hábito	1.er cuartil	2.º cuartil	3.er cuartil	4.º cuartil
Árbol	0,73	1,06	1,45	3,00
Helecho	0,76	0,89	1,36	2,03
Palma	0,63	0,91	1,26	2,96

A continuación, se presentan las especies con mayor diámetro y altura reportadas en el IFN.

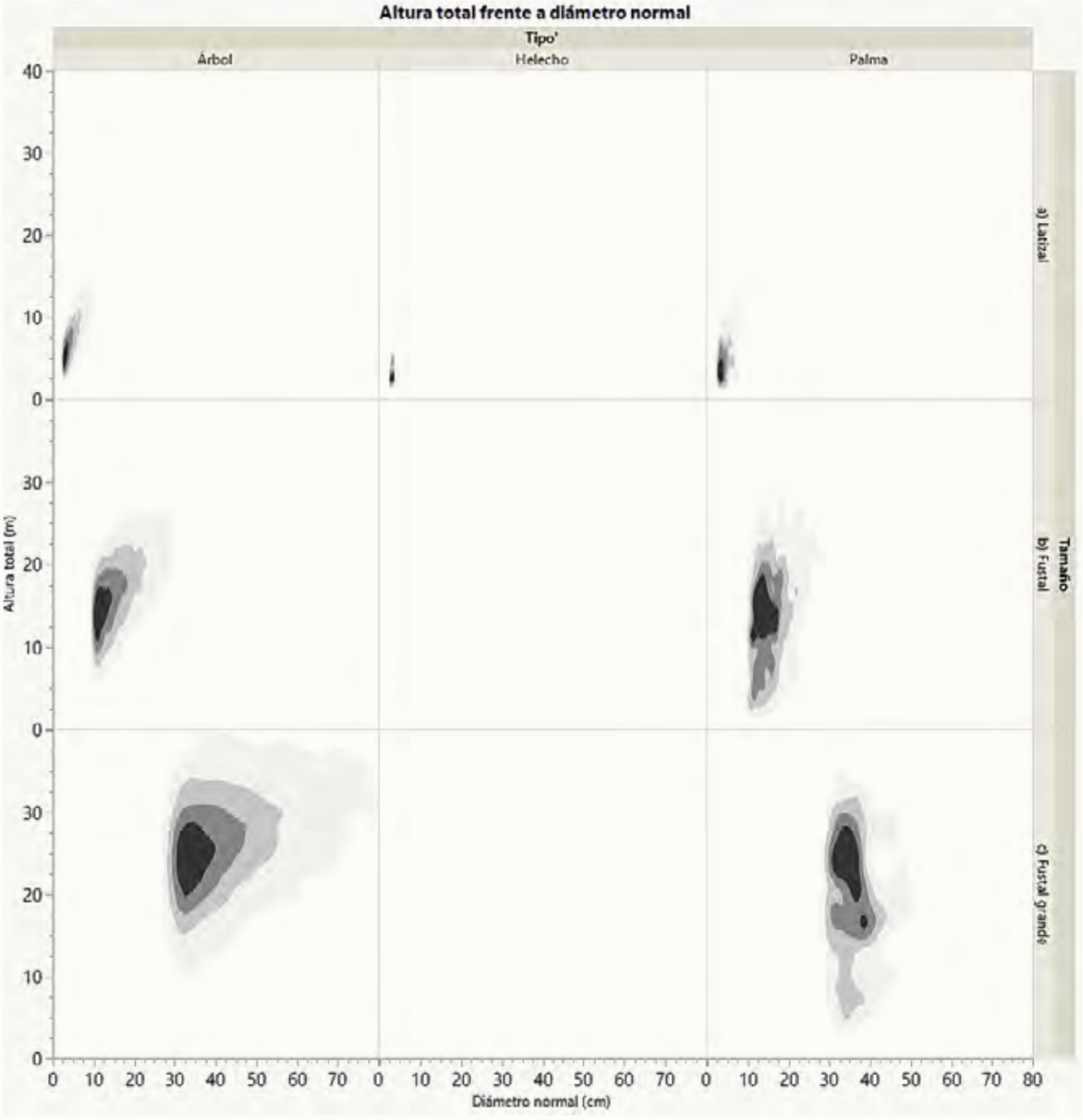
Tabla 26. Árboles registrados en el IFN con mayor diámetro normal (en orden descendente) en los bosques de la Amazonía

Especie	*dap* (cm)	Altura(m)
Terminalia grandis	182,15	40,60
Cedrelinga cateniformis	174,42	37,40
Eschweilera albiflora	163,62	18,70
Pterocarpus sp.	159,35	36,80
Terminalia amazonia	159,19	19,30
Cedrelinga cateniformis	146,30	27,10
Ficus gomelleira	145,06	38,20
Terminalia amazonia	143,60	33,78
Swartzia schomburgkii	140,35	42,30
Dacryodes chimantensis	137,86	45,70

Tabla 27. Árboles registrados en el IFN con mayor altura total (en orden descendente) en los bosques de la Amazonía

Especie	*dap* (cm)	Altura (m)
Hevea sp.	50,10	58,04
Hydrochorea gonggrijpii	60,22	56,89
Protium sp.	21,40	55,52
Swartzia schomburgkii	92,24	55,20
Micropholis guyanensis	47,40	53,70
Matisia sp.	72,30	53,54
Couma macrocarpa	66,30	53,50
Aspidosperma rigidum	51,96	52,40
Micrandra spruceana	50,19	51,94
Cedrelinga cateniformis	77,94	51,70

Figura 63. Relación del diámetro (cm) y la altura (m) para el estrato de bosque diferenciado por hábito de crecimiento en la región de la Amazonía



* La escala de grises denota mayor cantidad de individuos en las áreas más oscuras y muestra relaciones de diámetro-altura menos frecuentes en las áreas claras.

De acuerdo con la figura 63, el gráfico de densidad denota en los tonos más oscuros los individuos con relaciones de altura-diámetro de mayor frecuencia y, en tonos más claros, las relaciones más atípicas presentes en los bosques de la Amazonía por hábito de crecimiento.

Con base en lo anterior, se presenta que la arquitectura de los bosques expresada en la relación diámetro-altura evidencia, en el caso de los árboles, una mayor frecuencia de individuos con diámetros y alturas similares. En latizales, se destacan los individuos con un diámetro aproximado de 3 cm y una altura cercana a 5 m; en fustales, la mayor frecuencia se observa en individuos con diámetros alrededor de 10 cm y alturas aproximadas de 13 m; y en fustales grandes, individuos con 32 cm de diámetro y 24 m de altura.

En lo que respecta a los helechos arbóreos, la mayor similitud se presenta en individuos con un diámetro de 3 cm y una altura de 2 m. En el caso de las palmas, en los latizales se registra la mayor frecuencia de individuos con un diámetro de 3 cm y una altura de 3 m; en los fustales, la mayor frecuencia corresponde a individuos con un diámetro de 13 cm y una altura de 15 m, con igual número de frecuencia individuos con un diámetro de 14 cm y una altura de 14 m; en los fustales grandes, el rango es más amplio, con las siguientes relaciones de diámetro y altura: 30 cm-17 m, 31 cm-23 m, 34 cm-15 m, 35 cm-17 m y 36 cm-25 m.

6.7 Estructura horizontal (EH)

El análisis de la estructura horizontal determina el peso ecológico de cada especie, con base en su abundancia y la presencia en cada categoría diamétrica evaluada en el IFN: latizales (*dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm), fustales (*dap* ≥ 10 cm y < 30 cm) y fustales grandes (*dap* ≥ 30 cm), considerando para ello la totalidad de la superficie.

Este análisis es importante porque permite comprender la dinámica poblacional de las especies, ya que revela cómo se distribuyen en cada categoría diamétrica, al relacionar su abundancia con cada una de las etapas de desarrollo de la población e identificando elementos de regeneración y las especies en estadios maduros.

$$EH(\%) = \text{latizales } (\%) + \text{fustales } (\%) + \text{fustales grandes } (\%)$$

$$\text{Latizales } (\%) = \frac{\text{N.° latizales por especie}}{\sum \text{total de latizales}} \cdot 100\ \%$$

$$\text{Fustales } (\%) = \frac{\text{N.° fustales por especie}}{\sum \text{total de fustales}} \cdot 100\ \%$$

$$\text{Fustales grandes } (\%) = \frac{\text{N.° fustales grandes (\%) por especie}}{\sum \text{total de fustales grandes (\%)}} \cdot 100\ \%$$

Los resultados de la estructura horizontal en los bosques de la Amazonía colombiana revelan información ecológica clave sobre la dinámica de las especies, su regeneración, su dominancia y sus roles en el ecosistema:

a. Dinámica de *Clathrotropis macrocarpa* en estratos jóvenes (latizales y fustales). Esta especie presenta bajo porcentaje en latizales (3,18 %) y fustales (3,41 %). Aunque es la especie más común en estos estratos, su baja representatividad porcentual sugiere que el bosque tiene una alta diversidad de especies en etapas juveniles. Su presencia en latizales indica que se está regenerando, posiblemente aprovechando claros o disturbios naturales. Podría ser una especie pionera o secundaria, que compite por luz y espacio en el sotobosque. Su baja presencia en fustales grandes sugiere que no alcanza diámetros grandes o es desplazado por especies más competitivas.

b. Dinámica de *Eschweilera coriacea* en fustales grandes (≥ 30 cm de *dap*). Esta especie evidencia predominio en fustales grandes (2,10 %). Aunque el porcentaje es bajo, su dominio se refleja porque es una especie clímax, adaptada a condiciones estables del bosque maduro.

c. Dinámica de las palmas. En el estrato de latizales, se caracterizan por la abundancia de *Euterpe precatoria* (14,75 %), y en los fustales, de *Oenocarpus bataua* (40,58 %). Además, la alta presencia de *Mauritia flexuosa* (77,02 %) refleja estrecha relación con condiciones edáficas específicas.

Figura 64. Especies de árboles de mayor estructura horizontal relativa (%) para el estrato de bosque en la región de la Amazonía

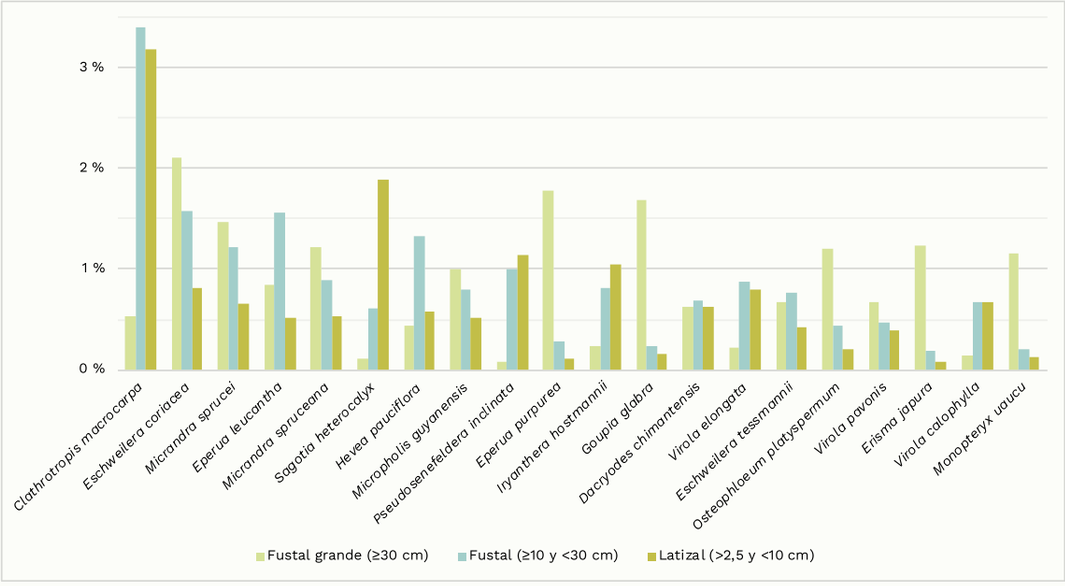
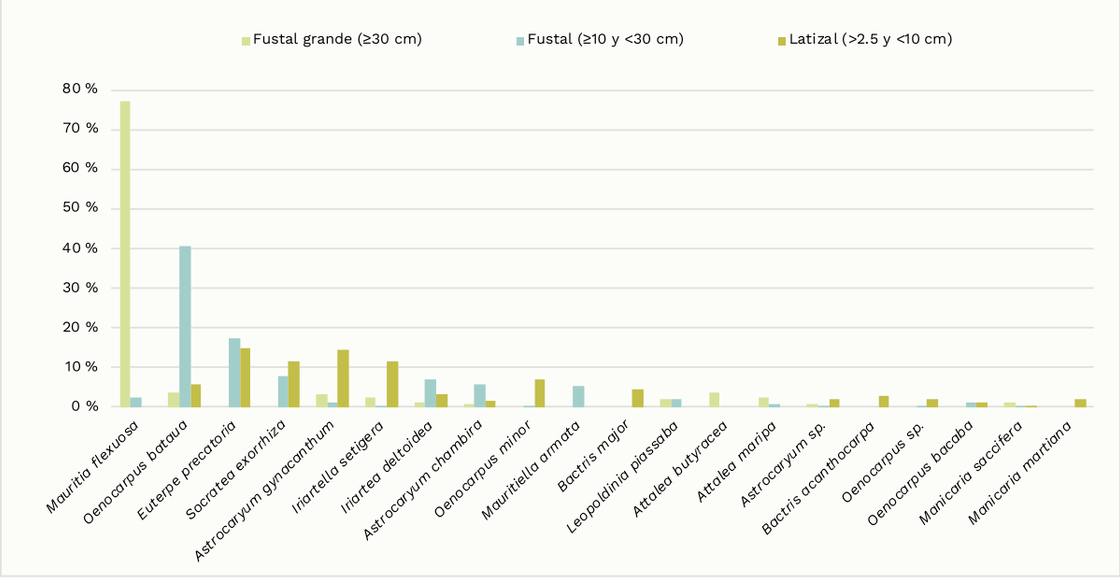


Figura 65. Especies de palmas de mayor estructura horizontal relativa (%) para el estrato de bosque en la región de la Amazonía



6.8 Índice de valor de importancia (IVI)

Para realizar los análisis de composición florística, se utiliza el IVI (Finol, 1976). Este índice, ampliamente utilizado en estudios descriptivos y cuantitativos de la estructura de los tipos de bosques, permite contrastar el peso ecológico de cada especie dentro del tipo de cobertura correspondiente.

Matemáticamente se expresa de la siguiente manera:

$$\mathrm{IVI} = \mathrm{Ar} + \mathrm{Fr} + \mathrm{Dr}$$

En donde, IVI es el índice de valor de importancia, Ar es la abundancia relativa, Fr es la frecuencia relativa y Dr es la dominancia relativa.

- ### Abundancia relativa (Ar)

Definida como el porcentaje de cada especie con relación al número total de individuos de todas las especies encontradas en la muestra. Se calcula así:

$$\mathrm{Ar} = \frac{\text{N.° total de individuos de una especie}}{\sum \text{total de individuos}} \cdot 100\ \%$$

- ### Frecuencia relativa (Fr)

Calculada como la frecuencia absoluta de una especie con relación a la suma de frecuencias absolutas de todas las especies presentes en la muestra. La ecuación que expresa la frecuencia relativa es la siguiente:

$$\mathrm{Fr} = \frac{\text{N.° de conglomerados en los cuales está presente una especie}}{\sum \text{total de conglomerados}} \cdot 100\ \%$$

- ### Dominancia relativa (Dr)

Es el porcentaje de la dominancia absoluta de una especie con respecto a la suma de las dominancias absolutas de todas las especies presentes en la muestra. Se expresa de esta manera:

$$Dr = \frac{\text{Suma del área basal de todos los individuos de una especie}}{\sum \text{total de área basal de todas las especies}} \cdot 100\ \%$$

Resultados del índice de valor de importancia (IVI)

A partir de dichos análisis se obtiene la caracterización de la vegetación, con base en el peso ecológico de las especies de mayor representatividad. Información sobre las especies que son más importantes por su alta contribución ecológica en la configuración de las comunidades vegetales y su rol tiene una mayor relevancia en el funcionamiento de los bosques. El IVI se organiza de mayor a menor peso ecológico.

En el nivel de determinación taxonómica más detallado, las especies con mayor peso ecológico encontrado para la región de la Amazonía en orden descendente son *Clathrotropis macrocarpa*, *Eschweilera coriacea* y *Oenocarpus bataua* (figura 66 y tabla 28). La especie *Clathrotropis macrocarpa* posee el mayor índice de valor de importancia, liderando cada uno de los diferentes indicadores que lo conforman, con una mayor representatividad a nivel de latizales y fustales. Esta especie pertenece a un género característico de los bosques de arena blanca de la Amazonía (Moraes *et al.*, 2021).

De acuerdo con lo reportado por Moraes *et al.* (2021) acerca de las 10 especies más abundantes de la cuenca del río Amazonas, algunas de las especies más relevantes del IVI del IFN (2015-2023) están presentes entre ellas: *Eschweilera coriacea* se encuentra en todas las clases diamétricas, y *Oenocarpus bataua*, en fustales, según lo evidenciado en el IFN.

Figura 66. Especies de mayor índice de valor de importancia para individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm del estrato de bosque en la región de la Amazonía

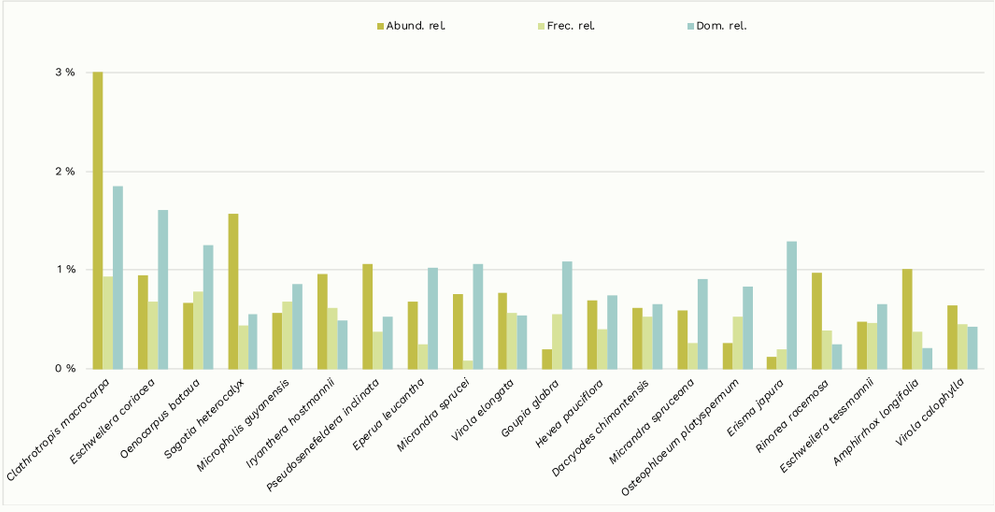


Tabla 28. Indicadores para las especies de mayor peso ecológico

Especie	Tamaño	Altura (m)	Ind (n.° ha^{-1})	DCM (cm)	G (m^2 ha^{-1})	V (m^3 ha^{-1})	AGB (Mg ha^{-1})	CAGB (Mg ha^{-1})
Clathrotropis macrocarpa	L	8,2	189	5,3	0,45	3,1	2,35	1,1
Clathrotropis macrocarpa	F	16,6	41	14,6	0,74	9,21	6,57	3,09
Clathrotropis macrocarpa	FG	24,8	5	37,8	0,58	10	6,77	3,18

Especie	Tamaño	Altura (m)	Ind (n.º ha^{-1})	DCM (cm)	G (m^2 ha^{-1})	V (m^3 ha^{-1})	AGB (Mg ha^{-1})	CAGB (Mg ha^{-1})
Eschweilera coriacea	L	8,2	121	5,2	0,3	2,11	1,9	0,89
Eschweilera coriacea	F	18,2	26	17,1	0,66	9,11	7,68	3,61
Eschweilera coriacea	FG	26,2	7	41,9	0,96	18,03	14,51	6,82
Oenocarpus bataua	L	5,1	171	5,4	0,4	1,3	2,21	1,04
Oenocarpus bataua	F	13,8	36	16,8	0,83	6,08	1,28	0,6
Oenocarpus bataua	FG	22,4	3	46,1	0,68	8,82	0,23	0,11
Sagotia heterocalyx	L	7,4	196	5,2	0,46	2,79	1,74	0,82
Sagotia heterocalyx	F	13,4	25	12,7	0,35	3,78	2,23	1,05
Sagotia heterocalyx	FG	27,9	6	45,6	1,27	26,46	14,44	6,79
Micropholis guyanensis	L	7,9	84	4,9	0,18	1,21	0,85	0,4
Micropholis guyanensis	F	19,8	19	18,9	0,61	9,07	5,9	2,77
Micropholis guyanensis	FG	27,7	4	39,1	0,51	10,24	6,39	3
Iryanthera hostmannii	L	7,1	111	5	0,25	1,51	0,93	0,44
Iryanthera hostmannii	F	14,5	21	14,1	0,34	3,76	2,19	1,03
Iryanthera hostmannii	FG	25,7	4	38	0,43	7,84	4,33	2,03
Pseudosenefeldera inclinata	L	7,9	169	5,1	0,36	2,36	1,76	0,83
Pseudosenefeldera inclinata	F	16,2	34	14,6	0,62	7,52	5,29	2,49
Pseudosenefeldera inclinata	FG	27,3	3	37,2	0,34	6,69	4,48	2,1
Eperua leucantha	L	8	147	5,2	0,37	2,38	1,9	0,89

Especie	Tamaño	Altura (m)	Ind (n.° ha^{-1})	DCM (cm)	G (m^2 ha^{-1})	V (m^3 ha^{-1})	AGB (Mg ha^{-1})	CAGB (Mg ha^{-1})
Eperua leucantha	F	15,4	64	16,7	1,54	17,36	12,95	6,09
Eperua leucantha	FG	21,9	9	37,7	1,13	19	13,48	6,33
Micrandra sprucei	L	7,7	401	5,1	0,94	6,14	4,39	2,06
Micrandra sprucei	F	15,7	149	16,7	3,71	44,21	29,58	13,9
Micrandra sprucei	FG	22,6	26	37	2,82	45	28,97	13,62
Virola elongata	L	7,7	104	4,9	0,23	1,62	0,91	0,43
Virola elongata	F	17,4	23	16,1	0,5	6,66	3,5	1,65
Virola elongata	FG	25,4	4	38,9	0,47	8,49	4,27	2,01
Goupia glabra	L	7,8	121	4,7	0,22	1,17	0,92	0,43
Goupia glabra	F	17,1	15	18,2	0,45	6	4,32	2,03
Goupia glabra	FG	26,9	5	51,6	1,05	20,93	14,23	6,69
Hevea pauciflora	L	8,2	145	5,3	0,41	2,94	1,45	0,68
Hevea pauciflora	F	17,4	39	17	0,85	10,31	4,8	2,25
Hevea pauciflora	FG	25,5	4	35,2	0,44	8	3,57	1,68
Dacryodes chimantensis	L	7,6	129	4,6	0,22	1,48	0,91	0,43
Dacryodes chimantensis	F	17,9	21	17,6	0,53	6,94	3,95	1,86
Dacryodes chimantensis	FG	26,7	4	40,9	0,66	13,51	7,22	3,39
Micrandra spruceana	L	8,3	212	5,3	0,5	3,14	2,02	0,95
Micrandra spruceana	F	20	53	17,9	1,31	17,79	10,64	5

Especie	Tamaño	Altura (m)	Ind (n.º ha^{-1})	DCM (cm)	G (m^2 ha^{-1})	V (m^3 ha^{-1})	AGB (Mg ha^{-1})	CAGB (Mg ha^{-1})
Micrandra spruceana	FG	28,8	8	42,2	1,11	22,94	13,07	6,14
Osteophloeum platyspermum	L	7,6	98	5,3	0,23	1,46	0,73	0,34
Osteophloeum platyspermum	F	18,8	18	18	0,47	6,62	3,09	1,45
Osteophloeum platyspermum	FG	28,2	4	48,5	0,83	16,87	7,44	3,5
Erisma japura	L	7,2	77	4,5	0,14	0,95	0,58	0,27
Erisma japura	F	17,8	19	16,1	0,4	5,54	3,17	1,49
Erisma japura	FG	30,5	9	66,4	3,36	77,78	40,95	19,24
Rinorea racemosa	L	7,8	149	4,7	0,29	1,79	1,31	0,62
Rinorea racemosa	F	14,1	16	12,6	0,22	2,44	1,68	0,79
Rinorea racemosa	FG	25,4	3	34,7	0,27	4,76	3,13	1,47
Eschweilera tessmannii	L	8	104	4,8	0,21	1,46	1,23	0,58
Eschweilera tessmannii	F	18,2	23	16,5	0,56	7,77	6,08	2,86
Eschweilera tessmannii	FG	27	5	41	0,73	14,33	10,65	5
Amphirrhox longifolia	L	5,8	147	4,2	0,24	1,16	0,89	0,42
Amphirrhox longifolia	F	14,2	19	12,8	0,27	2,67	1,92	0,9
Amphirrhox longifolia	FG	29	4	44	0,68	16,03	10,72	5,04
Virola calophylla	L	7,6	101	5	0,23	1,56	0,79	0,37
Virola calophylla	F	18,2	21	16,7	0,47	6,55	3,11	1,46
Virola calophylla	FG	28,1	4	37,7	0,46	9,38	4,26	2

6.9 Índice de importancia ampliado (IIA)

Con el objetivo de evaluar integralmente la importancia ecológica de las especies en un bosque, el IVI se diferencia según categorías diamétricas: fustales (árboles adultos) y fustales grandes (individuos maduros). Este enfoque se complementa con la incorporación de parámetros demográficos, como la abundancia y la frecuencia de los latizales (regeneración avanzada), integrando así el índice de importancia ampliado (IIA) (Lozada, 2010).

Esta metodología permite cuantificar no solo la dominancia actual de las especies arbóreas, sino también su potencial regenerativo, lo que aporta una perspectiva dinámica sobre su contribución al ecosistema. Al diferenciar el aporte de los latizales, el IIA evita sesgar la evaluación hacia especies adultas dominantes, reconociendo el papel crítico de la regeneración avanzada (latizales) en la resiliencia estructural, el mantenimiento de la biodiversidad y la estabilidad ecológica a largo plazo. El índice se expresa de la siguiente manera:

$$IIA = \text{Ae}\ (\%) + \text{Fe}\ (\%) + \text{De}\ (\%) + \text{As}\ (\%) + \text{Fs}\ (\%)$$

En donde, *IIA* es el índice de importancia ampliado, *Ae*, *Fe* y *De* son la abundancia relativa, la frecuencia relativa y la dominancia relativa, respectivamente, de individuos ≥ 10 cm (fustales y fustales grandes), y *As* y *Fs* son la abundancia relativa y la frecuencia relativa, respectivamente, de individuos < 10 cm (latizales).

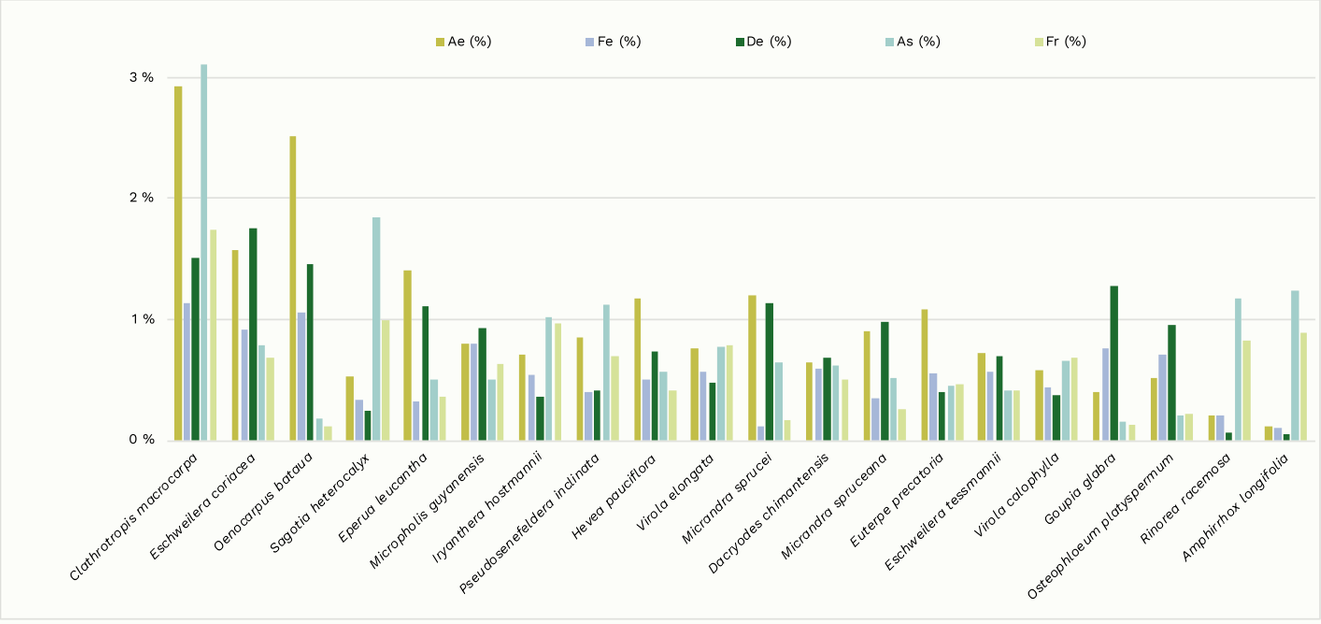
Mediante el IVI y el IIA, se evaluó la relevancia ecológica de las especies vegetales, considerando su contribución a la estructura y la funcionalidad del ecosistema. Ambos índices priorizan taxones clave según criterios como abundancia, dominancia e impacto ecológico, aunque el IIA incorpora variables adicionales (por ejemplo, interacciones bióticas o servicios ecosistémicos).
Los resultados revelan que las 4 especies con mayor peso ecológico coinciden en ambos índices, lo cual evidencia su papel crítico en el ecosistema (figura 67). Entre las 20 especies siguientes, se observan variaciones menores en el orden jerárquico, con 2 casos destacados:

- *Erisma japura* desciende del puesto 16 (IVI) al 21 (IIA), y así queda por fuera del umbral analítico de las 20 especies principales.

- *Euterpe precatoria* asciende del puesto 21 (IVI) al 14 (IIA), y refleja su mayor contribución al considerar métricas extendidas del IIA.

Lo anterior sugiere que la estabilidad estructural del ecosistema se mantiene independientemente del índice empleado. Este enfoque dual (IVI-IIA) permite identificar tanto especies clave estables como aquellas cuyos roles ecológicos dependen de escalas espaciotemporales o variables específicas.

Figura 67. Especies de mayor índice de importancia ampliado para el estrato de bosque en la región de la Amazonía



6.10 Índice de posición sociológica (IPS)

El análisis del índice de posición sociológica en el contexto forestal, basado en el enfoque de Finol (1971) sobre la "posición vertical", se debe integrar con conceptos ecológicos y metodológicos vinculados a la estructura vertical del bosque y la distribución de las especies dentro de él, según su distribución en los diferentes estratos verticales. Este índice se fundamenta en la idea de que la abundancia, la presencia o la ausencia de una especie en estos estratos refleja su rol sociológico en la comunidad vegetal.

En el análisis de los datos obtenidos en la implementación del IFN, se describen los siguientes estratos obtenidos del valor medio de la distribución de altura en la Amazonía colombiana. De acuerdo con lo anterior, se define que el estrato inferior llega hasta los 16,92 m, el estrato medio va desde los 16,93 m hasta los 26,64 m y, por último, el estrato superior se encuentra por encima de los 26,65 m, considerando para ello la totalidad de la superficie, El índice de posición sociológica se calcula a partir de las siguientes fórmulas:

$$VFe = \frac{n_e}{N}$$

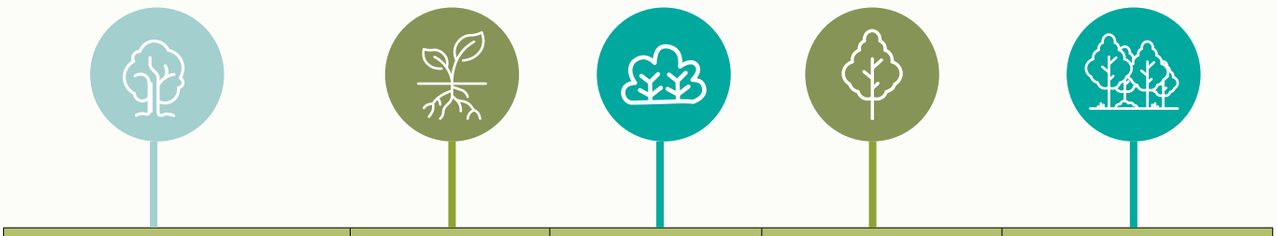
En donde *Vfe* es el valor fitosociológico de la especie en el estrato *e*, *n* es el número de individuos de la especie en el estrato *e* y *N* es el número total de individuos en el piso, y *e* es el estrato (superior, medio e inferior).

$$IPS = \frac{VF_i \cdot n_i + VF_m \cdot n_m + VF_s \cdot n_s}{\sum_{i=1}^{n} VF_i \cdot n_i + VF_m \cdot n_m + VF_s \cdot n_s} \cdot 100$$

En donde *IPS* es la posición sociológica relativa de cada especie, *Vf* es el valor fitosociológico de la especie en cada estrato, *n* es el número de individuos de la especie en cada estrato, y los índices *i, m* y *s* son los estratos inferior, medio y superior, respectivamente (García *et al.*, 2019).

A partir de los datos obtenidos, se identifican patrones clave sobre la dominancia y la distribución vertical de las especies, así como su relevancia ecológica (tabla 29):

Tabla 29. Índice de posición sociológica para las 20 primeras especies forestales de la Amazonía colombiana en cobertura de bosque



Especie	Valor fitos. inferior (VFi)	Valor fitos. medio (VFm)	Valor fitos. superior (VFs)	Índice de posición sociológica (IPS)
Clathrotropis macrocarpa	0,0277	0,0029	0,000138	28,85 %
Sagotia heterocalyx	0,0155	0,0002	0,000027	8,92 %
Amphirrhox longifolia	0,0100	0,0000	0,000004	3,74 %
Pseudosenefeldera inclinata	0,0099	0,0008	0,000049	3,64 %
Rinorea racemosa	0,0096	0,0001	0,000000	3,45 %
Iryanthera hostmannii	0,0091	0,0004	0,000031	3,10 %
Eschweilera coriacea	0,0072	0,0020	0,000365	2,09 %
Virola elongata	0,0067	0,0009	0,000105	1,72 %
Micrandra sprucei	0,0064	0,0011	0,000054	1,58 %
Rinorea macrocarpa	0,0065	0,0000	0,000002	1,56 %
Hevea pauciflora	0,0059	0,0010	0,000096	1,31 %
Eperua leucantha	0,0057	0,0012	0,000054	1,24 %
Virola calophylla	0,0056	0,0007	0,000113	1,19 %
Dacryodes chimantensis	0,0054	0,0008	0,000074	1,10 %
Oenocarpus bataua	0,0051	0,0014	0,000170	1,03 %
Mabea speciosa	0,0050	0,0001	0,000000	0,95 %
Rhodothyrsus macrophyllus	0,0050	0,0004	0,000009	0,94 %
Micrandra spruceana	0,0049	0,0007	0,000316	0,92 %
Heterostemon conjugatus	0,0049	0,0002	0,000013	0,88 %
Anaxagorea rufa	0,0048	0,0000	0,000000	0,87 %

a) Abundancia de *Clathrotropis macrocarpa* en estratos inferiores y medios

Cuenta con el IPS más alto (28,85 %). Esta especie lidera la posición sociológica, debido a su fuerte presencia en el estrato inferior (VFi = 0,0277) y en el estrato medio (VFm = 0,0029), lo que refleja su éxito en etapas juveniles y de crecimiento intermedio.

Implicaciones ecológicas:

- Regeneración activa: Su alta representación en el estrato inferior sugiere una estrategia de colonización eficiente, posiblemente asociada a claros o disturbios naturales.
- Competencia en estratos medios: Mantiene presencia en este estrato, aunque con menor peso porcentual, lo que indica adaptabilidad a condiciones variables de luz y recursos.
- Limitación en estratos superiores: Su bajo VFs (0,00013) muestra que no logra dominar en el estrato superior, probablemente desplazada por especies más longevas o adaptadas al dosel cerrado.

b) *Eschweilera coriacea*

Esta especie clave en el dosel superior presenta un IPS bajo (2,09 %) pero relevante en el estrato superior: aunque su posición sociológica general es modesta, destaca en el estrato superior (VFs = 0,0004), superando a *Clathrotropis*.

Implicaciones ecológicas:

- Especie clímax: Su presencia en el estrato superior (de más de 26,65 m) sugiere que es fundamental en bosques maduros y que posee estabilidad estructural. Las especies que se encuentran en el estrato superior juegan un papel clave en la radiación que ingresa al sotobosque, ya que participan en la dinámica y la composición de las especies presentes en la regeneración natural

c) Otras especies con roles específicos

Sagotia heterocalyx (IPS = 8,92 %): Segunda en importancia sociológica, con presencia destacada en latizales (VFi = 0,0155), pero mínima en estratos el estrato inferior. Podría actuar como especie pionera secundaria.

Amphirrhox longifolia (IPS = 3,74 %): Su presencia se concentra en latizales (VFi = 0,0100), lo que indica especialización en regeneración temprana.

d) Especialistas en estratos superiores

Micrandra sprucei (IPS = 1,58 %): Aunque su IPS es bajo, muestra un VFs moderado (0,0001), relevante en el estrato superior, similar a lo observado en el ejemplo para árboles codominantes.

Oenocarpus bataua (IPS = 1,03 %): Palma con peso en el estrato medio (VFm = 0,0014), clave en bosques maduros, y relevante por su variedad de usos e importancia para comunidades locales. Puede mostrar una mayor capacidad competitiva, debido a la forma en que aprovechan las diferentes dinámicas de sitio.

e) Dinámica de especies suprimidas y regeneración

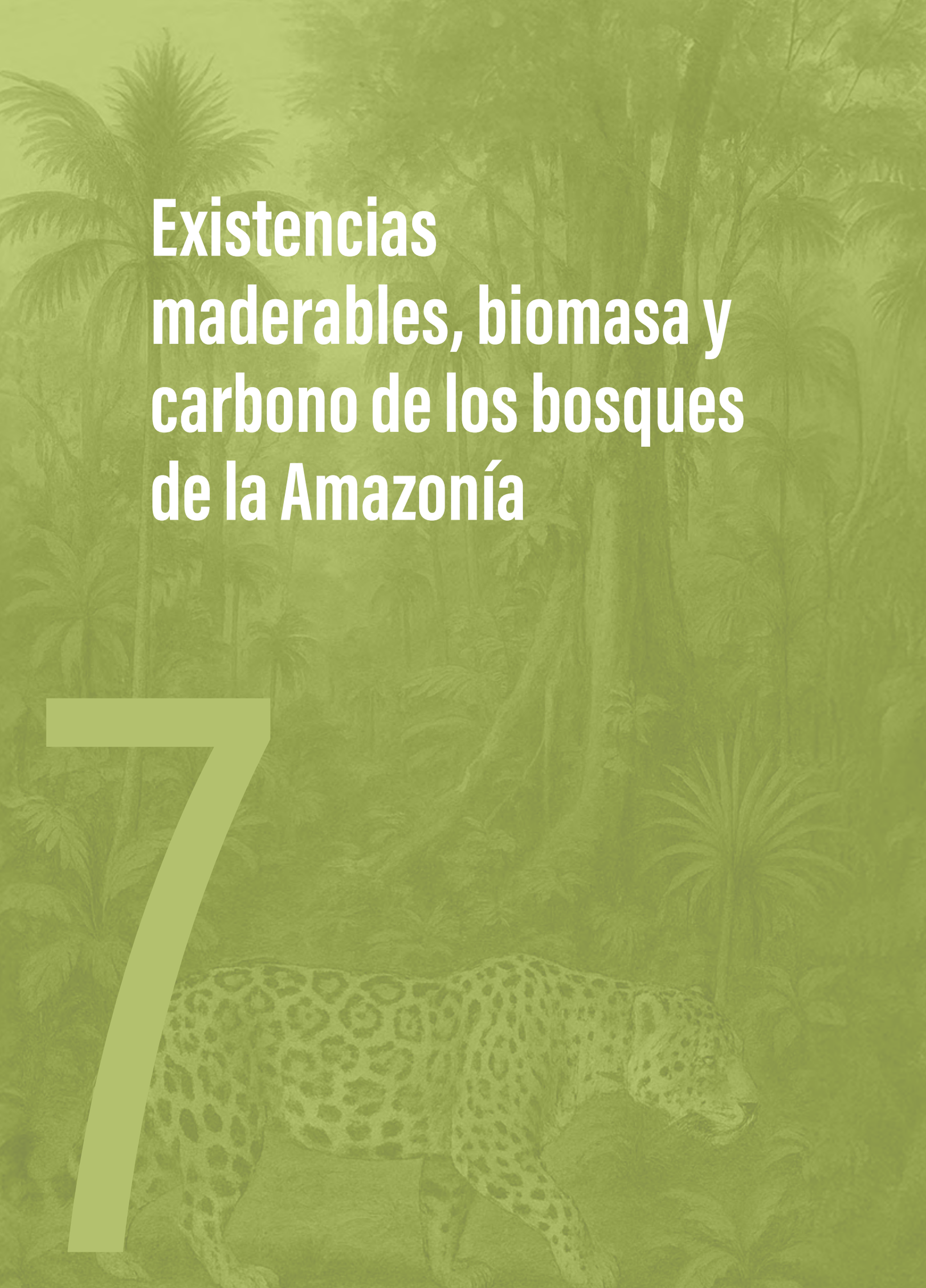
Rinorea racemosa (IPS = 3,45 %): Ausente en el estrato superior (VFs = 0), sugiere limitaciones para alcanzar diámetros y alturas mayores, posiblemente por competencia o requerimientos específicos. Es probable que esto sea parte de su estrategia ecológica de permanecer y ser abundante en el estrato inferior.

Anaxagorea rufa (IPS = 0,87 %): Restringida a latizales (VFm y VFs ≈ 0,00001 y 0 respectivamente), indica una especie suprimida o pionera efímera.

Se observa una dominancia por parte de *Clathrotropis macrocarpa* en los estratos inferior y medio, mientras que *Eschweilera coriacea*, *Oenocarpus bataua* y *Micrandra sprucei* mantienen la estabilidad en estratos superiores. La alta diversidad de especies con roles y estrategias específicos refleja una ocupación de distintos nichos que fortalece la resiliencia de los ecosistemas boscosos frente a diferentes disturbios.

Existencias maderables, biomasa y carbono de los bosques de la Amazonía

7



Contenido

7.1 Volumen pág. 220

7.2 Biomasa aérea, subterránea y total pág. 226

7.3 Carbono almacenado en biomasa aérea y detritos pág. 232

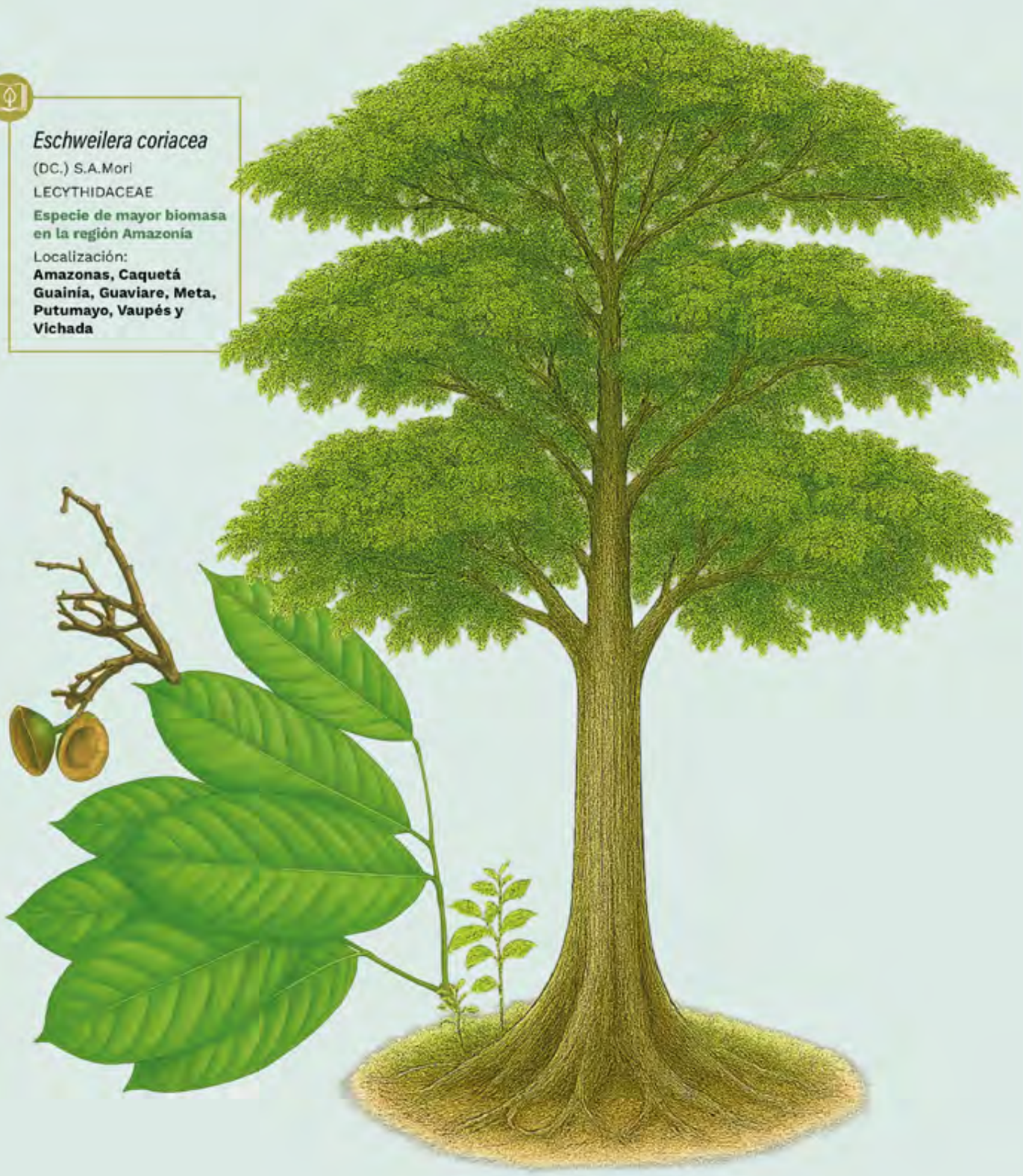
7.3.1 Carbono en biomasa aérea pág. 233

7.3.2 Carbono en detritos de madera pág. 235

7.3.3 Carbono orgánico del suelo pág. 237

Biomasa y carbono en los bosques de la Amazonía colombiana

Eschweilera coriacea
(DC.) S.A.Mori
LECYTHIDACEAE
Especie de mayor biomasa en la región Amazonía
Localización:
Amazonas, Caquetá Guainía, Guaviare, Meta, Putumayo, Vaupés y Vichada



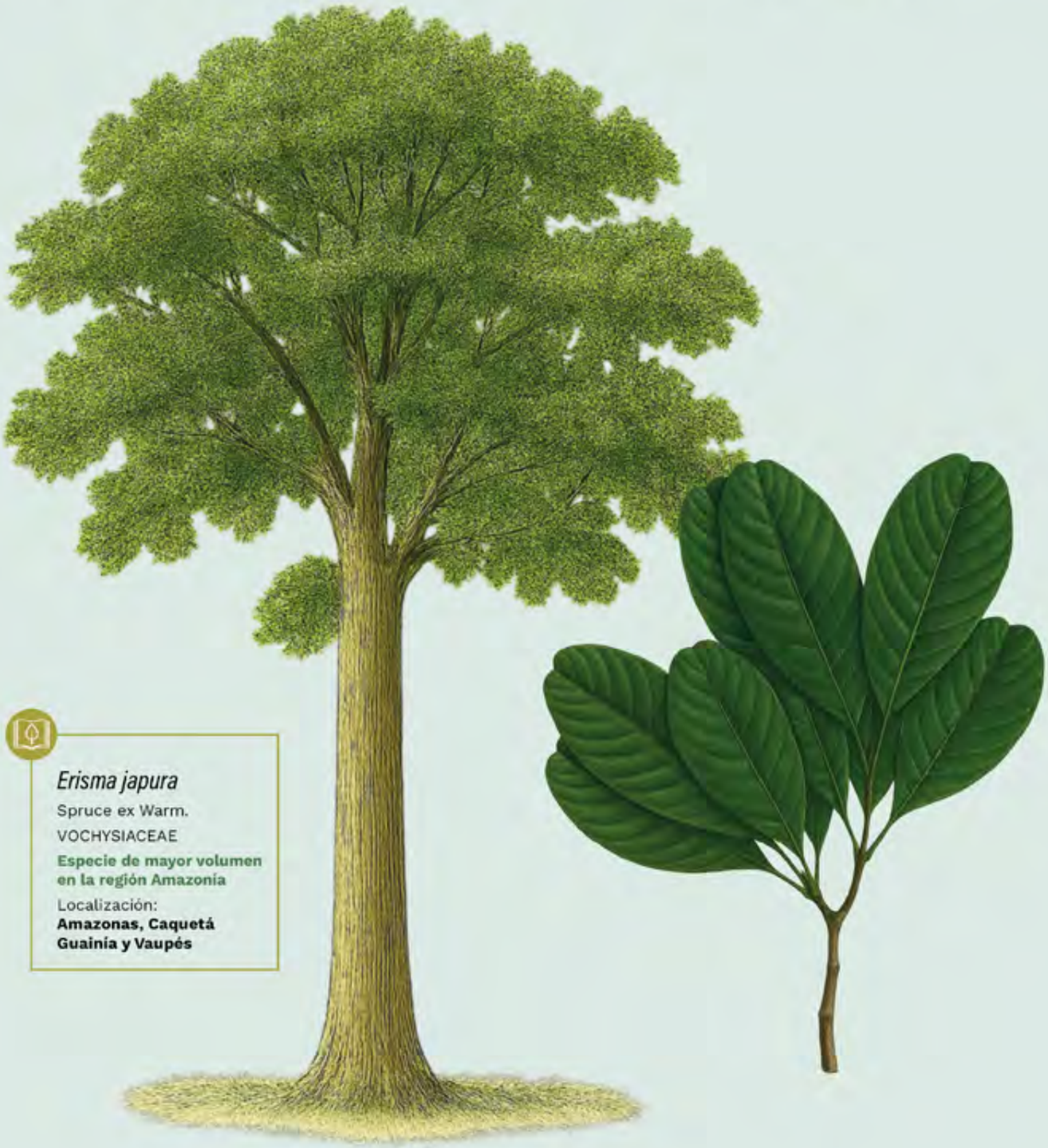
BIOMASA AÉREA (AGB)
272,81 ± 4,36 t/ha

VOLUMEN
418,93 ± 6,89 m³/ha

DETRITOS
Finos: 2,51 ± 0,16 t/ha
Gruesos: 2,80 ± 0,22 t/ha

CARBONO TOTAL (AGB + BRG)
154,59 ± 2,43 t/ha

CARBONO ORGÁNICO SUELO
48,29 ± 2,64 tC/ha



Erisma japura
Spruce ex Warm.
VOCHYSIACEAE
Especie de mayor volumen en la región Amazonia
Localización:
Amazonas, Caquetá Guainía y Vaupés

Los bosques naturales juegan un papel muy importante en el suministro de recursos maderables, que son empleados como materias primas para el sector manufacturero, donde son transformadas para convertirlas en bienes que entran al flujo económico.

De acuerdo con la evaluación de la FAO (2021), los bosques tropicales de América del Sur, Centroamérica y de África occidental y central son los que contienen las mayores existencias por unidad de área en el mundo. Los ecosistemas forestales exhiben su resiliencia a través de su capacidad para mantener una producción sostenible, a pesar de estar sometidos a diferentes tipos de presiones mientras conservan sus funciones ecológicas. De ahí la importancia de conocer las existencias y la disponibilidad de este recurso, para hacer una adecuada gestión y garantizar el uso sostenible a lo largo del tiempo. Estas existencias maderables son fundamentales no solo por su valor económico, sino también por su papel en el almacenamiento de carbono, ya que pueden convertirse en biomasa, mediante factores de densidad básica y expansión, y posteriormente en carbono, utilizando factores de conversión específicos.

La medición de la capacidad de fijación de carbono en los ecosistemas se determina por su nivel de acumulación, específicamente mediante la cuantificación del carbono contenido en la materia seca orgánica (Cai *et al.*, 2017). Este proceso de almacenamiento en los ecosistemas naturales es complejo y cambiante de acuerdo con las condiciones ambientales y de los sitios específicos. El carbono se distribuye a través de diversos compartimentos del bosque, como la necromasa (detritos), los árboles muertos en pie, los troncos caídos, los árboles vivos (tallos, fustes y ramas). Adicionalmente, el carbono orgánico acumulado en el suelo presenta una capacidad de acumulación altamente significativa con relación al total del carbono acumulado por un ecosistema natural, como lo reportan Pan *et al.*, (2011); Lal (2016) y Simon *et al.*, (2018).

La evaluación del almacenamiento de carbono en los bosques naturales es primordial para comprender su papel en la mitigación del cambio climático global, por lo que los inventarios forestales constituyen una herramienta clave para cuantificar los contenidos de biomasa almacenada y su capacidad para actuar como sumideros de carbono, clave en la evaluación de los gases de efecto invernadero (en adelante, GEI) en la atmósfera. En consideración de lo anterior, se presentan a continuación las primeras estimaciones derivadas del IFN en cuanto a volumen, biomasa y carbono en la región amazónica de Colombia.

7.1 Volumen

El cálculo del volumen de las especies forestales se realizó mediante una ecuación que considera las variables de cada individuo arbóreo. Esta ecuación multiplica el volumen de un cilindro por un factor de corrección que ajusta la forma específica del árbol (Cancino, 2006). Siguiendo los protocolos estándar de inventarios forestales, se incluyeron únicamente los individuos arbóreos con diámetro normal > 10 cm, excluyendo los helechos y ejemplares que no alcanzaron esta medida mínima.

Los volúmenes de madera se estimaron a partir de un factor de forma de 0,7 para árboles (De Lima *et al.*, 2021) y 0,5 para palmas.

$$V = f \cdot \frac{\pi \cdot dap^2}{40000} \cdot H$$

En donde *V* es el volumen en m^3, *f* es un factor de forma, *dap* es el diámetro normal a 1,30 m en cm y *H* es la altura total en m.

El volumen promedio estimado para la región de la Amazonía, incluyendo árboles y palmas, es aproximadamente de 418,93 ± 6,89 m^3 ha^{-1} (*dap* ≥ 10 cm) para un total de 16.277 ± 268 millones de m^3. De acuerdo con esto, las existencias maderables de la Amazonía equivalen al 2,80 % de

las existencias maderables a nivel de Suramérica y al 8,66 % a nivel mundial (FAO, 2021). El volumen obtenido en el presente documento supera los valores reportados por DANE-Ideam (2021) a nivel nacional, de 15.210 millones de m^3 para 2018, considerando que en esta cifra solo se incluye una parte de los conglomerados evaluados en el ciclo 2015-2018, y a pesar de que también se incluyen plantaciones.

En el caso de los árboles, las existencias en promedio son de 411,28 ± 6,93 m^3 ha^{-1}, con un total de existencias acumuladas de 15.979 ± 269 millones de m^3. Para las palmas, el volumen estimado es de 10,57 ± 0,83 m^3 ha^{-1} (tabla 30).

Tabla 30. Volumen por hábito de crecimiento por hectárea y volumen total de individuos con un *dap* ≥ 10 cm

Hábito	m^3 ha^{-1}	se	cve	Millones de m^3	se	cve
Árbol	411,28	6,93	1,68	15.979	269	1,68
Palma	10,57	0,83	7,85	410	32	7,85

- Al estar trabajando con promedios y sus respectivos errores estándar, los valores dasométricos pueden fluctuar dentro de estos rangos sin comprometer la validez estadística del estudio.
- La ligera diferencia entre el volumen total reportado para árboles y palmas por separado y la suma de sus componentes (árboles + palmas) se encuentra dentro del margen de error estándar (± 6,89 m^3 ha^{-1}), lo cual es estadísticamente consistente con la variabilidad natural de las mediciones forestales.

Al comparar las existencias volumétricas de madera (m^3 ha^{-1}) de los bosques amazónicos colombianos, calculados a partir de los datos del IFN, con relación a los volúmenes reportados en países de la cuenca Amazónica (tabla 31), se observa que Colombia presenta valores superiores a los publicados por ellos. Esta diferencia podría explicarse por dos factores metodológicos principales:

1. El uso de un modelo generalizado con factor de forma constante (0,7) para todas las especies, sin considerar las variaciones morfológicas específicas entre taxones, lo que potencialmente introduce sesgos en los cálculos.
2. La incorporación en el IFN de la altura total del árbol en las estimaciones volumétricas, mientras que los métodos convencionales suelen limitar la medición hasta el inicio de la copa viva (Cardoso *et al.*, 2018). La metodología utilizada en el análisis del IFN incluye segmentos del fuste normalmente excluidos, lo que probablemente suma al volumen calculado en comparación con estudios que utilizan criterios morfológicos más restrictivos.

Tabla 31. Cantidad de madera acumulada por hectárea, reportada por los países de la cuenca hidrográfica del río Amazonas

País	$m^3\ ha^{-1}$	Tipo de bosque	Fuente
Bolivia	115,54	Amazonía	FAO (2021)
Brasil	355,92 ± 4,24	Bosque húmedo denso de la Amazonía	Veloso *et al.* (2021)
Ecuador	239,7	Bosque siempre verde de tierras bajas de la Amazonia	FAO (2021)
Perú	185,15	Ecozona selva baja de la Amazonía	FAO (2021)

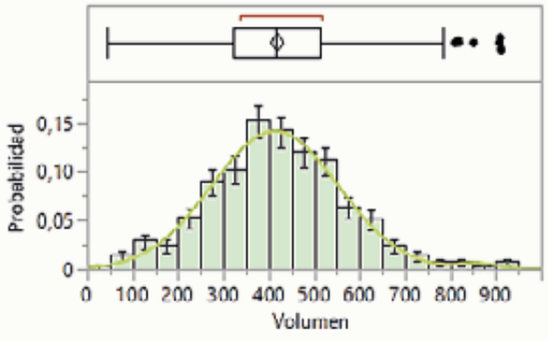
Para este análisis, se omitieron los valores extremos de los conglomerados ubicados en el lado derecho de la curva, los cuales mostraban valores excepcionalmente atípicos que requerirán ser reevaluados durante el segundo ciclo de implementación del IFN para corroborar su pertinencia. Debe señalarse que existe una incertidumbre estadística adicional, debido al uso de un modelo con factor de forma constante de 0,7, sin diferenciar por especie o tipo de bosque, lo cual podría afectar la precisión de las estimaciones volumétricas.

La distribución de registros para el volumen presenta un rango entre 42,54 y 659,50 $m^3\ ha^{-1}$ con una forma ligeramente más aplanada que una distribución normal (curtosis < 3, distribución platicúrtica) y una leve asimetría hacia la izquierda (coeficiente de asimetría < 0), lo que se evidencia en la presencia de datos aislados (valores atípicos) en el lado izquierdo del diagrama de caja.

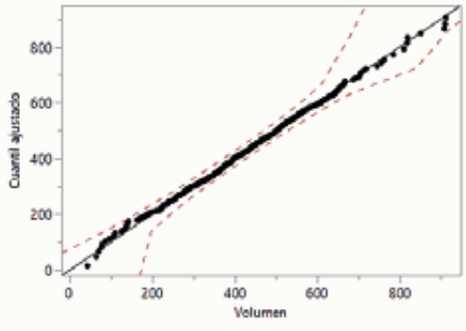
En el histograma se observa cómo los extremos de las colas se separan de la curva de densidad de mezcla de dos normales, cuya curva presentó el menor índice de criterio de Akaike (IAC = 5.542). Este índice se empleó como criterio de calidad del modelo sobre un conjunto de curvas de densidad. Esto indica que la distribución de los datos centrales puede ser representada adecuadamente por dicha curva de densidad, aunque presenta algunas discrepancias en la representación de los valores extremos (figura 68).

Figura 68. Distribución del volumen por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, bajo una distribución de mezcla de dos normales, en la región de la Amazonía

a) Histograma y diagrama de caja



b) Gráfico cuantil-cuantil

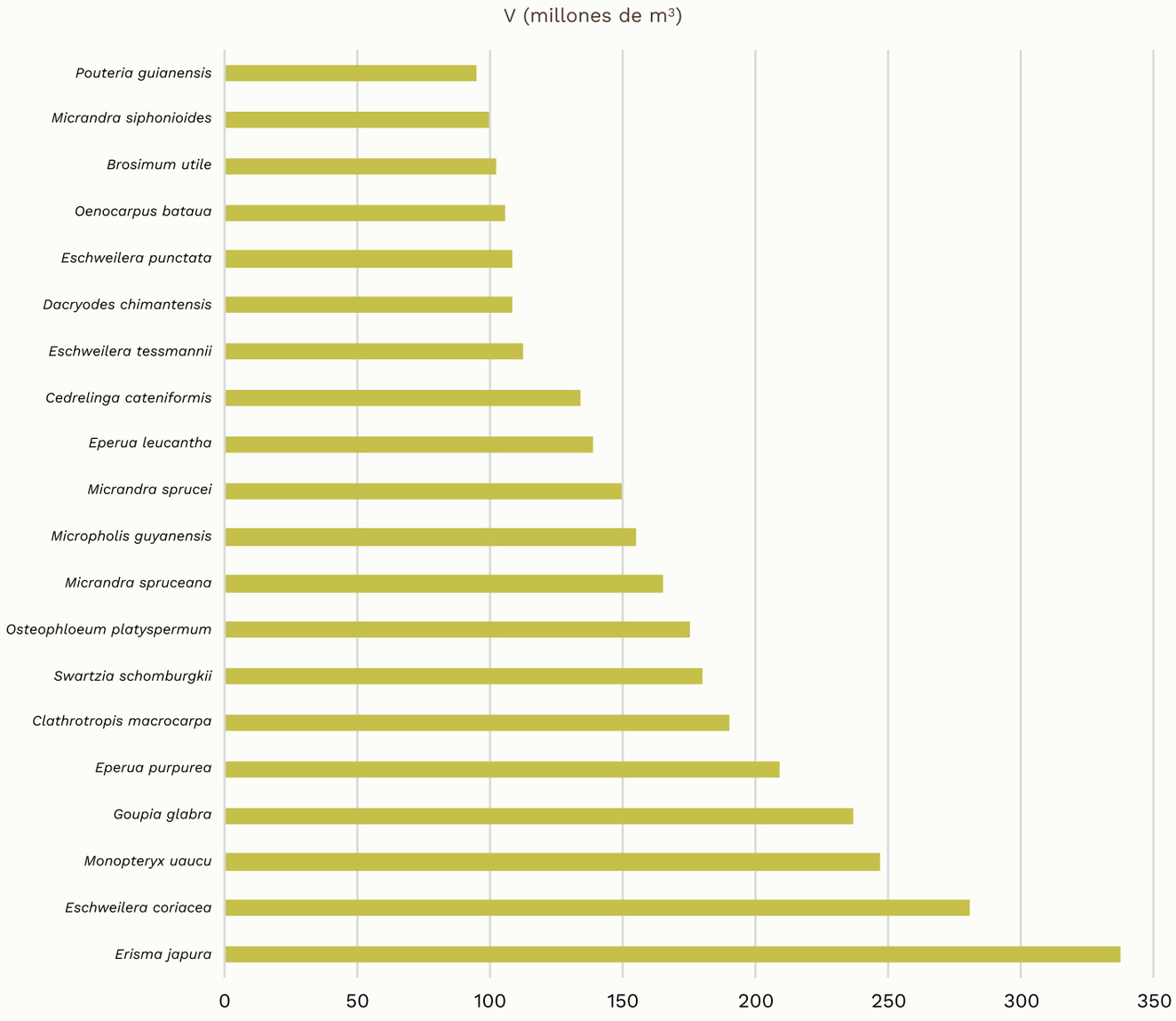


Unidad	Mín.	Máx.	Mediana	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
$m^3\ ha^{-1}$	42,54	659,50	404,47	129,65	32,23	-0,28	-0,29

En conclusión, la mayoría de los valores se concentran en el centro del rango, pero la distribución más aplanada que una curva normal ratifica los resultados de variabilidad de volúmenes presentes en los ecosistemas de la Amazonía.

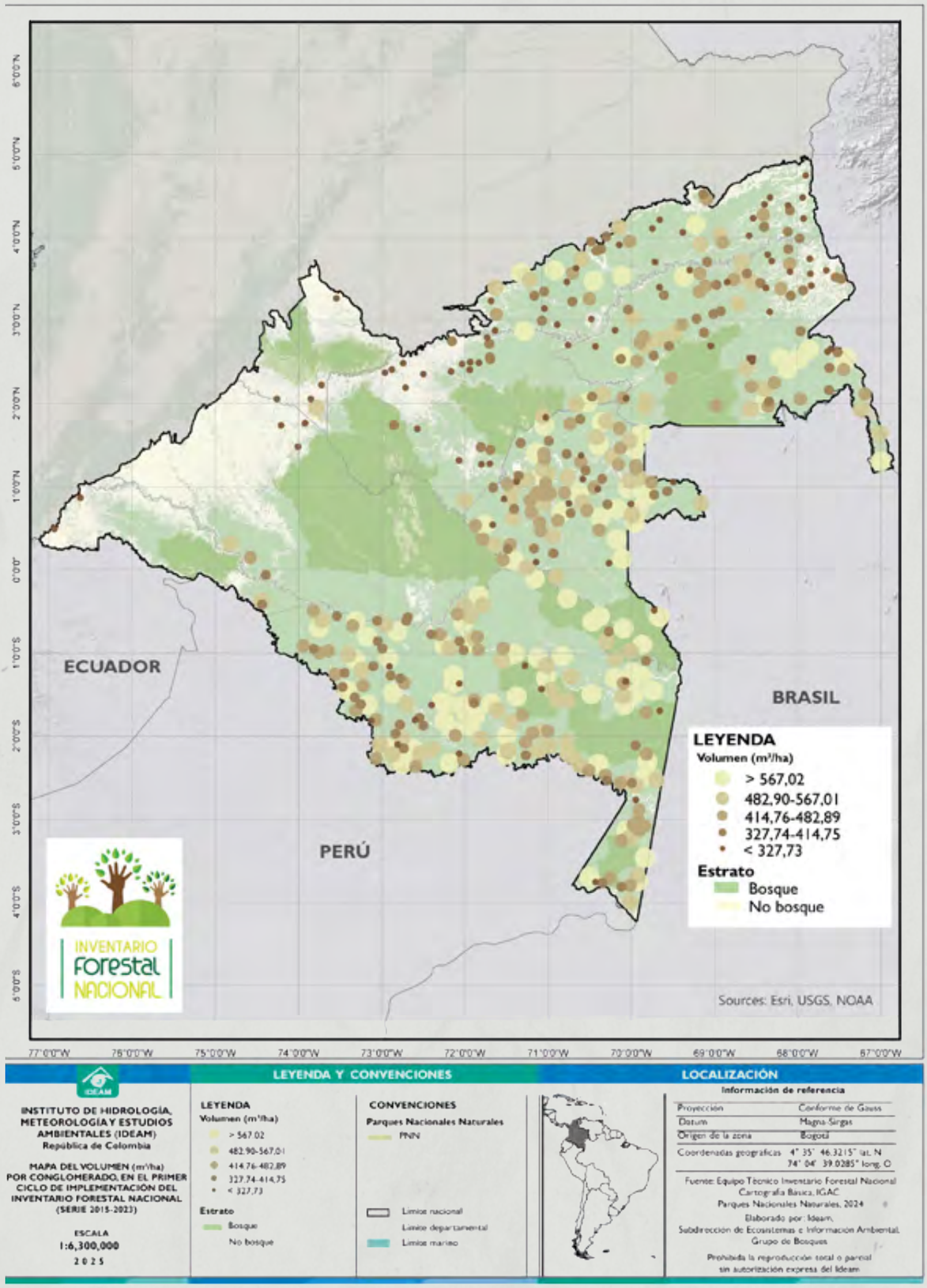
Las especies con mayor cantidad de existencias volumétricas de madera registradas en el IFN en la región de la Amazonía son *Erisma japura* (337,07 millones de m^3), *Eschweilera coriacea* (280,38 millones de m^3) y *Monopteryx uaucu* (246,43 millones de m^3) (figura 69).

Figura 69. Especies de diámetro ≥ 10 cm con mayor cantidad de existencias maderables (millones de m^3) en la cobertura de bosques en la región de la Amazonía



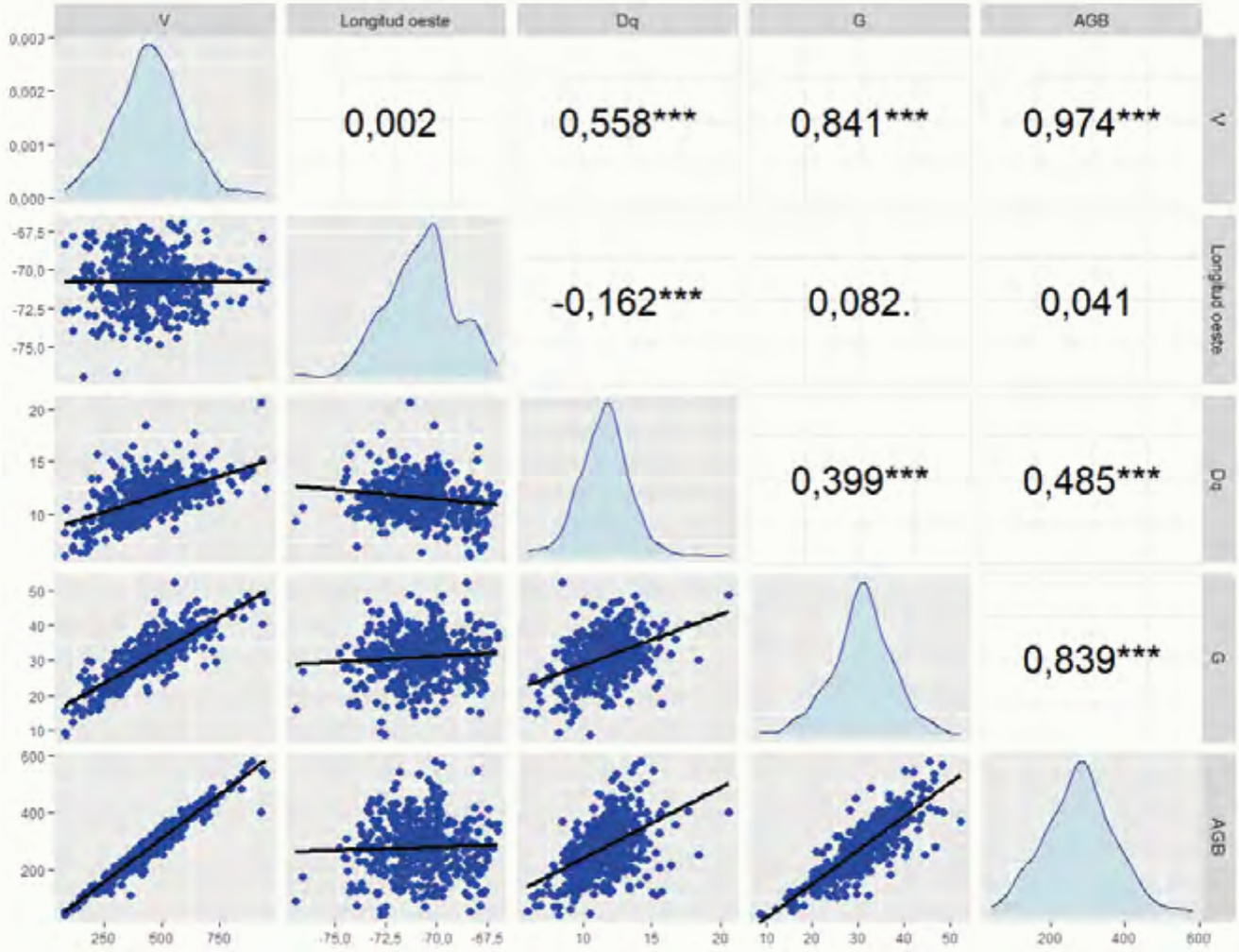
Las mayores existencias de volumen se concentran en cercanías de los ríos Caqueta y Apaporís, el oriente de Vaupés y el centro-oriente de Guainía (figura 70).

Figura 70. Volumen por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023) en bosques naturales en la región de la Amazonía



El volumen se encuentra relacionado de manera proporcional con el área basal (correlación = 0,841) y la biomasa aérea (correlación = 0,974), su correlación es fuerte. En cambio, su correlación con el diámetro cuadrático medio (correlación = 0,558) es moderada, y con la longitud oeste (correlación = 0,002), muy débil o nula (figura 71).

Figura 71. Matriz de correlación del volumen (V) con respecto a la longitud oeste, el diámetro cuadrático medio (Dq), el área basal (G) y la biomasa aérea (AGB)



La correlación fuerte entre volumen y biomasa aérea indica que el bosque tiene una estructura consistente y que, probablemente, los bosques se encuentran en estadios maduros.

La correlación moderada entre el diámetro cuadrático medio y el volumen sugiere una variabilidad en la estructura vertical del bosque, lo que indica diferentes estratos en el dosel. En otras palabras, sugiere que hay árboles de diferentes tamaños, lo cual es característico de bosques saludables y es positivo para la diversidad.

7.2 Biomasa aérea, subterránea y total

El carbono almacenado en la biomasa aérea (AGB) es el componente más dinámico y de mayor potencial para emprender acciones de mitigación que permitan reducir el efecto invernadero, y, por tanto, las consecuencias del cambio climático (Aragão *et al.*, 2009; Malhi *et al.*, 2009). Actualmente, se asume que la deforestación y quema de los bosques tropicales aporta aproximadamente un 10 % del total de emisiones anuales de CO_2 a la atmósfera (Houghton *et al.*, 2012; Le Quéré *et al.*, 2014). Es por esta razón que los principales mecanismos de mitigación de GEI, tales como los proyectos de REDD, fundamentan una buena proporción de sus programas en el control de la pérdida de ecosistemas boscosos (Gibbs *et al.*, 2007). En el caso de Colombia, donde aproximadamente el 52 % del territorio continental está cubierto por bosques, el promedio anual de deforestación de las últimas 3 décadas se ha estimado alrededor de 200.000 ha, lo que nos coloca entre los 15 primeros países del poco honroso *ranking* de deforestación mundial (Cabrera *et al.*, 2019). Por este motivo, evaluar y comprender mejor la forma como se almacena y distribuye el carbono en la biomasa aérea de los bosques naturales es primordial para poder emprender acciones que maximicen la reducción de emisiones por deforestación, así como la consabida pérdida de biodiversidad (Duque *et al.*, 2014).

En Colombia, las primeras aproximaciones a las estimaciones de contenidos de carbono almacenado en la biomasa aérea empleaba datos provenientes de inventarios de bosques locales o parcelas permanentes (Phillips *et al.*, 2016). Para entonces, se estimaba un valor aproximado de 6,4 Pg C en la biomasa aérea de los bosques, asociado con un promedio de 113,4 ± 2,2 Mg C ha^{-1}. Estudios previos a este, tal como el desarrollado por FAO (2010), usando valores por defecto o los estimados provenientes de estudios con sensores remotos (Anaya *et al.*, 2009; Saatchi *et al.*, 2011; Baccini *et al.*, 2012), a escala nacional, reportan estimados de carbono en la biomasa aérea más altos (rango 6,8 Pg C-10,2 Pg C) que los basados en datos de campo. Sin embargo, una de las dificultades del estudio de Phillips *et al.* (2016) fue el uso de inventarios no probabilísticos, levantados por diferentes equipos en diferentes épocas, empleando métodos de muestreo bastante heterogéneos en cuanto al tamaño de la unidad muestral y el tipo de información asociada (taxonomía, equipos de campo, etc.).

Lo anterior ratifica que para obtener datos más sólidos sobre los contenidos de carbono en los bosques nacionales se requieren datos estandarizados de tipo probabilístico, que permitan validar los estimados hasta ahora disponibles, con el fin de poder tener una línea base nacional para adelantar el monitoreo de los cambios y la respuesta de los bosques al cambio global. Es aquí donde el IFN de Colombia entra a jugar un papel primordial como elemento base de la planificación forestal y la inclusión de los bosques como componente importante de la contabilidad ambiental nacional.

A partir de los resultados del IFN, y en una primera aproximación a las estimaciones de biomasa y carbono, en 2024, el Ideam publica el documento *Cálculo de los factores de emisión para los sumideros forestales de carbono, biomasa aérea, biomasa subterránea, carbono orgánico del suelo y detritos de madera, a partir de los datos del Inventario Forestal Nacional,* serie 2015-2022, en el cual se calcularon a nivel nacional los promedios de estas estimaciones. Los resultados obtenidos fueron 117,47 ± 2,51 Mg ha^{-1} a nivel nacional, incluyendo coberturas no boscosas, y 246,52 ± 3,93 Mg ha^{-1} en coberturas boscosas de la región amazónica.

La estimación de la biomasa aérea de los árboles se obtuvo a través del modelo de Chave *et al.* (2014), que es el modelo de biomasa implementado en el Marco Rector del IFN (Olarte, *et al.*, 2021a).

$$AGB = 0{,}0673 \cdot (dap^2 \cdot H \cdot \rho)^{0{,}976}$$

En donde *AGB* es la biomasa aérea en kg, *dap* es el diámetro normal a 1,30 m en cm, *H* es la altura total en m y ρ es la densidad de la madera en g cm^{-3}.

Se hace uso del modelo de biomasa para palmas desarrollado por Sierra *et al.* (2007) y del modelo de helechos arbóreos de Weaver (2000), presentados a continuación:

$$\text{Palmas: } AGB = e^{0{,}36+1{,}18 \cdot \ln(H)}$$

$$\text{Helechos arbóreos: } AGB = 3{,}82\ H - 3{,}62$$

En donde *AGB* es la biomasa aérea en kg y *H* es la altura total en *m*.

Para la estimación de la biomasa subterránea, se empleó el modelo de Cairns *et al.* (1997):

$$BRG = e^{-1{,}085+0{,}9256 \cdot \ln(AGB)}$$

En donde *BRG* es la biomasa subterránea y *AGB* es la biomasa aérea en kg.

La biomasa total se define como la suma de la biomasa aérea más el componente de la biomasa subterránea.

La biomasa aérea (AGB) estimada para la región de la Amazonía presentó un valor promedio de 272,81 ± 4,36 toneladas por hectárea (Mg ha^{-1}), con un valor mínimo de 42,98 y máximo de 580,87 Mg ha^{-1} (tabla 32) y para un total de biomasa acumulada en el componente aéreo de 10,59 ± 0,16 Pg.

Tabla 32. Biomasa acumulada en los componentes aéreo (AGB), subterráneo (BRG) y biomasa total de individuos con un *dap* ≥ 5 cm

Variable	Unidad	Mg ha^{-1}	se	cve	x10^{15} g	se	cve
AGB	Mg ha^{-1}	272,81	4,36	1,60	10,59	0,16	1,60
BRG	Mg ha^{-1}	56,10	0,82	1,46	2,17	0,03	1,46
Total	Mg ha^{-1}	328,91	5,18	1,57	12,77	0,20	1,57

El valor obtenido se asemeja al reportado por Duque *et al.* (2025), de 271,9 ± 13,9 Mg ha^{-1}, aun cuando los autores reportan individuos > 1 cm, a diferencia del presente estudio que registra en campo individuos > 2,5 cm, y, para uso del modelo de Chave *et al.* (2014), a partir de 5 cm. Castaño *et al.* (2024) reportan en bosques naturales de la Amazonía una acumulación de biomasa aérea por hectárea de 242,61 ± 55,14 Mg ha^{-1}; Phillips *et al.* (2016), una media de 288,4 ± 12,6 Mg ha^{-1} para la Amazonía colombiana, y Duque *et al.* (2017b) un valor de 219,3 ± 65,2 Mg ha^{-1} en bosques húmedos del Pacífico colombiano, los cuales, considerando un error estándar más amplio, no presentan diferencias estadísticamente significativas con el presente estudio.

En una parcela permanente en Solano (Caquetá), Díaz-Cháux *et al.* (2023), registrando individuos > 10 cm, reportan una acumulación en biomasa aérea en función del uso de diversos modelos, así: 203,87 Mg ha^{-1}, con la ecuación tipo II de Álvarez *et al.*, 2012; 240,17 Mg ha^{-1}, con la ecuación tipo II de Chambers *et al.* 2001, y 165,88 Mg ha^{-1}, con la ecuación tipo I de Chave *et al.* (2005).

Al realizar un análisis comparativo en función de los contenidos de biomasa aérea (en Mg ha^{-1}) reportados para los bosques naturales de los países de América Latina y del Caribe, ubicados en la franja intertropical (FAO, 2021; Ramírez *et al.*, 2021), los valores estimados para Colombia presentan valores estadísticamente similares a los reportados para las selvas amazónica de Brasil (tabla 33).

Tabla 33. Biomasa acumulada en el componente aéreo, reportada tanto en los inventarios forestales nacionales de países de la franja intertropical (Ramírez *et al.*, 2021) como en los informes de evaluación de los recursos forestales mundiales de 2020 (FAO, 2021)

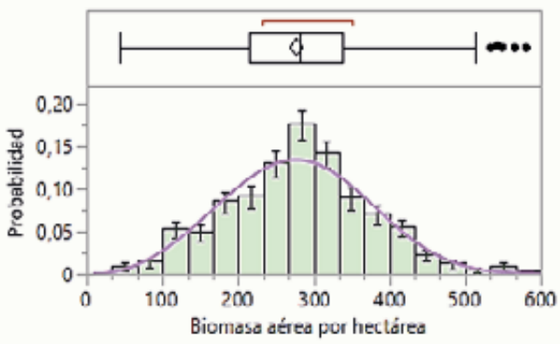


País	Mg ha^{-1}	Tipo de bosque	Diseño	Fuente
Bolivia	131,26			FAO (2021)
Brasil	267,56 ± 6,45	Bosque húmedo denso de la Amazonía	Sistemático	Veloso *et al.* (2021)
Ecuador	140,93 ± 4,26	Bosque siempre verde de tierras bajas de la Amazonia	No reportado	Ayala *et al.* (2021)
Guadalupe	347	No reportado	No reportado	Morneau *et al.* (2021)
Guatemala	124,0	No reportado	Sistemático aleatorio	De León *et al.* (2021)
Guayana Francesa	365	No reportado	No reportado	Morneau *et al.* (2021)
Martinica	306	No reportado	No reportado	Morneau *et al.* (2021)
Perú	290,37	Ecozona selva baja de la Amazonía	Sistemático aleatorio	FAO (2021)
El Salvador	93,94 ± 9,8	No reportado	Sistemático aleatorio	López y López (2021)
Venezuela	204,72	No reportado	No reportado	FAO (2021)

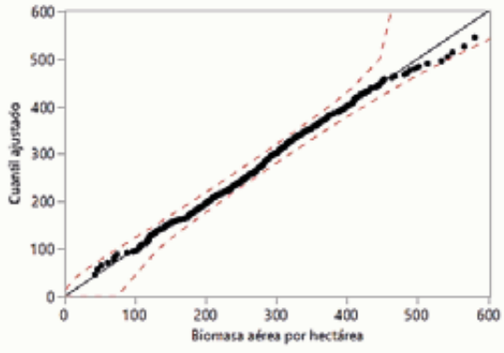
La distribución de registros para la biomasa aérea presenta una dispersión de datos hacia los extremos (curva platicúrtica, curtosis < 3) y una asimetría ocasionada por un sesgo positivo al lado derecho (coeficiente de asimetría > 0), lo que se evidencia en la presencia de datos aislados (valores atípicos) en el lado derecho del diagrama de caja. En el gráfico de cuantil ajustado se observa cómo los extremos de las colas se separan de la curva de distribución de Weibull, cuya curva presentó el menor índice de criterio de Akaike (IAC = 5.525). Este índice se empleó como criterio de calidad del modelo sobre un conjunto de curvas de densidad, lo que asegura que la distribución de los datos (en este caso, centrales) puedan llegar a ser representados de manera simplificada por dicha curva de densidad, sobrevalorando los datos atípicos del lado derecho (figura 72).

Figura 72. Distribución de la biomasa aérea por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 5 cm en la región de la Amazonía bajo una distribución de Weibull

a) Histograma y diagrama de caja



b) Gráfico cuantil-cuantil

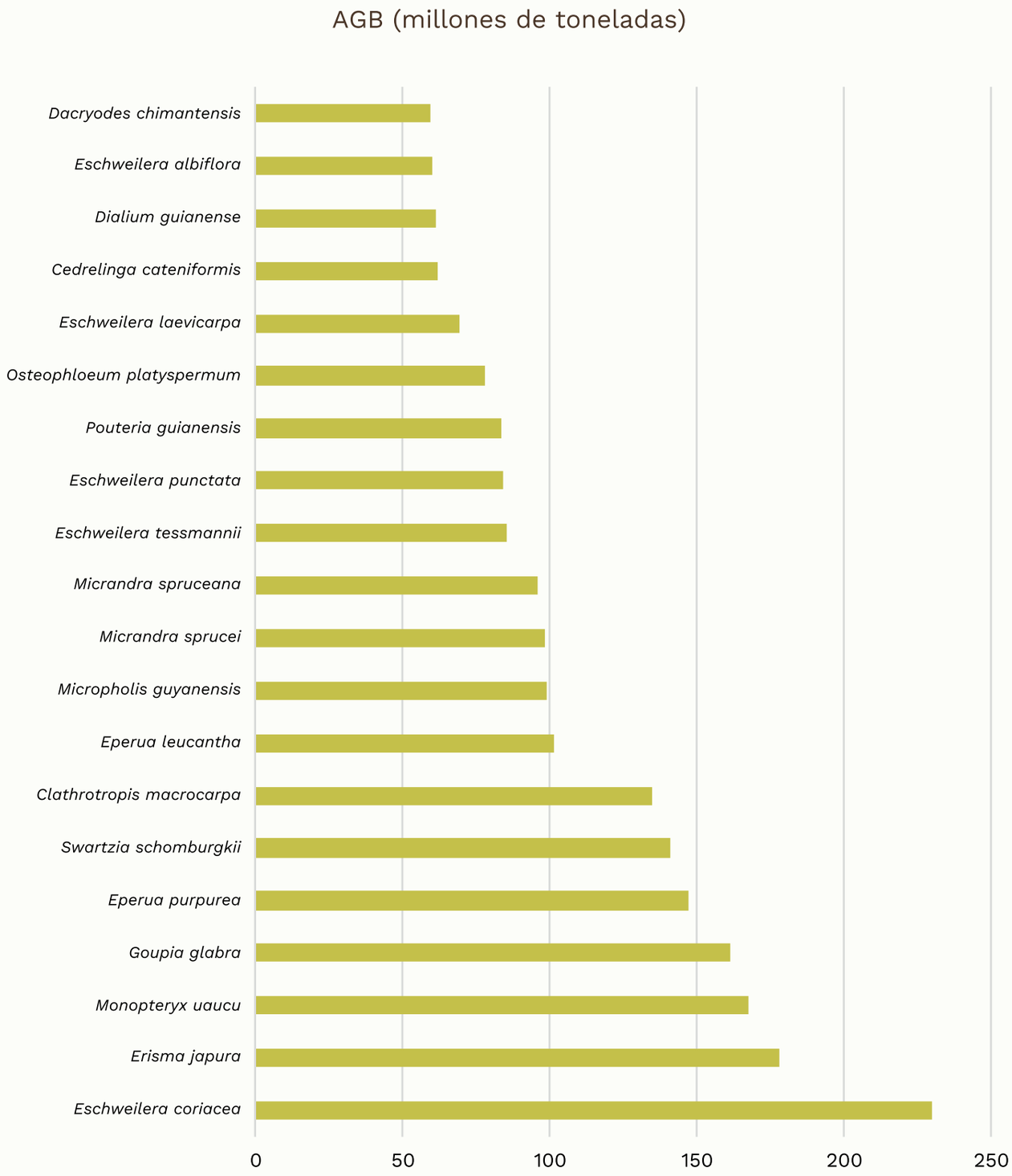


Unidad	Mín.	Máx.	Mediana	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Mg ha^{-1}	42,98	580,87	280,89	94,26	33,87	0,12	0,14

Las especies con mayor cantidad de existencias en toneladas de biomasa aérea registradas en el IFN en la región de la Amazonía son *Eschweilera coriacea* (229,87 millones de toneladas), *Erisma japura* (177,93 millones de toneladas) y *Monopteryx uaucu* (167,33 millones de toneladas) (figura 73). Entre las especies con mayor contribución a la biomasa en el ecosistema estudiado destacan aquellas que también exhiben una marcada dominancia estructural. Este es el caso de *Eschweilera coriacea*, *Goupia glabra* y *Pouteria guianensis*, identificadas como taxones clave tanto en biomasa acumulada como en predominancia ecológica (Fauset *et al.*, 2015).

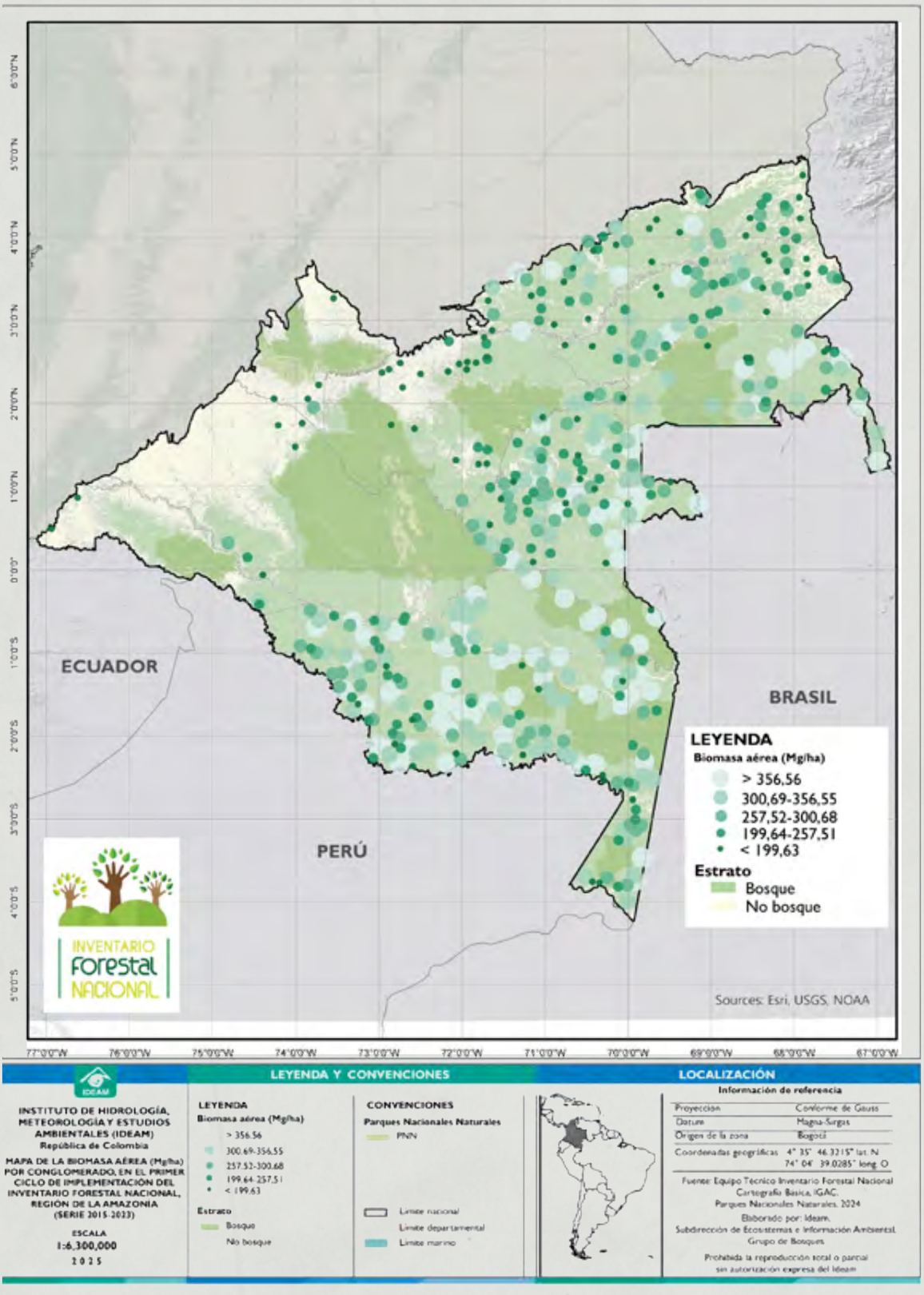
Erisma japura es la especie que, en términos volumétricos, ocupa el primer lugar (figura 69) y, en términos de biomasa, pasa a un segundo nivel. Esto se debe a que posee una menor densidad básica de la madera, comparada con la *Eschweilera coriacea*. Por su parte, el género *Erisma* tiene una densidad promedia de 0,564 g cm^{-3}, en contraste con el de la especie *Eschweilera coriacea*, que posee una densidad básica media de 0,852 g cm^{-3} (Chave *et al.*, 2009).

Figura 73. Especies de diámetro ≥ 10 cm con mayor cantidad de existencias en biomasa aérea (millones de toneladas) en la cobertura de bosques en la región de la Amazonía



Las mayores existencias de biomasa aérea se concentran en cercanías de los ríos Caquetá y Apaporis, el oriente de Vaupés y el centro-oriente de Guainía (figura 74).

Figura 74. Cantidad de biomasa aérea por hectárea de individuos con un *dap* > 5 cm, registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023) en bosques naturales en la región de la Amazonía





Eschweilera coriacea



Erisma japura

7.3 Carbono almacenado en biomasa aérea y detritos

A la fecha casi todos los estudios a escala nacional o global que han hecho estimaciones totales de carbono incluyendo por lo menos el componente de materia viva sobre el suelo y el componente subterráneo o los suelos han usado factores de expansión o valores por defecto derivados de metaanálisis (Dixon *et al.*, 1994; Pan *et al.*, 2011) o productos provenientes de sensores remotos (Saatchi *et al.*, 2011). Sin embargo, las estimaciones *in situ* en las regiones tropicales a escala nacional o regional derivadas de mediciones directas de campo, considerando los diferentes compartimientos, son relativamente escasas.

La dificultad implícita de la logística en regiones tropicales para adelantar mediciones exhaustivas de los contenidos de carbono en diferentes compartimientos del bosque plantea la necesidad de buscar mecanismos de estimación eficientes del carbono que permitan simplificar las labores de campo. En general, lo que se suele hacer es usar la estimación de la biomasa aérea como referencia de factores de expansión, tales como los que propone el Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (en adelante, IPCC, por sus siglas en inglés) (2006). Por ejemplo, para estimar la biomasa subterránea, el IPCC propone un factor de expansión de 24 % del total de la biomasa aérea. En otros estudios se han propuesto relaciones alométricas asociadas con el tamaño del árbol en vez de un porcentaje fijo (Saatchi *et al.*, 2011; Kachamba *et al.*, 2016). Para la estimación de otros compartimientos (por ejemplo, detritos de madera y suelos), tal como se ha evaluado en este informe, algunos estudios han reportado porcentajes (Duque, Saldarriaga *et al.*, 2017b; Phillips *et al.*, 2019) similares a los propuestos por el IPCC. De ser posible, estimar la proporción que representa cada compartimiento de carbono en un bosque con base en la estimación de la biomasa aérea va sin duda a ayudar a simplificar y entender mejor la capacidad que tienen los bosques naturales de acumular carbono.

7.3.1 Carbono en biomasa aérea

Para la estimación del carbono acumulado en la biomasa aérea y la biomasa subterránea se consideró que de cada 1.000 g de materia seca de la biomasa 470 g corresponden a carbono, es decir, una fracción de 0,47.

La cantidad de carbono acumulado en la biomasa aérea con base en el IFN (2015-2023) para la región de la Amazonía es de 4,98 ± 0,07 Pg de C (tabla 34), con un promedio de 128,22 ± 2,05 toneladas de carbono por hectárea (Mg de C ha^{-1}), según los análisis realizados con la información colectada en el marco de la implementación del IFN entre los años 2015 y 2023.

Tabla 34. Carbono acumulado en los componentes aéreo (AGB), subterráneo (BRG) y total de individuos con un *dap* ≥ 5 cm

Variable	Unidad	Mg ha^{-1}	se	cve	x10^{15} g	se	cve
AGB	Mg ha^{-1}	128,22	2,05	1,60	4,98	0,07	1,60
BRG	Mg ha^{-1}	26,36	0,38	1,46	1,02	0,01	1,46
Total	Mg ha^{-1}	154,59	2,43	1,57	6,00	0,09	1,57

Modelos de carbono acumulado en biomasa aérea

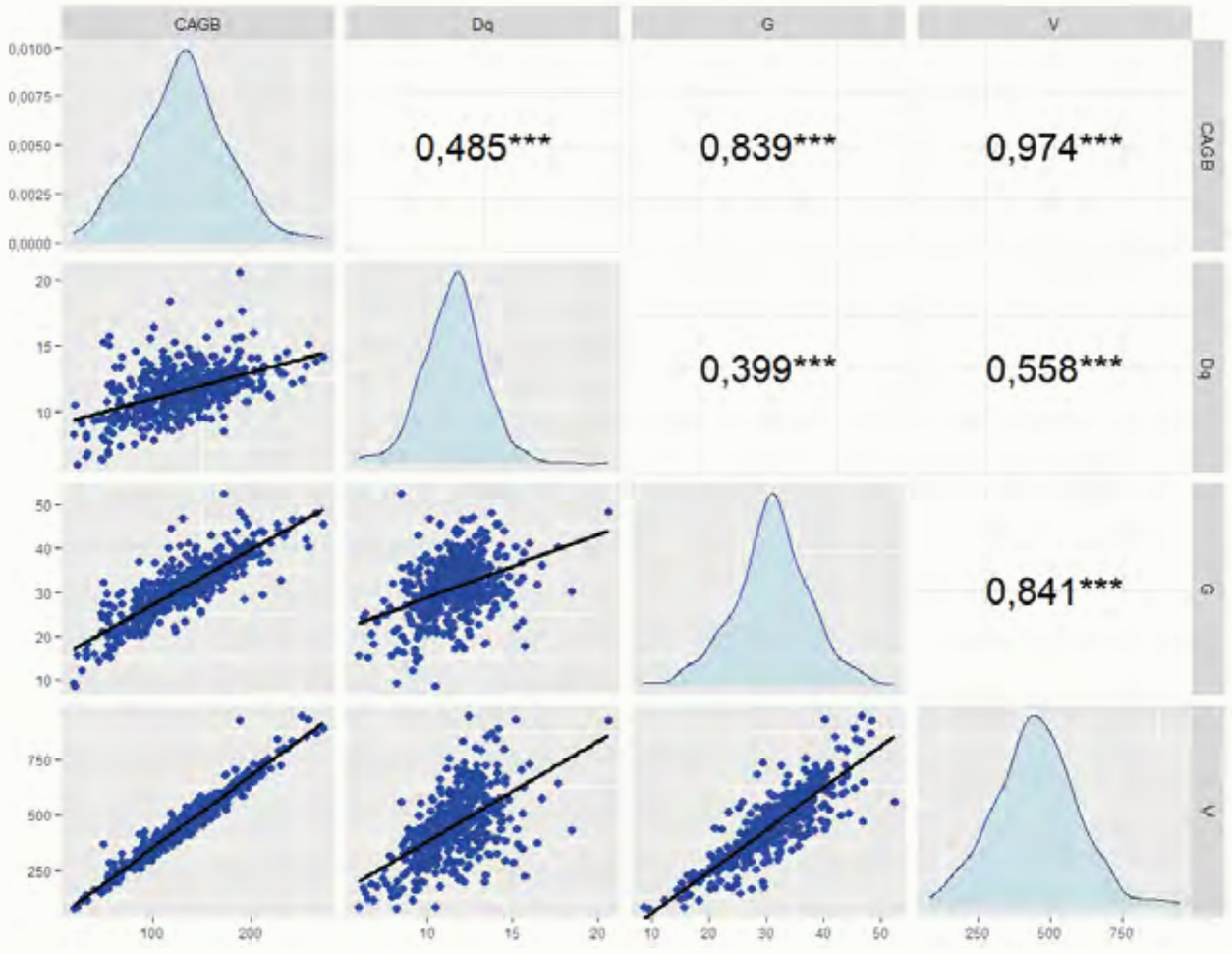
El carbono presente en la biomasa aérea puede ser relacionado con el diámetro cuadrático medio, el área basal y el volumen. No obstante, aun cuando se tiene un alto porcentaje de explicación (R^2 = 95,49 %) con estimadores, para el caso del diámetro cuadrático medio y del volumen, altamente significativos (p < 0,001), y una raíz del error cuadrático medio (RMSE) de 9,36 Mg de C ha^{-1}, los residuales no cumplen con el supuesto de normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk (p < 0,05). No obstante, el área basal y el volumen presentan unas correlaciones altamente positivas (figura 75).

$$CAGB = 12{,}43 - 1{,}92\ Dq + 0{,}31\ G + 0{,}29\ V$$

R^2-ajust	RMSE	Shapiro
95,49 %	9,36	$5{,}54 \times 10^{-15}$

En donde *CAGB* es la cantidad de carbono acumulada en la biomasa aérea en Mg ha^{-1}, *Dq* es el diámetro cuadrático medio, *G* es el área basal en m^2 ha^{-1} y *V* es el volumen en m^3 ha^{-1}.

Figura 75. Matriz de correlaciones del carbono presente en la biomasa aérea (CAGB) con respecto al diámetro cuadrático medio (Dq), el área basal (G) y el volumen (V)



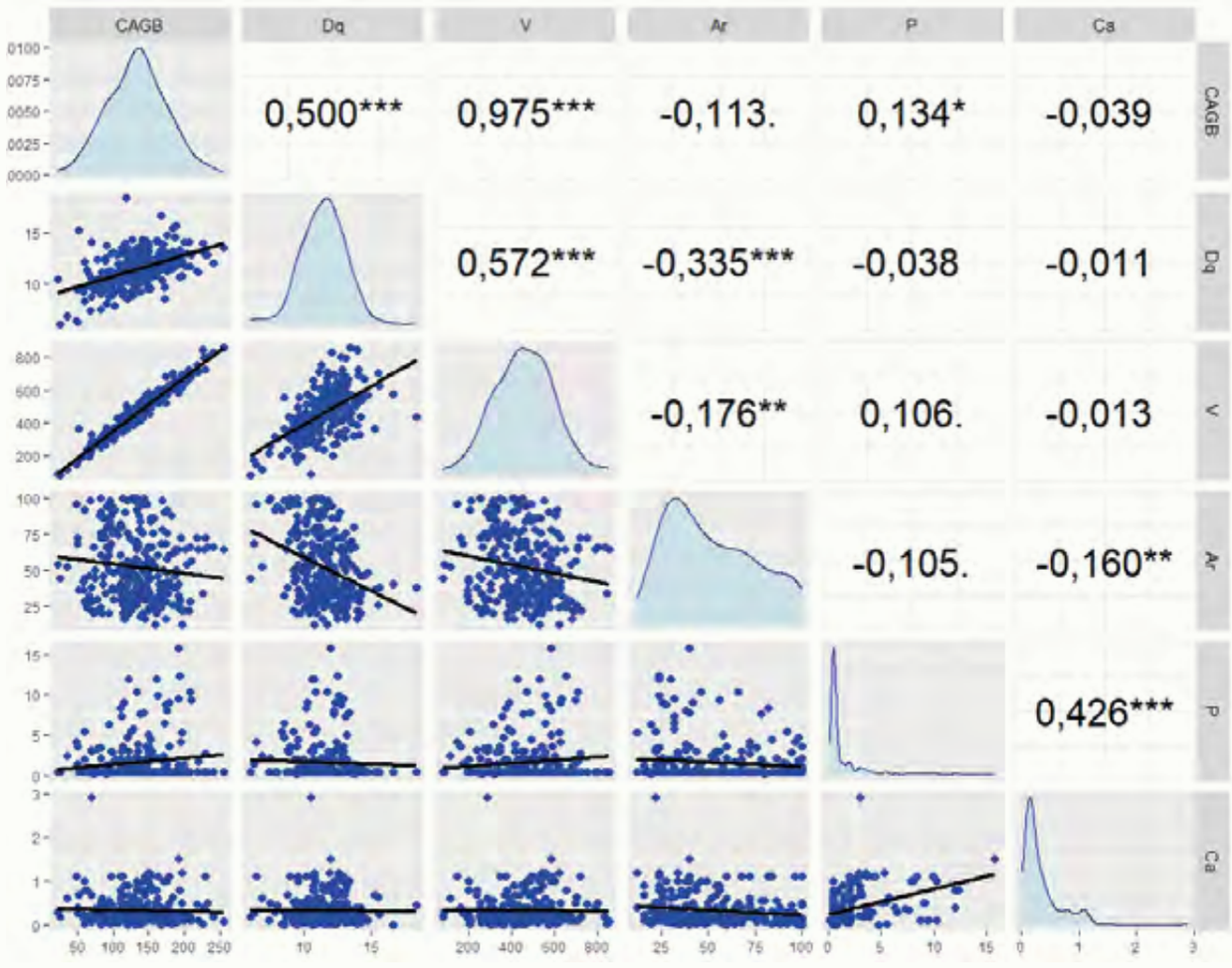
La misma tendencia se tiene cuando se relaciona el carbono presente en la biomasa aérea con variables no solo dasométricas (diámetro cuadrático medio y volumen), sino también a través de variables asociadas al suelo (arena, fósforo y calcio). Se evidencia lo previamente expuesto: un alto porcentaje de explicación (R^2 = 95,749 %) con estimadores en gran parte altamente significativos ($p < 0,001$), como sucede con el diámetro cuadrático medio y el volumen, y una raíz del error cuadrático medio (RMSE) de 8,49 Mg de C ha^{-1}. En todo caso, al igual que lo evidenciado en el modelo anterior, los residuales no cumplen con el supuesto de normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). No obstante, el volumen presenta una correlación altamente positiva, y casi nula, en el caso del calcio (figura 76).

$$CAGB = 9,91 - 1,54\ Dq + 0,30\ V + 0,07\ Ar + 0,76\ P - 4,75\ Ca$$

R^2-ajust	RMSE	Shapiro
95,79 %	8,49	$3,48 \times 10^{-6}$

En donde *CAGB* es la cantidad de carbono acumulada en la biomasa aérea en *Mg* ha^{-1}, *Dq* es el diámetro cuadrático medio, *V* es el volumen en m^3 ha^{-1}, *Ar* es el porcentaje de arena, *P* es la concentración del fósforo en mg kg^{-1} y *Ca* es la concentración del calcio en cmol(+)/kg.

Figura 76. Matriz de correlaciones del carbono presente en la biomasa aérea (CAGB) con respecto al diámetro cuadrático medio (Dq), el volumen (V), la arena (Ar), el fósforo (P) y el calcio (Ca)



7.3.2 Carbono en detritos de madera

La madera muerta es un importante reservorio de carbono en los bosques tropicales (Gora *et al.*, 2019). En total, se ha estimado que los detritos de madera (los cuales ocasionalmente describiremos también como necromasa aérea) contienen entre 10 y 40 % de la cantidad total de carbono almacenada en bosques naturales (Brown, 1997; Palace *et al.*, 2007). El papel que juega la madera muerta sobre los procesos ecológicos del bosque es bastante variado en cuanto a su importancia para el funcionamiento del ecosistema (Harmon *et al.*, 1986). Por ejemplo, la madera muerta regula procesos de ciclaje de nutrientes y provee hábitat a muchos organismos (MacNally *et al.*, 2001). La muerte de los árboles y la posterior descomposición de la madera son componentes importantes del ciclo del carbono, que está directamente ligado a las propiedades estructurales de los bosques (Palace *et al.*, 2012; Denslow *et al.*, 2013). Por todo lo anterior, entender la variación espacial de la cantidad de carbono almacenado en la necromasa de los bosques tropicales ayudará a mejorar nuestra comprensión del papel que juega este ecosistema en la regulación del ciclo del carbono, y, por tanto, en la mitigación del calentamiento global.

Para los bosques tropicales se estima que la cantidad de carbono almacenado en detritos leñosos gruesos (DGM) y finos (DFM) aporta entre el 10 y 30 % de los contenidos totales en la biomasa aérea (Clark *et al.*, 2001; Baker *et al.*, 2007). En bosques maduros sin intervención, en la Amazonia colombiana, se reportó un valor promedio de materia seca almacenada en DM de 37,0 ± 7,4 Mg ha^{-1}, el cual se encuentra entre uno de los mayores reportes del neotrópico (Navarrete *et al.*, 2016). Sin embargo, la mayoría de estas estimaciones son realizadas con muestreos en bosques "primarios", lo cual puede generar una sobreestimación si se hacen extrapolaciones a escala regional, ya que muchos de nuestros ecosistemas de bosque son secundarios o han sido sometidos a procesos de degradación (Tyukavina *et al.*, 2016; Meyer *et al.*, 2019). En este sentido, generar estimaciones de los contenidos de carbono en diferentes compartimientos del bosque, utilizando información de campo tomada con base en muestreos probabilísticos, como los que se usan en el IFN, va sin duda a incrementar la confiabilidad de las estimaciones para cada región biogeográfica y para el país en general.

La necromasa en los bosques asociada con la madera muerta se ha divido usualmente en 2 componentes: detritos finos de madera (DFM) y detritos gruesos de madera (DGM). No obstante, los DGM se subdividen a su vez en detritos gruesos caídos sobre el suelo (DGMS) y árboles muertos en pie (MP). La definición de los límites para cada uno varía entre estudios. Por ejemplo, en estudios de bosques temperados, se ha incluso definido como límite mínimo de diámetro 2,5 cm para la clasificación de un DM como DGM (Harmon *et al.*, 1986). En los bosques tropicales, en cambio, el límite mínimo para la definición de un DGM varía entre 10 cm (Baker y Chao, 2011) y 20 cm (Larjavaara y Muller-Landau, 2011).

De igual manera, existe un debate abierto acerca de la metodología para la estimación de la cantidad de madera muerta almacenada en los bosques (Larjavaara y Muller-Landau, 2011). Por un lado, se plantea el método de las parcelas, en las cuales se delimita un área en la que a todos los detritos se les miden diámetro y longitud y se hace una exhaustiva estimación de los volúmenes y masa total (Baker y Chao, 2011). En este método, se da prioridad a la estimación puntual o local de las reservas de DM. Por el otro, está el método de los transectos lineales asociados con la medición del área transversal de la masa (Harmon *et al.*, 1986; Larjavaara y Muller-Landau, 2011), en el cual se da prevalencia a la estimación de existencias a escala de paisaje.

Lo anterior destaca la necesidad de entender cada uno de los métodos, según los objetivos de cada inventario, así como la dificultad de hacer comparaciones entre inventarios que usan diferentes metodologías y límites mínimos para definir el tamaño de los detritos, lo que a su vez conlleva diferentes niveles de incertidumbre en los estimados (Gora *et al.*, 2019). Si a lo anterior se suman los posibles efectos que tiene la variabilidad climática en definir los cambios en estructura, dinámica y tasa de descomposición de los bosques, se evidencia la necesidad de estimados estandarizados que usen parámetros similares a grandes escalas geográficas, para poder cuantificar la contribución de estos poco estudiados compartimentos del bosque en la regulación y almacenamiento del carbono.

En este estudio, con base en la información del IFN (2015-2023), usando la metodología de transectos lineales para los DGMS y el método de parcelas para los MP, junto con criterios de definición de tamaño estándar para cada uno de ellos (20 cm en DGMS y 10 cm en MP) a lo largo de la región de la Amazonía, se tiene como objetivo principal hacer la estimación de las reservas de carbono almacenado en los DM en los bosques de Colombia. En particular, se espera: 1) cuantificar la variación de las reservas de carbono almacenadas en los DM en los bosques naturales y 2) cuantificar el aporte relativo de los DGMS, MP y DFM al total del carbono en cada región biogeográfica de la Amazonía. Con esta información se podrá cuantificar la proporción que

este compartimento aporta al mantenimiento de las reservas de carbono en los bosques de la región de la Amazonía, y, por tanto, su importancia como reservorio de carbono en los ecosistemas de bosque tropical (tabla 35).

Tabla 35. Carbono acumulado en el componente de detritos finos de madera (DFM) y detritos gruesos de madera (DGM)

Variable	Mg ha^{-1}	se	cve	x10^{15} g	se	cve
DFM	2,51	0,16	6,69	0,275	0,018	6,69
DGM	2,80	0,22	7,92	0,308	0,024	7,92

7.3.3 Carbono orgánico del suelo

Los suelos representan el mayor reservorio de carbono orgánico en la superficie terrestre (Simon *et al.*, 2018). A escala global, se estiman reservas de carbono orgánico del suelo (COS) de aproximadamente 1,5 x 10^3 Pg (1 Pg = 10^{15}g), lo que significa el doble y el triple, respectivamente, de la cantidad estimada para las reservas de carbono contenidas en la atmósfera y la vegetación (Lal, 2016). Avanzar en la cuantificación de las reservas de carbono en el suelo y su relación con la variabilidad ambiental es de vital importancia para mejorar nuestro conocimiento acerca de los posibles efectos del cambio climático sobre los mecanismos que mantienen y regulan el ciclo del carbono a escala global (Nath *et al.*, 2018).

En condiciones de equilibrio, las emisiones de carbono desde el suelo, que representan el segundo mayor flujo del elemento entre la atmósfera y los ecosistemas terrestres, pueden ser balanceadas a través de la captura neta de CO_2 por la vegetación, como productividad primaria neta (Wan *et al.*, 2007). Sin embargo, una gran amenaza para la conservación de estas reservas de carbono a nivel planetario es la deforestación de los bosques tropicales, ecosistemas que desempeñan funciones esenciales en la dinámica global del carbono, pero que son altamente vulnerables a cambios en la cobertura vegetal y el clima (Yu *et al.*, 2017). El protagonismo de estos bosques en la dinámica del carbono es contundente, conforme contabilizan 30-40 % de la productividad primaria neta de los ecosistemas terrestres (Phillips *et al.*, 2019), y almacenan cerca del 55 % del total de carbono estimado para los bosques a nivel mundial (Pan *et al.*, 2011). Consecuentemente, dada la importancia de los bosques tropicales en las interacciones con el sistema climático planetario (Wei *et al.*, 2014), se reconoce la posibilidad de que estos dejen de operar como sumideros de carbono y se conviertan en fuente de emisiones de GEI a la atmósfera, debido al cambio climático y la pérdida de bosques por deforestación (Fan *et al.*, 2016; Iqbal y Tiwari, 2016; Chen *et al.*, 2017; Yu *et al.*, 2017). Factores reconocidos como protagonistas del actualmente denominado cambio ambiental global (Pyhälä *et al.*, 2016).

El almacenamiento y acumulación de carbono orgánico en el suelo depende de múltiples factores, entre los cuales la vegetación se destaca como fuente directa de su suministro (Wang *et al.*, 2013), a través de la producción y acumulación de hojarasca sobre la superficie del suelo y la producción de detritos subsuperficiales por las raíces finas. En particular, el *horizonte A* del suelo se encuentra fuertemente influenciado

por la producción y la descomposición de la hojarasca, y es en este donde se desarrolla la mayor actividad biológica y, consecuentemente, la mayor transformación bioquímica de materiales de naturaleza orgánica y mineral (Spohn *et al.*, 2016). Como resultado, se presenta una intensa combinación de minerales y productos derivados de la descomposición de la materia orgánica que originan sustancias húmicas integradas a la matriz mineral (Osorio, 2014). Así, la mayor cantidad de carbono se distribuye en este primer horizonte del suelo y disminuye sensiblemente con la profundidad (Wang *et al.*, 2016). En contraste, las fracciones de carbono del suelo más profundas están mayormente determinadas por los usos previos de la tierra (Nath *et al.*, 2018).

Aunque es ampliamente aceptado que la temperatura y la humedad tienen mayor importancia que otros factores en la regulación de la descomposición de la materia orgánica por la biota del suelo (Benbi *et al.*, 2014), afectando el almacenamiento de COS, la combinación de ambos factores ha sido reconocida como un predictor de mayor confiabilidad (Li *et al.*, 2006). Al parecer, los cambios que experimenta la velocidad de descomposición de la materia orgánica del suelo por la interacción temperatura-humedad resultan de las alteraciones que muestran la composición y la actividad de los microrganismos del suelo, así como de factores inherentes al sustrato (Wagai *et al.*, 2013).

En conjunto, tanto la interacción temperatura-humedad como la calidad de los materiales orgánicos pueden determinar cambios en el proceso de transformación de estos últimos por la microbiota descomponedora, alterando las relaciones entre mineralización y humificación, y con estos las concentraciones (%) de carbono en el suelo (Jaramillo, 2011).

Otro factor determinante de la capacidad de almacenamiento de COS es la mineralogía del suelo. Así, de la meteorización de estos materiales se deriva la fracción arcillosa del suelo —arcillas y óxidos—, cuyas propiedades coloidales y la presencia de cargas eléctricas en su superficie le permiten retener iones. Específicamente, tal capacidad de retención variará en función del pH, condicionando la carga del suelo (Osorio, 2014), y determinando su capacidad para retener aniones de carbono. Además de los factores recién señalados como posibles determinantes del almacenamiento de COS, también se han destacado, entre otros, la textura (Prasad y Power, 1997) y el pH del suelo (Wang *et al.*, 2016), el tipo de vegetación (Li *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2017) y la estacionalidad del clima (Viana *et al.*, 2011; Peña-Peña y Irmler, 2016).

La determinación del *stock* de COS en los bosques de Colombia representa un aspecto de crucial interés, dado el papel que cumplen estas reservas como soporte de múltiples servicios ambientales (Suescún *et al.*, 2017), así como en la reducción del CO_2 atmosférico (Dieleman *et al.*, 2013), que hoy en día se encuentra amenazada por la tasa actual de conversión de estos ecosistemas a otras coberturas (ca. 209.000 ha $año^{-1}$ en promedio, período 2015-2023, Minambiente *et al.*, 2023).

Este trabajo presenta los resultados del monitoreo de carbono orgánico en el suelo superficial de los bosques de la Amazonía colombiana, en el marco del IFN.

Dada la influencia directa de la cobertura vegetal como fuente de materiales orgánicos en el suelo, se espera que mayores valores de biomasa de la cobertura vegetal determinen una mayor acumulación de carbono en el suelo superficial. Los estudios de la acumulación de carbono orgánico en suelos permiten a los tomadores de decisiones simular los beneficios ambientales que puede brindar el bosque en un momento dado. Sin embargo, actualmente, en algunos ecosistemas naturales no se posee dicha información, bien sea por razones de gestión, consecución de recursos financieros o conflictos sociales que impidan el acceso al territorio. En algunos sitios, la causa es, incluso, la falta de vías de acceso, lo cual incrementa los tiempos de desplazamiento y

los costos asociados a dichas actividades de monitoreo, a expensas de un menor rendimiento.

La cuantificación del carbono en el suelo a partir de estimaciones indirectas por sensores remotos puede llevar a información poco precisa, más aún cuando esta se obtiene sin un proceso riguroso de validación en campo o validado en ecosistemas externos a los evaluados.

La cantidad de carbono orgánico del suelo almancenado por unidad de hectárea en coberturas de bosques en la región de la Amazonía colombiana es de 48,29 ± 2,64 Mg ha^{-1}. En total, este resultado equivale a 5,30 ± 0,29 Pg de carbono orgánico del suelo acumulado en todas las áreas de bosque de esa misma región (tabla 36), equivalente estadísticamente a los registros de carbono orgánico del suelo de Brasil (48,30 Mg ha^{-1}) en bosques húmedos densos de la Amazonía (Veloso *et al.*, 2021).

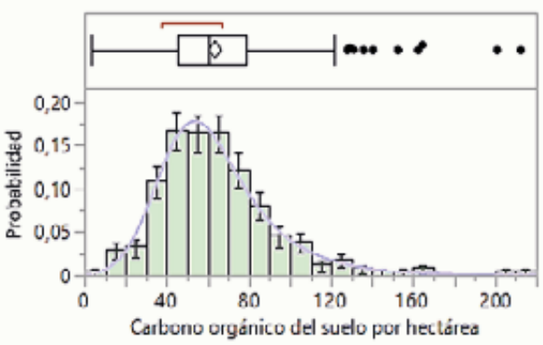
Tabla 36. Estimación del porcentaje y la cantidad de carbono orgánico del suelo en la cobertura de bosque natural en los primeros 30 cm de suelo

Variable	Unidad	Valor	se	cve
COS	Mg ha^{-1}	48,29	2,64	5,47
COS	$x10^{15}$ g	5,30	0,29	5,47

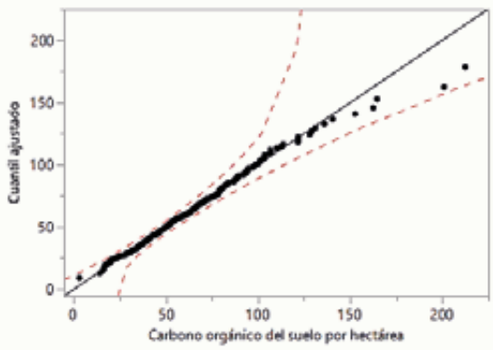
En la figura 77 se presenta la distribución de registros para el carbono orgánico del suelo con una acumulación de datos cercanos a la media (curva leptocúrtica, curtosis > 3) y una asimetría ocasionada por un sesgo positivo al lado derecho (coeficiente de asimetría > 0), lo que se evidencia en la presencia de datos aislados (valores atípicos) en el lado derecho del diagrama de caja. En el gráfico de cuantil ajustado se observa cómo los extremos de las colas se separan de la curva de distribución de Weibull, la cual presentó el menor índice de criterio de Akaike (IAC = 2.698). Este índice se empleó como criterio de calidad del modelo sobre un conjunto de curvas de densidad. De esta manera, se asegura que la distribución de los datos (en este caso, centrales) puedan llegar a ser representados de manera simplificada por dicha curva de densidad, sobrevalorando los datos atípicos del lado derecho y subvalorando el registro inferior del lado izquierdo (figura 77).

Figura 77. Distribución del carbono orgánico del suelo por hectárea en la región de la Amazonía bajo una distribución de Weibull

a) Histograma y diagrama de caja



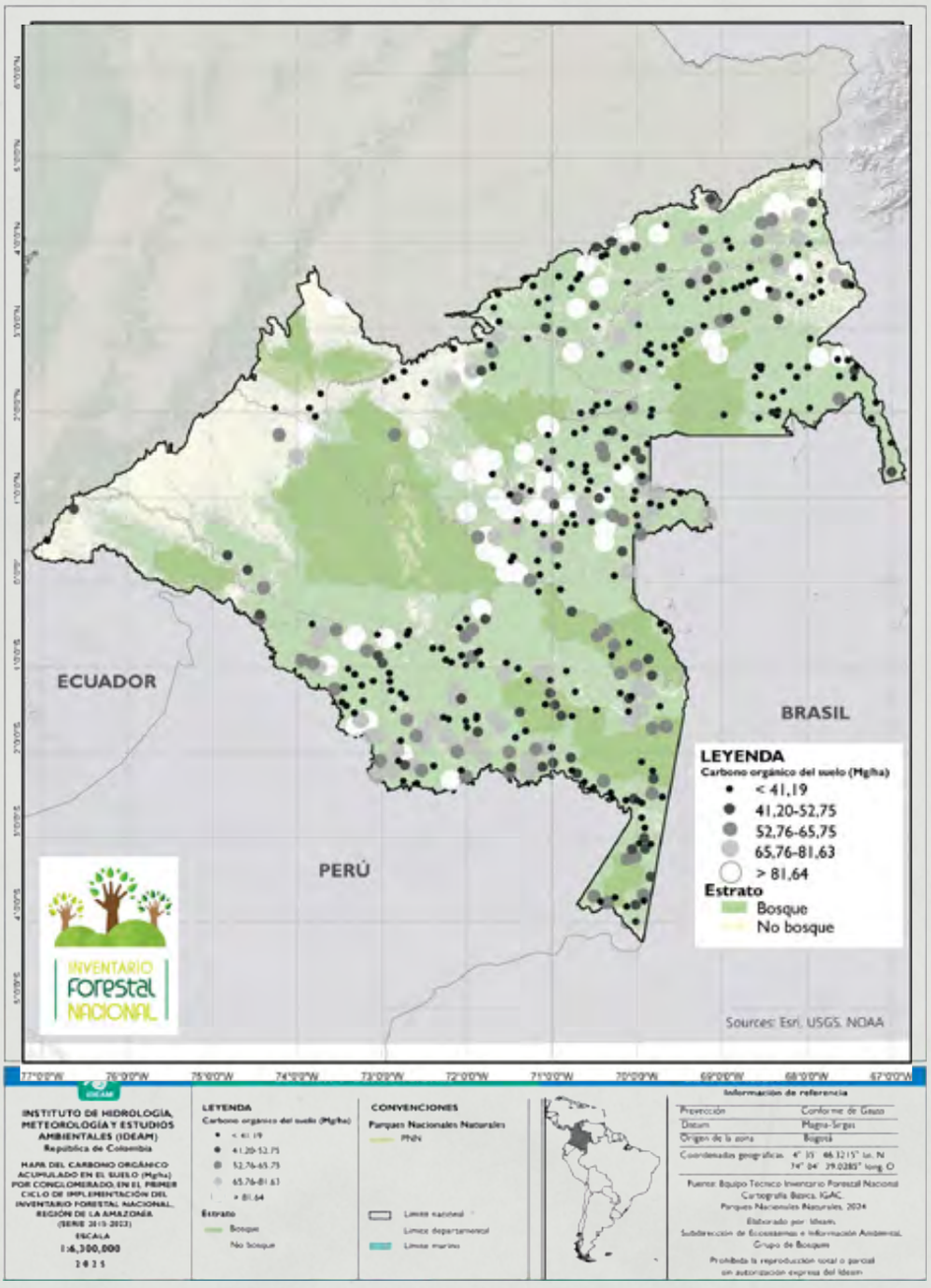
b) Gráfico cuantil-cuantil



Unidad	Mín.	Máx.	Mediana	Desviación estándar	Coef. de variación	Curtosis	Coef. de asimetría
Mg ha^{-1}	3,01	212,40	60,10	28,61	44,86	4,44	1,47

Las mayores existencias de biomasa aérea se concentran en el extremo occidental de Vaupés, suroriental de Guaviare y suroccidental de Vichada (figura 77).

Figura 78. Cantidad de carbono orgánico del suelo por hectárea registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023) en bosques naturales en la región de la Amazonía



Modelo del porcentaje de carbono orgánico presente en el suelo

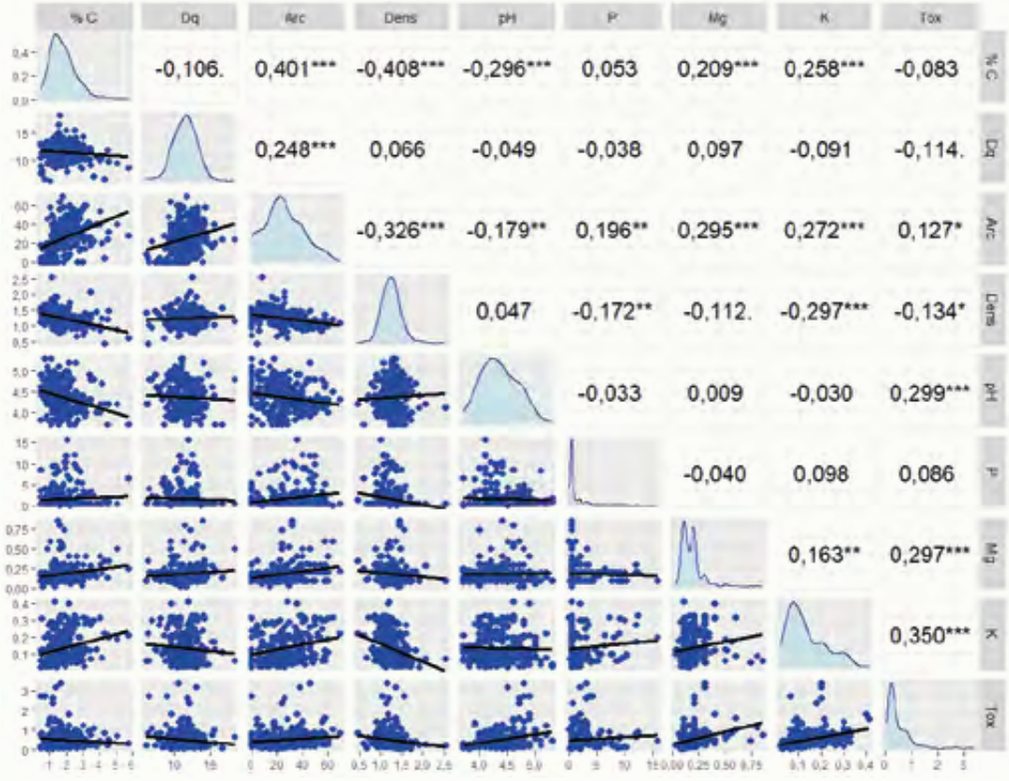
El porcentaje de carbono presente en la materia orgánica del suelo puede ser relacionado con el diámetro cuadrático medio, el porcentaje de arena, la densidad aparente del suelo, el pH, las concentraciones de magnesio y potasio, como con el índice de toxicidad del aluminio (Tox). Sin embargo, el resultado refleja más una tendencia con un porcentaje débil de explicación (R^2 = 36,15 %), aun cuando la mayoría de los estimadores del modelo son altamente significativos ($p < 0,001$), como es el caso de los estimadores de la arcilla, la densidad aparente del suelo, el diámetro cuadrático medio y el índice de toxicidad del aluminio. Al igual que los casos anteriores, los residuales no cumplen con el supuesto de normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). Se presentan muy bajas correlaciones entre el porcentaje de carbono orgánico del suelo y las demás variables presentes en el modelo (figura 79).

$$\%C = 5,45\ Dq + 0,01\ Arc - 0,98\ dens - 0,44\ pH + 1,22\ Mg + 1,32\ K - 0,38\ Tox\%$$

R^2-ajust	RMSE	Shapiro
36,15 %	0,67	$1,20 \times 10^{-9}$

En donde *%C* es el porcentaje de carbono contenido en la materia orgánica del suelo, *Dq* es el diámetro cuadrático medio en cm, *dens* es la densidad aparente del suelo en g cm^{-3}, *pH* es la concentración de iones de hidrógeno, *Mg* es la concentración del magnesio en cmol(+)/kg, *K* es la concentración del potasio en cmol(+)/kg y *Tox* es el índice de toxicidad del aluminio.

Figura 79. Matriz de correlaciones del porcentaje de carbono presente en la materia orgánica del suelo (C) con respecto al diámetro cuadrático medio (Dq), la arcilla (Arc), la densidad aparente del suelo (dens), el pH, el fósforo (P), el magnesio (Mg), el potasio (K) y el índice de toxicidad del aluminio (Tox)



Análisis complementario: aproximación a los usos de las especies de mayor interés identificadas en el IFN

8

Contenido

8.1 Especies de mayor interés **pág. 249**

8.2 UICN global **pág. 252**

8.3 Cites **pág. 255**

8.4 Resolución 0126 del 2024 **pág. 256**

8.5 Vedas **pág. 257**

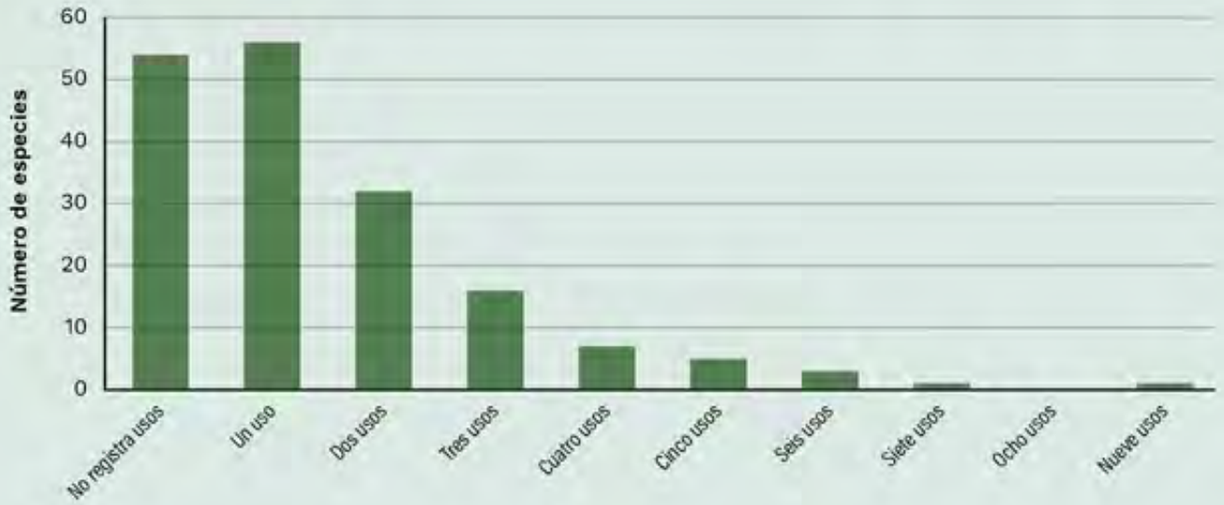
8.6 Endemismos **pág. 258**

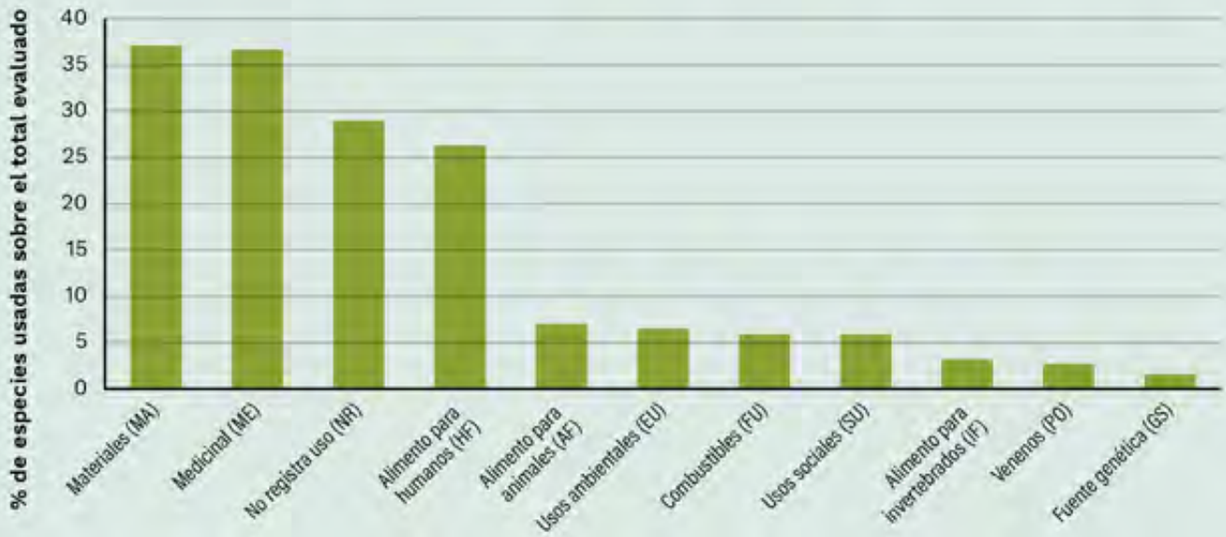
8.7 Especies de mayor importancia ecológica **pág. 261**

8.8 Especies raras **pág. 263**

8.9 Mayor volumen **pág. 264**

Usos de las especies de mayor interés identificadas en el IFN







Iriartea deltoidea

Ruiz & Pav.

ARECACEAE

Estado:
Segunda especie con más usos de la región Amazonia



Oenocarpus bataua

Mart.

ARECACEAE

Estado:
Tercera especie con más usos de la región Amazonia

Categoría de uso	Endémicas	Mayor IVI	Menor IVI	Mayor volumen	Res. 0126 de 2024	UICN global	Cites	Vedas region	Vedas CAR
Alimento para animales (AF)	2	3	0	3	2	3	0	3	0
Usos ambientales (EU)	2	1	0	1	2	3	5	3	1
Combustibles (FU)	1	1	1	1	2	0	2	3	1
Fuente genética (GS)	0	0	0	0	1	0	0	2	0
Alimento para humanos (HF)	6	14	3	15	3	14	6	5	2
Alimento para invertebrados (IF)	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Materiales (MA)	3	15	6	14	8	7	11	6	3
Medicinal (ME)	4	12	12	8	5	7	13	8	5
No registra uso (NR)	28	1	5	0	0	19	5	2	3
Venenos (PO)	0	1	1	0	1	0	0	2	0
Usos sociales (SU)	0	3	1	1	0	1	2	2	1
Total evaluadas	**46**	**20**	**20**	**20**	**11**	**54**	**21**	**12**	**8**

Usos sociales (SU)

Simaba obovata
Virola spp.
Iriartea deltoidea
Astrocaryum urostachys
Brosimum utile

Venenos (PO)

Virola calophylla
Endlicheria arenosa
Microdesmia arborea
Mespilodaphne quixos
Samanea saman

Medicinal (ME)

Osteophloeum platyspermum
Erisma japura
Virola calophylla
Mollinedia tomentosa

Materiales (MA)

Sagotia heterocalyx
Micropholis guyanensis
Eperua leucantha
Micrandra sprucei
Goupia glabra
Cedrela odorata

Alimento para fauna (AF)

Eschweilera tessmannii
Lecythis parvifructa
Eschweilera pachyderma
Eschweilera punctata
Guatteria cestrifolia

Usos ambientales (EU)

Eschweilera cabrerana
Handroanthus serratifolius
Palicourea guianensis
Ceiba pentandra
Samanea saman
Cedrela odorata

Combustibles (FU)

Pseudosenefeldera inclinata
Tapura capitulifera
Ouratea chiribiquetensis
Simaba obovata
Cedrela odorata

Fuentes genéticas (GS)

Eschweilera cabrerana
Ceiba pentandra

Alimento para humanos (HF)

Clathrotropis macrocarpa
Eschweilera coriacea
Oenocarpus bataua
Micropholis guyanensis
Iryanthera hostmannii
Cedrela odorata

Alimento para invertebrados (IF)

Pouteria glauca
Pouteria krukovii
Pouteria macrocarpa
Pouteria nudipetala
Pouteria pachyphylla
Cedrela odorata

No registra uso (NR)

Amphirrhox longifolia
Aniba vaupesiana
Clusia araracuarae
Pachira nukakica
Swartzia iniridensis



Cedrela odorata
L.
MELIACEAE
Estado:
Cuarta especie con más usos de la región Amazonia



Astrocaryum urostachys
Burret.
ARECACEAE
Quinta especie con más usos de la región Amazonia



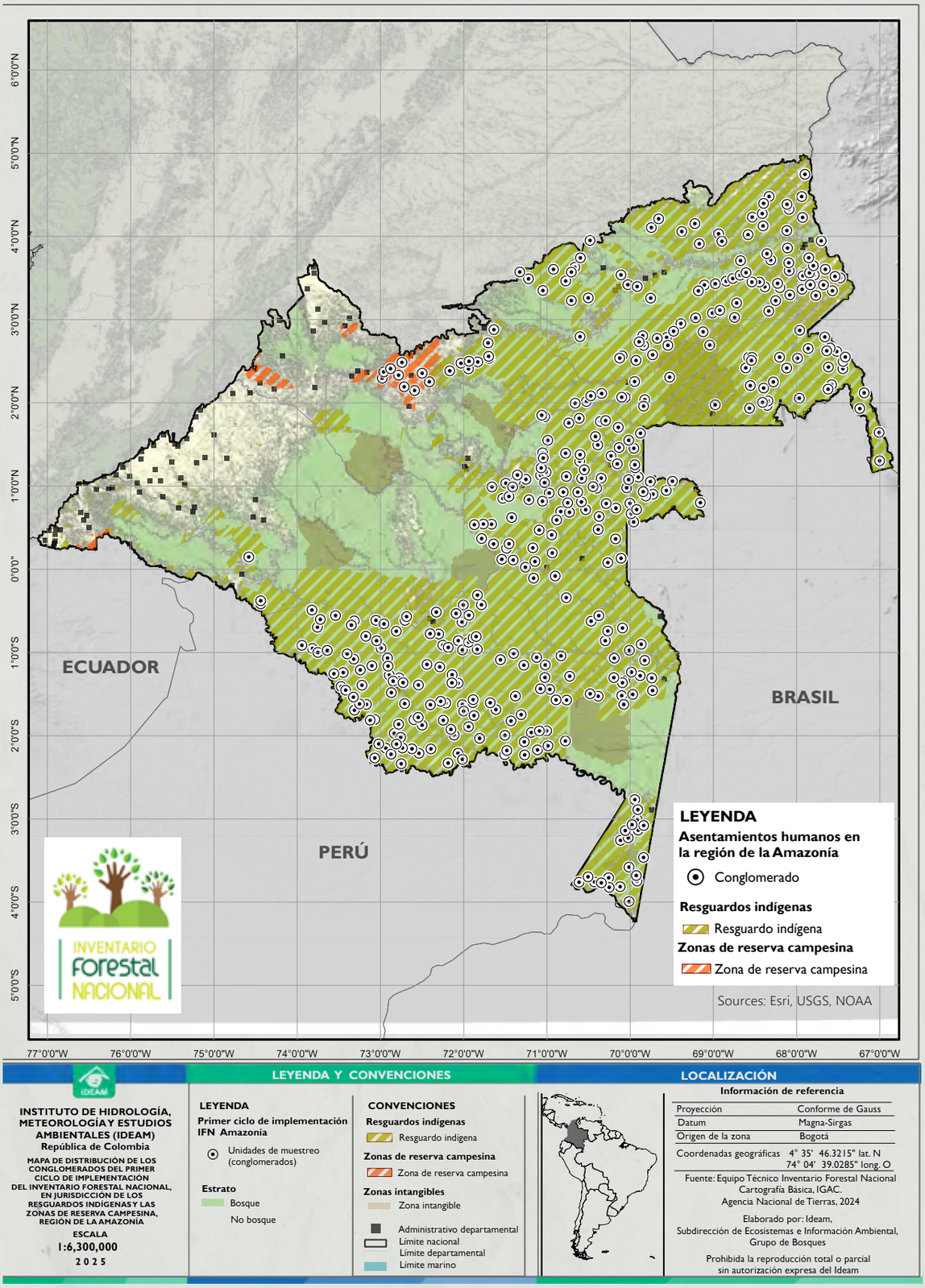
Chrysophyllum januariense

Reconociendo que los bosques objeto de análisis del IFN están ubicados en áreas de jurisdicción de territorios colectivos de comunidades negras e indígenas, así como en áreas con presencia de campesinos y colonos, se ha querido resaltar en este informe el uso que estas poblaciones hacen de los bosques. Estas comunidades comprenden los ecosistemas no solamente como fuente de aprovisionamiento de madera, sino también de alimentos, medicinas, materiales, entre otros[1]. Para ello, a partir de información bibliográfica de consulta, se genera un análisis derivado para las 169 especies de mayor interés que, por sus particularidades, importancia, rareza biológica o ecológica (mayor y menor IVI, mayor volumen, endémicas, amenazadas, con restricciones y vedadas), requieren este detalle.

En los bosques de la Amazonía colombiana otra evidencia de la biodiversidad se encuentra en la variedad de comunidades indígenas, campesina y colonas, principales habitantes de este territorio. Los diferentes tipos de uso de las plantas son el resultado de la interacción de las comunidades que habitan el territorio con esas especies. Cada comunidad cuenta con dinámicas, visiones y usos del territorio específicos, mediante los cuales se crean roles e identidades de vida. En la figura 80 se presenta la distribución de los resguardos indígenas y las zonas de reserva campesina en esta región natural, quienes desempeñan un papel clave en la preservación de las especies del bosque húmedo trópical (Steege *et al.*, 2015).

[1] Cabe aclarar que el uso de las especies no es una variable directa de medición del IFN.

Figura 80. Distribución de conglomerados del IFN en asentamientos humanos en la región de la Amazonía



A nivel nacional, un documento referente, por la recopilación sobre los usos de especies florísticas, corresponde al *Catalogue of useful plants of Colombia* (2022), realizado por el Real Jardín Botánico de Kew y el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (Bogotá). Este documento consolida los usos de 7.790 especies conocidas y los clasifica en 10 tipos de usos (Kew e IAvH, 2022). Retomando dicha clasificación para este informe, se emplearon los 10 tipos de usos de Kew e IAvH (2022), y se agregó una categoría más, la de no registra uso (NR), para un total de 11.

Dado que la información derivada del IFN consolida más de 2.915 especies para la región de la Amazonía, el análisis complementario de usos se realizó únicamente para las 169 especies priorizadas por sus particularidades, importancia, rareza biológica o ecológica (mayor y menor IVI, mayor volumen, endémicas, amenazadas, con restricciones y vedadas), requieren este detalle. De estas 169, las especies que no fueron encontradas en el catálogo se consultaron a través de información bibliográfica (buscadores y bases de datos científicas, revisas indexadas, libros, reportes, informes, etiquetas botánicas, etc.), y se clasificaron de acuerdo con los 11 tipos propuestos. A continuación, se presenta la descripción de los tipos de usos generada a partir de los resultados del IFN y la categorización de Kew e IAvH (2022).



Alimento para animales (AF): Forraje y pienso solo para animales vertebrados.



Usos ambientales (EU): Los ejemplos incluyen cultivos intercalados y cultivos nodriza, ornamentales, setos de barrera, plantas de sombra, cortavientos, mejoradores del suelo, plantas para revegetación y control de la erosión, depuradores de aguas residuales, indicadores de la presencia de metales, contaminación o aguas subterráneas.



Combustibles (FU): Madera, carbón vegetal, sustitutos del petróleo, alcoholes carburantes, etc. Se presentan separados del tipo “materiales”, por su importancia



Fuentes genéticas (GS): Parientes silvestres de los principales cultivos y especies que pueden poseer rasgos asociados a la resistencia biótica o abiótica y pueden ser valiosos para los programas de mejora genética.



Alimento para humanos (HF): Alimentos, incluidas las bebidas, destinados exclusivamente a los seres humanos.



Alimento para invertebrados (IF): Solo se incluyen aquí las plantas consumidas por invertebrados útiles para el ser humano, como los gusanos de seda, los insectos lacerantes y las larvas comestibles. Este grupo no incluye las especies silvestres polinizadas por abejas.



Materiales (MA): Maderas, fibras, corcho, caña, taninos, látex, resinas, gomas, ceras, aceites, lípidos, etc., y sus productos derivados.



Medicinal (ME): Tanto para la medicina humana como veterinaria.



Venenos (PO): Plantas venenosas para vertebrados e invertebrados, tanto de forma accidental como útil, por ejemplo, para la caza y la pesca.



Usos sociales (SU): Plantas utilizadas con fines sociales, que no son definibles como alimentos o medicinas, por ejemplo, masticatorios, materiales para fumar, narcóticos alucinógenos y drogas psicoactivas, anticonceptivos, abortivos y plantas con significado ritual o religioso.

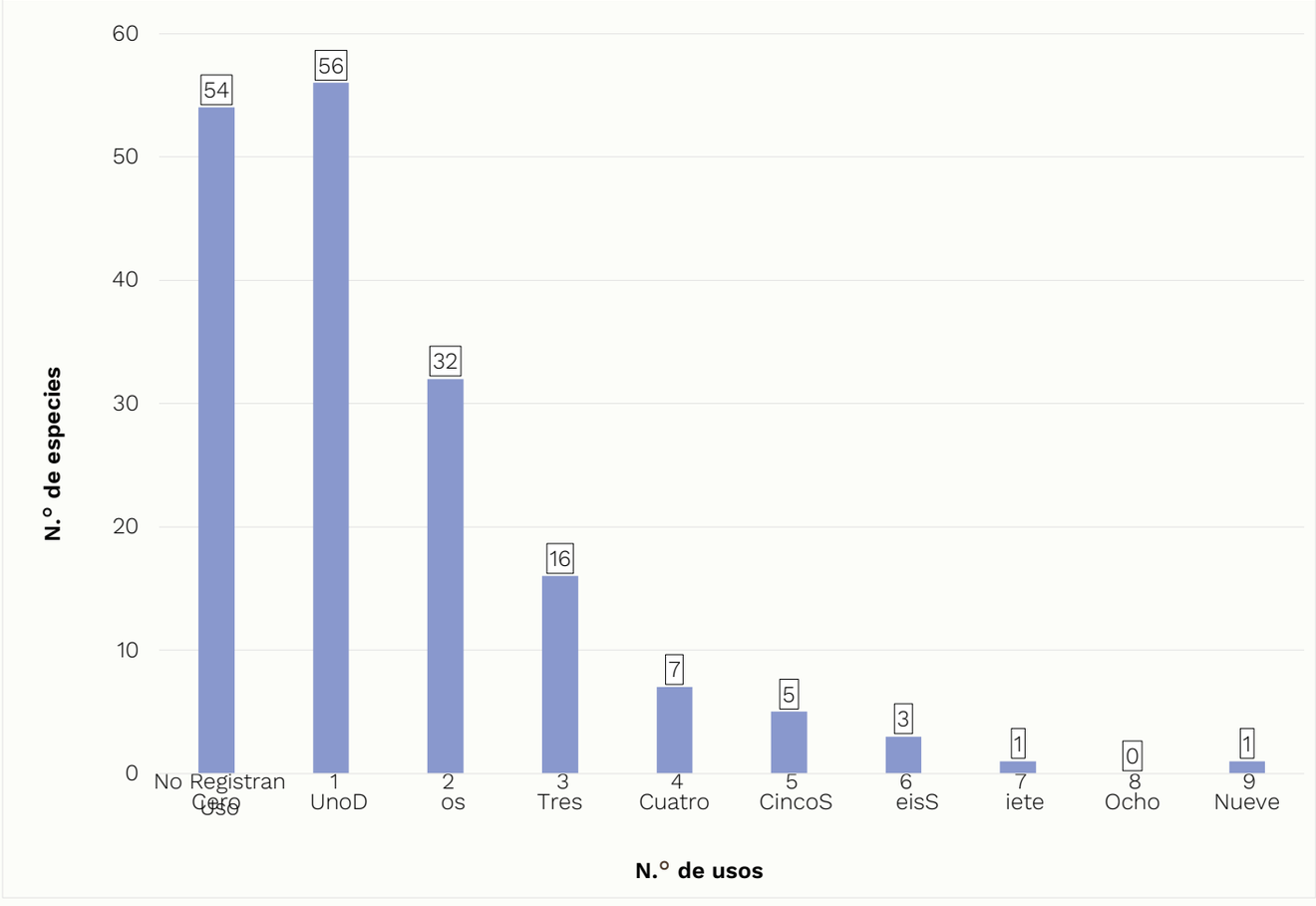


No registra uso (NR): No se documenta uso en el *Catalogue of useful plants of Colombia* (Kew e IAvH, 2022) ni en la literatura.

8.1 Especies de mayor interés

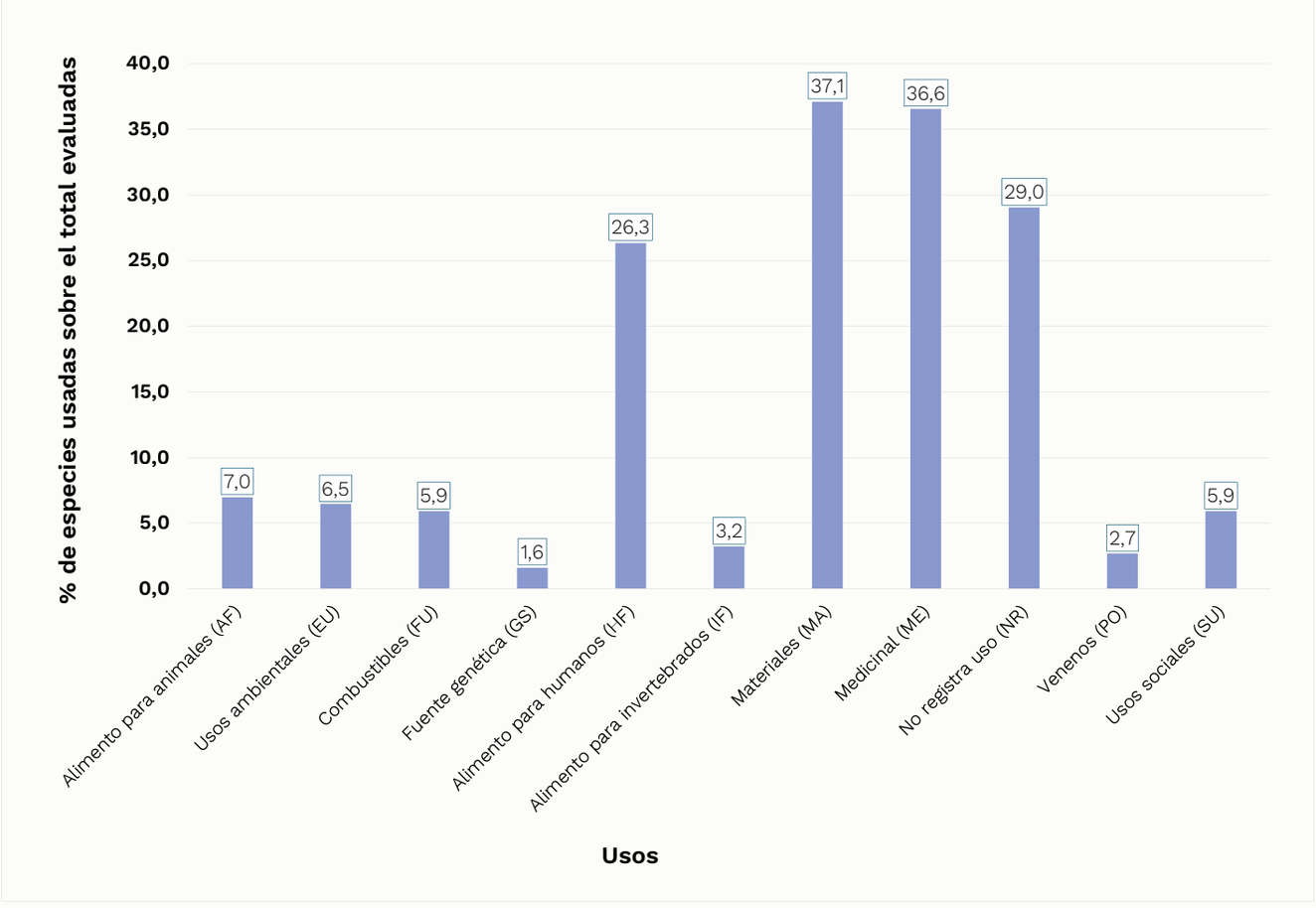
De acuerdo con lo anterior, y tomando como base los resultados florísticos y estructurales del IFN, de las 169 especies de mayor interés seleccionadas, se encontró que 56 de ellas registran un solo uso, 54 no tienen un uso registrado y 32 registran dos usos. Además, se resalta que solo un grupo reducido de especies tienen alta variedad de usos (figura 81). En el "Anexo 13. Especies de mayor interés discriminadas por tipo de uso, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía" se evidencian las especies por cada uno de sus usos de forma individual.

Figura 81. Número de las especies de mayor interés (mayor y menor IVI, mayor volumen, endémicas, amenazadas, con restricciones y vedadas) por número de usos de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía



El tipo de uso que registró el mayor número de especies fue el de materiales (MA) con un total de 69 especies equivalentes a 37,1 % del total de las 169 especies evaluadas. Los siguientes tipos de uso con mayor número de especies registradas fueron el medicinal (ME) con 68 (36,6 %), alimento para humanos (HF) con 49 (26,3 %) y alimento para animales (AF) con 13 (7,0 %). Es importante destacar que la tercera categoría con el mayor número de especies corresponde al grupo sin uso registrado (NR) con 54 (29,0 %). En contraste, los tipos de uso con menor número de especies registradas fueron fuentes genéticas (GS) con 3 (1,6 %), seguido de venenos (PO) con 5 (2,7 %) y alimento para invertebrados (IF) con 6 (3,2 %) (figura 82).

Figura 82. Porcentaje de especies usadas de mayor interés (sobre el total evaluadas) por tipo de uso, a partir de los resultados del IFN para la región de la Amazonía



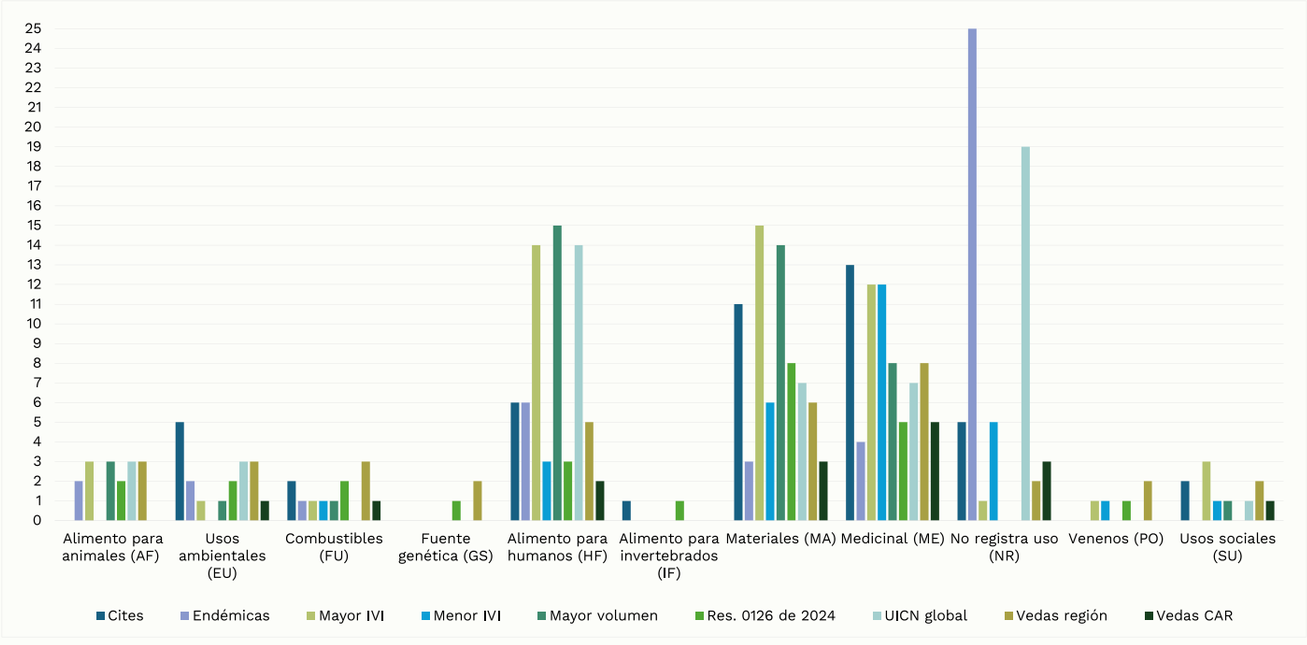
Con base en el análisis de especies de mayor interés por tipo de uso presentado en la tabla 37 y la figura 83, se observa que el uso medicinal (ME) presenta el mayor número de especies, en 4 de las 9 categorías priorizadas (menor IVI, Cites, vedas región y vedas CAR). En contraste, los usos de alimento para invertebrados (IF), fuentes genéticas (GS) y venenos (PO) fueron los de menor diversidad, dado que no registraron especies en 5 o 7 de las 9 categorías priorizadas. Es importante resaltar que el tipo de ningún uso registrado (NR) fue el de mayor número de especies en las categorías de endémicas y de la UICN global.

Por otro lado, los tipos de usos con el mayor número de especies por categoría priorizada fueron NR para las endémicas y UICN global; MA para las de mayor IVI y Resolución 0126; AF para las de mayor volumen; ME para las de menor IVI y Cites, vedas región y vedas CAR. Algunos aspectos importantes para resaltar es que las especies endémicas son usadas principalmente como alimento para humanos y medicina. Además, las especies con mayor IVI son empleadas mayoritariamente como materiales, alimento para humanos y medicinas, mientras que las 20 especies con menor IVI se emplean principalmente como medicinas. Asimismo, se destaca que las 20 especies con mayor volumen se usan en mayor medida como alimento para humanos y materiales. En lo referente a las especies amenazadas y con restricciones, el uso predominante es como medicina (Cites, vedas región y vedas CAR), alimento para humanos (UICN global) y materiales (Resolución 0126 de 2024) (tabla 37 y figura 83).

Tabla 37. Número de especies de mayor interés por tipo de uso para cada una de las categorías priorizadas

Categoría de uso	Endémicas	Mayor IVI	Menor IVI	Mayor volumen	Res. 0126 de 2024	UICN global	Cites	Vedas región	Vedas CAR
Alimento para animales (AF)	2	3	0	3	2	3	0	3	0
Usos ambientales (EU)	2	1	0	1	2	3	5	3	1
Combustibles (FU)	1	1	1	1	2	0	2	3	1
Fuente genética (GS)	0	0	0	0	1	0	0	2	0
Alimento para humanos (HF)	6	14	3	15	3	14	6	5	2
Alimento para invertebrados (IF)	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Materiales (MA)	3	15	6	14	8	7	11	6	3
Medicinal (ME)	4	12	12	8	5	7	13	8	5
No registra uso (NR)	28	1	5	0	0	19	5	2	3
Venenos (PO)	0	1	1	0	1	0	0	2	0
Usos sociales (SU)	0	3	1	1	0	1	2	2	1
Total evaluadas	46	20	20	20	11	54	21	12	8

Figura 83. Número de especies de mayor interés por tipo de uso para cada una de las categorías priorizadas



8.2 UICN global

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés se discriminaron los usos por especie para las categorías de amenaza de la UICN global. Se identificaron 54 especies amenazadas globalmente, según la UICN. De ellas, la mayor cantidad de usos fueron reportados por la especie *Cedrela odorata* (6), seguida de *Aspidosperma polyneuron* y *Mespilodaphne quixos* (4 cada una), *Eschweilera cabrerana*, *Handroanthus serratifolius* y *Microdesmia arborea* (3 cada una). En la tabla 38 se evidencian los diferentes usos para las especies amenazadas, según los criterios globales de la UICN.

Tabla 38. Tipo de uso para las especies amenazadas, según los criterios globales de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Especie	Cat./ pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Cedrela odorata	VU		x	x		x	x	x	x				6
Aspidosperma polyneuron	EN	x		x				x	x				4
Mespilodaphne quixos	EN					x							4
Eschweilera cabrerana	EN		x		x			x					3
Handroanthus serratifolius	EN		x					x	x				3
Microdesmia arborea	EN							x	x		x		3
Micropholis macrophylla	CR							x	x				2
Myrcia neomacrophylla	EN					x		x					2
Pouteria fulva	EN					x		x					2
Pouteria latianthera	EN					x		x					2
Ceiba samauma	VU							x	x				2
Guarea juglandiformis	VU							x	x				2
Mezilaurus ita-uba	VU					x		x					2
Micropholis brochidodroma	VU							x	x				2
Naucleopsis oblongifolia	VU					x			x				2

Especie	Cat./ pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Pouteria nudipetala	VU						x	x					2
Pouteria pachyphylla	VU						x	x					2
Trichilia solitudinis	VU	x				x							2
Virola parvifolia	VU							x				x	2
Plinia duplipilosa	EN					x							1
Virola crebrinervia	EN							x					1
Aegiphila panamensis	VU								x				1
Dichapetalum rugosum	VU								x				1
Ecclinusa lancifolia	VU								x				1
Ficus pulchella	VU								x				1
Guarea cristata	VU								x				1
Guarea polymera	VU								x				1
Guarea pyriformis	VU							x					1
Hirtella magnifolia	VU							x					1
Lecythis parvifructa	VU	x											1
Pouteria glauca	VU						x						1
Pouteria krukovii	VU						x						1
Pouteria macrocarpa	VU						x						1
Trichilia hispida	VU								x				1
Vantanea peruviana	VU								x				1

Especie	Cat./ pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Hirtella kuhlmannii	EN									x			0
Randia amazonasensis	EN									x			0
Aniba vaupesiana	VU									x			0
Annona asplundiana	VU									x			0
Annona dolichophylla	VU									x			0
Caraipa utilis	VU									x			0
Eschweilera pachyderma	VU									x			0
Eschweilera paniculata	VU									x			0
Guarea caulobotrys	VU									x			0
Guarea trunciflora	VU									x			0
Guarea velutina	VU									x			0
Ilex guaiquinimae	VU									x			0
Leptobalanus undulatus	VU									x			0
Moquilea jaramilloi	VU									x			0
Rustia viridiflora	VU									x			0
Sloanea davidsei	VU									x			0
Thyrsodium herrerense	VU									x			0
Tovomita calophyllophylla	VU									x			0
Vantanea spichigeri	VU									x			0

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

8.3 Cites

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés, se discriminaron los usos por especie para los Apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. Se identificaron 21 especies con restricciones según la Cites, todas pertenecientes al "Apéndice II". Como consecuencia, se registraron 3 grandes grupos de acuerdo con la mayor cantidad de usos. El primer grupo está conformado por las especies *Cedrela odorata*, *Dipteryx odorata*, *Handroanthus chrysanthus* y *Tabebuia rosea*, con 5 usos cada una; seguido del grupo conformado por *Dipteryx micrantha* y *Handroanthus serratifolius*, con 3 usos cada una, y un tercer grupo compuesto por *Dalbergia ovalis*, *Dipteryx magnifica*, *Dipteryx punctata*, *Handroanthus barbatus* y *Tabebuia insignis*, con 2 usos cada una. En la tabla 39 se evidencian los diferentes usos para las especies amenazadas, según los criterios de la Cites.

Tabla 39. Tipo de uso de las especies con restricciones, según la Cites y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía

Especie	Cat.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Cedrela odorata	Apéndice II		x	x		x	x	x					5
Dipteryx odorata	Apéndice II		x			x		x	x			x	5
Handroanthus chrysanthus	Apéndice II		x			x		x	x			x	5
Tabebuia rosea	Apéndice II		x	x		x		x	x				5
Dipteryx micrantha	Apéndice II					x		x	x				3
Handroanthus serratifolius	Apéndice II		x					x	x				3
Dalbergia ovalis	Apéndice II							x	x				2
Dipteryx magnifica	Apéndice II							x	x				2
Dipteryx punctata	Apéndice II					x			x				2
Handroanthus barbatus	Apéndice II							x	x				2
Tabebuia insignis	Apéndice II							x	x				2
Cyathea lasiosora	Apéndice II								x				1
Dalbergia brownei	Apéndice II								x				1

Especie	Cat.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Dalbergia inundata	Apéndice II							x					1
Handroanthus incanus	Apéndice II					x							1
Handroanthus obscurus	Apéndice II								x				1
Cyathea platylepis	Apéndice II									x			0
Dalbergia hygrophila	Apéndice II									x			0
Dalbergia intermedia	Apéndice II									x			0
Dalbergia riedelii	Apéndice II									x			0
Dalbergia sp.	Apéndice II									x			0

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

8.4 Resolución 0126 de 2024

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés se discriminaron los usos por especie para las categorías de amenaza de la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente. Se identificaron 11 especies amenazadas mediante esta resolución. La especie con el mayor número de usos fue *Cedrela odorata* (5), seguida de *Aspidosperma polyneuron* y *Mespilodaphne quixos* (4 cada una), *Microdesmia arborea* (3), *Eschweilera cabrerana* y *Ceiba samauma* (2 cada una). En la tabla 40 se evidencian los diferentes usos para las especies amenazadas, según las categorías de amenaza del Minambiente.

Tabla 40. Tipo de uso de las especies amenazadas, según la Resolución 0126 de 2024 (Minambiente) y de acuerdo con los resultados

Especie	Cat.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Cedrela odorata	EN		x	x		x	x	x					5
Aspidosperma polyneuron	EN	x		x				x	x				4

Especie	Cat.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Mespilodaphne quixos	EN					x		x	x		x		4
Microdesmia arborea	EN					x		x	x				3
Eschweilera cabrerana	EN		x		x								2
Ceiba samauma	VU							x	x				2
Jupunba laeta	CR							x					1
Magnolia rimachii	EN							x					1
Dichapetalum rugosum	VU								x				1
Eschweilera pachyderma	VU	x											1
Hirtella magnifolia	VU							x					1

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

8.5 Vedas

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés, se discriminaron los usos por especie para las especies con vedas nacionales o regionales en jurisdicción de la región, impuestas por las CAR o el Minambiente. Se identificaron 12 especies con vedas regionales o nacionales por 3 corporaciones y el Minambiente dentro de la región de la Amazonía. Como consecuencia, la especie con el mayor número de usos fue *Samanea saman* (9), seguida de *Iriartea deltoidea* (7), *Ceiba pentandra* (5) y *Mespilodaphne quixos* (4). En la tabla 41 se evidencian los diferentes usos para las especies amenazadas, según las categorías de amenaza del Minambiente.

Tabla 41. Tipo de uso de las especies con vedas regionales o nacionales en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN

Especie	Cat./pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Samanea saman	CRC	x	x	x	x	x		x	x		x	x	9
Iriartea deltoidea	Corpoamazonía	x	x	x		x		x	x			x	7

Especie	Cat./pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Ceiba pentandra	CRC	x	x	x	x	x							5
Mespilodaphne quixos	Corpoamazonía					x		x	x		x		4
Ceiba samauma	Corpoamazonía							x	x				2
Croton lechleri	Corpoamazonía							x	x				2
Mespilodaphne cymbarum	Corporinoquía							x	x				2
Alsophila cuspidata	Corporinoquía/ Inderena					x							1
Cyathea cf. *lasiosora*	Corporinoquía/ Inderena								x				1
Cyathea lasiosora	Corporinoquía/ Inderena								x				1
Cyathea platylepis	Corporinoquía/ Inderena									x			0
Cyathea traillii	Corporinoquía/ Inderena									x			0

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

8.6 Endemismos

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés, se discriminaron los usos por especie para las especies endémicas en jurisdicción de la región. Se identificaron 46 especies endémicas, de las cuales la especie con el mayor número de usos fue *Astrocaryum urostachys* (6), seguida de *Eschweilera cabrerana*, *Palicourea guianensis* y *Posoqueria latifolia* (3 cada una), *Guatteria cestrifolia* y *Humiriastrum colombianum* (2 cada una). En la tabla 42 se evidencian los diferentes usos para las especies endémicas con presencia en la región.

Tabla 42. Tipo de uso de las especies endémicas en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN

Especie	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Astrocaryum urostachys	x		x		x		x	x			x	6

Especie	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Eschweilera cabrerana		x		x			x					3
Palicourea guianensis		x					x	x				3
Posoqueria latifolia					x		x	x				3
Guatteria cestrifolia	x						x					2
Humiriastrum colombianum					x		x					2
Casearia combaymensis					x							1
Guarea fistulosa					x							1
Jupunba laeta							x					1
Ouratea chiribiquetensis			x									1
Ouratea kananariensis					x							1
Protium guacayanum					x							1
Rhytidanthera splendida							x					1
Sloanea pubiflora							x					1
Swartzia cabrerae								x				1
Tovomita krukovii								x				1
Virola schultesii								x				1
Vochysia laxiflora								x				1
Aniba vaupesiana									x			0

Especie	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Bonyunia excelsa									x			0
Clusia araracuarae									x			0
Compsoneura schultesiana									x			0
Crepidospermum cuneifolium									x			0
Froesiodendron longicuspe									x			0
Geissanthus occidentalis									x			0
Kutchubaea oocarpa									x			0
Leptobalanus undulatus									x			0
Macrolobium defloccatum									x			0
Matisia cornu-copiae									x			0
Miconia coronifera									x			0
Miconia grandiflora									x			0
Miconia submacrophylla									x			0
Miconia titanophylla									x			0
Moquilea jaramilloi									x			0
Mouriri ambiconvexa									x			0
Pachira nukakica									x			0
Posoqueria tarairensis									x			0

Especie	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Protium minutiflorum									x			0
Pseudomonotes tropenbosii									x			0
Psychotria anceps									x			0
Ruizterania sacculata									x			0
Sloanea brachytepala									x			0
Swartzia iniridensis									x			0
Swartzia oscarpintoana									x			0
Vochysia garcia-barrigae									x			0
Xylopia platypetala									x			0

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

8.7 Especies de mayor importancia ecológica

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés se discriminaron los usos por especie para los taxones de mayor importancia ecológica (IVI) en jurisdicción de la región. Se identificaron 20 especies de mayor IVI, de las cuales la especie con el mayor número de usos registrado fue *Oenocarpus bataua* (6), seguida de *Oenocarpus bataua* (6), *Virola elongata*, *Osteophloeum platyspermum* (4 cada una) y *Virola calophylla* (4), *Clathrotropis macrocarpa* (3), *Eschweilera coriácea* (3), *Micropholis guyanensis* (3), *Eperua leucantha* (3), *Goupia glabra* (3) y *Erisma japura* (3). En la tabla 43 se evidencian los diferentes usos para las especies endémicas con presencia en la región.

Tabla 43. Tipo de uso de las especies de mayor índice de valor de importancia ecológico en la región de la Amazonía y de acuerdo con los resultados del IFN

Especie	Pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Oenocarpus bataua	3	x	x			x		x	x			x	6

Especie	Pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Virola elongata	10					x		x	x			x	4
Osteophloeum platyspermum	15	x				x		x	x				4
Virola calophylla	20							x	x		x	x	4
Clathrotropis macrocarpa	1					x		x	x				3
Eschweilera coriacea	2					x		x	x				3
Micropholis guyanensis	5					x		x	x				3
Eperua leucantha	8					x		x	x				3
Goupia glabra	11					x		x	x				3
Erisma japura	16					x		x	x				3
Sagotia heterocalyx	4							x	x				2
Iryanthera hostmannii	6					x			x				2
Hevea pauciflora	12					x		x					2
Micrandra spruceana	14					x		x					2
Pseudosenefeldera inclinata	7			x									1
Micrandra sprucei	9					x		x					1
Dacryodes chimantensis	13					x							1
Rinorea racemosa	17							x					1
Eschweilera tessmannii	18	x											1
Amphirrhox longifolia	19									x			1

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

8.8 Especies raras

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés se discriminaron los usos por especie para los taxones de menor importancia ecológica (IVI) en jurisdicción de la región. Se identificaron 20 especies de menor IVI, de las cuales los taxones con el mayor número de usos fueron *Protium guianense* (3), *Myrcianthes* sp. (3), *Duroia longifolia* (3) y *Endlicheria arenosa* (3), seguidas de *Tapura capitulifera* (2) y *Simaba obovata* (2). En la tabla 44 se evidencian los diferentes usos para las especies endémicas con presencia en la región.

Tabla 44. Tipo de uso de las especies de menor índice de valor de importancia ecológico en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN

Especie	Pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Protium guianense	2					x		x	x				3
Myrcianthes sp.	9					x		x	x				3
Duroia longifolia	10					x		x	x				3
Endlicheria arenosa	11							x	x		x		3
Tapura capitulifera	6			x									2
Simaba obovata	18								x			x	2
Mollinedia tomentosa	1								x				1
Couratari riparia	3									x			1
Citronella incarum	4								x				1
Daphnopsis sp.	5								x				1
Vantanea spichigeri	7									x			1
Klarobelia inundata	8									x			1
Diospyros sumatrana	12								x				1
Ilex guaiquinimae	13									x			1

Especie	Pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Siparuna ficoides	14								x				1
Sagotia racemosa	15							x					1
Dalbergia intermedia	16								x				1
Homalium guianense	17								x				1
Swartzia martii	19									x			1
Humiria fruticosa	20							x					1

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

8.9 Mayor volumen

Como parte del análisis complementario de usos para las especies de mayor interés se discriminaron los usos por especie para los taxones de mayor volumen en jurisdicción de la región. Se identificaron 20 especies de mayor volumen, de las cuales las especies con el mayor número de usos registrados fueron *Osteophloeum platyspermum* (4), *Brosimum utile* y *Cedrelinga cateniformis* (4), seguidas de *Eschweilera coriacea* (3), *Erisma japura* (3), *Micropholis guyanensis* (3), *Goupia glabra* (3) y *Clathrotropis macrocarpa* (2), *Micrandra spruceana* (2), *Eperua purpurea* (2), *Hevea pauciflora* (2), *Monopteryx uaucu* (2) y *Pouteria guianensis* (2). En la tabla 45 se evidencian los diferentes usos para las especies endémicas con presencia en la región.

Tabla 45. Tipo de uso de las especies de mayor volumen en la región de la Amazoníam de acuerdo con los resultados del IFN

Especie	Pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Osteophloeum platyspermum	14	x				x		x	x				4
Brosimum utile	16					x		x	x			x	4
Cedrelinga cateniformis	20		x	x				x	x				4
Eschweilera coriacea	3					x		x	x				3

Especie	Pos.	AF	EU	FU	GS	HF	IF	MA	ME	NR	PO	SU	Σ de usos
Erisma japura	6					x		x	x				3
Micropholis guyanensis	10					x		x	x				3
Goupia glabra	11					x		x	x				3
Clathrotropis macrocarpa	2							x	x				2
Micrandra spruceana	5					x		x					2
Eperua purpurea	7					x		x					2
Hevea pauciflora	8					x		x					2
Monopteryx uaucu	9					x		x					2
Pouteria guianensis	19					x		x					2
Micrandra sprucei	1					x							1
Eperua leucantha	4					x							1
Swartzia schomburgkii	12							x					1
Eschweilera tessmannii	13	x											1
Dacryodes chimantensis	15					x							1
Micrandra siphonioides	17					x							1
Eschweilera punctata	18	x											1

Alimento para animales (AF), usos ambientales (EU), combustibles (FU), fuentes genéticas (GS), alimento para humanos (HF), alimento para invertebrados (IF), materiales (MA), medicinal (ME), no registra uso (NR), venenos (PO) y usos sociales (SU) y categoría (Cat.).

g

Discusión de resultados



Amphirrhox longifolia

¿Cómo entendemos la diversidad en la Amazonía?

Los resultados expuestos en este documento dan cuenta de la solidez metodológica y la consistencia analítica del IFN de Colombia, soportadas en el cumplimiento de los parámetros del diseño de la operación estadística a nivel nacional (error de muestreo inferior a 5 % y confiabilidad de 95 %) y los indicadores evaluados que arrojan datos consistentes con la literatura.

Este trabajo constituye un hito para el sector forestal y el país, ya que por primera vez se cuenta con un conjunto de indicadores, obtenidos a partir de un muestreo probabilístico, seleccionados aleatoriamente y bajo una metodología estandarizada, de 520 conglomerados establecidos para la región amazónica (capítulo 1.2). De ellos, se presentaron resultados de 463 conglomerados, ubicados en el estrato de bosque natural, objeto primario de análisis del IFN, lo cual equivale a un área efectiva de 163 hectáreas muestreadas.

De los resultados obtenidos para el IFN en la región de la Amazonía, se encontraron un total de 2.915 especies para todas las categorías de tamaño, pertenecientes a 3 clases, 34 órdenes, 108 familias y 566 géneros (capítulo 4.1.2, tabla 6).

El nivel de determinación taxonómica de las especies para la región de la Amazonía fue del 89 % (incluyendo especies cf. y aff.), porcentaje representativo dada la complejidad para la toma e identificación de las colectas botánicas de la región (capítulo 4.1.4). Esto, en conjunto con los resultados de la curva de acumulación de especies, es la evidencia de la representatividad florística del IFN.

A nivel regional se destaca el hallazgo de 31 particularidades taxonómicas relacionadas con nuevos registros y con posibles nuevas especies. Estas últimas deben ser sometidas a un proceso de estudio detallado que permita establecer o acceder al material morfológico o reproductivo para su identificación, validación y posterior publicación.

En este contexto es importante destacar la posible especie nueva o ampliación de rango de la especie *Annonaceae* sp. nov. y de los 2 registros raros de *Andira macrocarpa* y *Macrolobium defloccatum*, de las cuales solo se conocían registros de los ejemplares tipo, pero después de muchos años se encontraron colecciones a través del IFN (capítulo 4.1.5). Además, es fundamental resaltar el hallazgo de la especie *Chrysophyllum januariense* en bosques basales húmedos densos altos con suelo de materiales arenosos y suelos caoliníticos en la localidad de Puerto Colombia, en inmediaciones del río Negro en Guainía, debido a que es el primer registro de la especie fuera de Brasil y dentro de Colombia.

Los resultados del IFN, en términos de particularidades taxonómicas, refuerzan la idea de la alta complejidad en la colección e identificación de especies de árboles en campo y los herbarios. Además, evidencia la importancia de contar con profesionales que desarrollen labores de identificación de alta calidad, colecciones de referencia disponibles para los taxónomos y colectas adecuadas o fértiles, ya que estas últimas repercuten en la correcta identificación de especies raras y de alto valor de conservación.

Se registraron 46 especies endémicas de árboles, palmas y helechos arborescentes, que representan el 1,6 % de las 2.915 especies en total (capítulo 4.1.7, tabla 10). Dentro de ellas, las 5 especies endémicas más abundantes de la región son *Swartzia cabrerae*, *Palicourea guianensis*, *Ruizterania sacculata*, *Posoqueria latifolia* y *Ouratea kananariensis*, y las 5 especies menos abundantes son *Pachira nukakica*, *Sloanea brachytepala*, *Bonyunia excelsa*, *Astrocaryum urostachys* y *Clusia araracuarae* (capítulo 4.1.7, figura 15).

Dentro de los análisis se destacan las 20 especies más raras ecológicamente, que se encuentran en un rango de 0,005 %-0,006 % del IVI. De este grupo, la presencia de las 5 especies más raras, en el marco del IFN para la región de la Amazonía: *Mollinedia tomentosa, Protium guianense, Couratari riparia, Citronella incarum* y *Daphnopsis sp.* (figura 18).



Cerro Tipioca o Tapioca, Vaupés

Los resultados florísticos del IFN revelan una alta diversidad y cambios en la conformación de los taxones más representativos. Esto evidencia la alta variabilidad de la vegetación, lo que se traduce en diferentes ensamblajes florísticos que configuran y caracterizan los tipos de bosque encontrados en la Amazonía.

Se registraron 54 especies amenazadas, según los criterios globales de la UICN para la región de la Amazonía, ya que representan el 1,9 % del total (2.915 especies). De ellas, 39 son vulnerables (VU), 7 están en peligro (EN), 4 se encuentran en peligro crítico (CR) y una está categorizada como casi amenazada (NT). Esta última especie, *Chrysophyllum januariense*, declarada extinta (EX) en 1998, ha sido recategorizada en 2025 por la UICN como casi amenazada (NT). Este hallazgo se produjo gracias a la identificación de nuevas colectas y registros en herbarios de Brasil (capítulos 4.1.5 y 4.2.1).

Es fundamental resaltar que en el IFN se encontró la presencia de la especie *Chrysophyllum januariense*, clasificada previamente como extinta en estado silvestre a nivel global. De ella se registró un individuo de 14 cm de diámetro y 17,80 m de altura en el departamento de Guainía, por lo que es importante continuar con las investigaciones que permitan determinar los patrones ecológicos y poblacionales de la especie. A su vez, es importante llamar la atención de las autoridades nacionales y regionales para para desarrollar estudios que permitan incluir esta especie en los listados de amenazas, restricciones y vedas.

Por su parte, si bien las especies *Micropholis macrophylla, Handroanthus serratifolius, Hirtella kuhlmannii, Myrcia neomacrophylla, Plinia duplipilosa, Randia amazonasensis* y *Virola crebrinervia* se encuentran en peligro de extinción, no están categorizadas según la Resolución 0126 de 2024. Es urgente desarrollar estudios que permitan dar alertas sobre su conservación y recategorizar estas especies en los listados de amenazas, restricciones y vedas.

Asimismo, es fundamental dirigir esfuerzos de conservación hacia las especies amenazadas de menor abundancia, como lo son *Aspidosperma polyneuron*, *Myrcia neomacrophylla*, *Randia amazonasensis*, *Hirtella kuhlmannii* y *Pouteria fulva*, debido a sus reducidas poblaciones y su alto riesgo de extinción (capítulo 4.2.1, figura 20). De ellas, solamente la *Aspidosperma polyneuron* se encuentra categorizada en la Resolución 0126 de 2024 como EN.

Existen 21 especies bajo las restricciones de la Cites, que corresponden al 0,72 % del total (2.915 especies). Entre ellas, se destaca la presencia de especies de mayor abundancia, como *Cyathea lasiosora, Tabebuia insignis, Dalbergia ovalis, Handroanthus serratifolius y Cyathea platylepis*, y de especies de menor abundancia, como *Dipteryx punctata, Dalbergia intermedia, Dalbergia inundata, Handroanthus incanus* y *Handroanthus barbatus*, las cuales no son mencionadas la Resolución 0126 de 2024. En atención a lo anterior, se hace un llamado de alerta a las autoridades ambientales nacionales y locales para que dentro de las resoluciones de vedas posteriores se tengan en cuenta estas especies, debido a su relevancia en cuanto a su abundancia o rareza.

En el orden nacional, bajo la lupa de la Resolución 0126 de 2024, se reportan para la región amazónica un total de 11 especies amenazadas (0,38 % del total) para todas las categorías de tamaño (capítulo 4.2.3, tabla 13). Se destaca la presencia de especies amenazadas de alto riesgo y con baja abundancia, como lo son *Jupunba laeta*, *Aspidosperma polyneuron*, *Cedrela odorata*, *Magnolia rimachii* y *Ceiba samauma*. La distribución de las categorías de amenaza (Resolución 0126 de 2024, de Minambiente) por conglomerado evidencia la concentración de las especies en peligro crítico (CR) en el suroriente y sur de la región, las especies en peligro (EN) con su distribución generalizada y las especies vulnerables (VU) principalmente en el nororiente y sur de la región (capítulo 4.2.3, figura 23).

Se reconocieron un total de 12 especies (0,41 % del total) con alguna o varias vedas dentro de la jurisdicción de la región de la Amazonía. Es importante resaltar la presencia de los taxones pertenecientes al grupo de helechos arborescentes correspondiente a la familia Cyatheaceae, los cuales registran una veda regional por Corporinoquía y una de carácter nacional por parte del extinto Inderena y adoptada por el Minambiente. En este sentido, las vedas asociadas a helechos arborescentes se encuentran establecidas a nivel de familias Cyatheaceae y Discksoniaceae, sin discriminar géneros ni especies. Las únicas especies vedadas con un alto número de individuos registrados fueron *Iriartea deltoidea* (856), seguida de *Cyathea traillii* (850) y *Cyathea lasiosora* (600) (capítulo 4.2.4, tabla 16).

En cuanto a la distribución de estas especies, es importante mencionar que solo un grupo reducido de especies vedadas tienen distribuciones amplias en toda la región. Por ejemplo, la amplia distribución de *Iriartea deltoidea* en el sur de la Amazonía (y en toda la región) y de los helechos arborescentes del género *Cyathea* sobre toda la región. En contraste, existen otras especies con distribuciones muy localizadas, como *Alsophila cuspidata*, *Ceiba pentandra*, *Ceiba samauma*, *Croton lechleri*, *Cyathea platylepis*, *Mespilodaphne quixos* y *Mespilodaphne cymbarum*. Por tanto, para su conservación, es necesario evaluar la necesidad de extender las medidas de veda en otras corporaciones. Además, es fundamental mencionar la ausencia de todas las especies vedadas en zonas como el arco de deforestación (Putumayo, Caquetá, Guaviare y Meta), el departamento de Guainía (Puerto Colombia e Inírida), Vaupés (Pacoa y Taraira) y Amazonas (La Victoria, Mirití Paraná, Puerto Arica y Puerto Alegría).

Los resultados florísticos del IFN en la región Amazonía demuestran la robustez del inventario como una herramienta de calibración de criterios y categorías, su efectividad y actualización.

La evaluación de la eficacia del muestreo florístico, basada en el análisis de las curvas de acumulación de especies y completitud, demuestra un alto nivel de exhaustividad en el inventario realizado. Esto se confirma particularmente por el comportamiento con tendencia asintótica de la curva de especies observadas.

La robustez del muestreo se evidencia además en la convergencia entre los diversos estimadores y la curva observada, con proyecciones que sitúan la riqueza total del área entre 3.000 y 3.370 especies (capítulo 5.1, tabla 19). La proximidad de la curva a la asíntota evidencian que existe un reducido grupo de taxones aun no registrados en los conglomerados.

Los bosques estudiados en la región amazónica presentan una alta diversidad biológica, evidenciada por una media de 54 y mediana de 57 especies por unidad de muestreo y un índice de Simpson de 0,9353 (capítulo 5.3). Esto indica que se trata de una estructura comunitaria diversa y estable, es decir, que presenta una heterogeneidad forestal, con baja probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie al azar.

La estructura comunitaria muestra un equilibrio ecológico favorable, demostrado por el índice de Berger-Parker de 0,1440 (capítulo 5.5), que indica una dominancia moderada donde ninguna especie supera el 14,4 % de la abundancia total. Por su parte, el índice de Shannon fue de 3,2959 (capítulo 5.4), lo que indica una diversidad alta que integra tanto la riqueza como la equitatividad de las especies, con la mayoría de los conglomerados con niveles de diversidad por encima de la media.

La equitatividad en la distribución de especies, medida por el índice de Evenness (e^H/S), arrojó un valor medio de 0,5760 (capítulo 5.6), lo que sugiere una uniformidad moderada en la abundancia de especies. Esto refleja la existencia de mecanismos ecológicos que permiten la coexistencia de especies con diferentes niveles de abundancia, característica de ecosistemas bien conservados.

La validación de los índices ecológicos se corrobora mediante el análisis del índice de valor de

importancia (IVI), cuya varianza reducida entre los valores cuantitativos de las especies dominantes sugiere una equivalencia en la contribución estructural de los taxones (capítulo 6.8). Esto podría indicar una partición relativamente equitativa de recursos y nichos ecológicos entre los taxones predominantes del sistema.

Los resultados del análisis de Jaccard y el dendrograma muestran patrones bajos de similitud entre los ecosistemas evaluados (capítulo 5.9). La comprensión de las relaciones de los tipos de ecosistemas resulta esencial para desarrollar planes de conservación que no solo protejan especies y hábitats individuales, sino que también mantengan las conexiones ecológicas vitales entre ellos.

Las especies indicadoras reportadas juegan un papel clave al señalar el estado de recuperación en ecosistemas degradados por actividades agrícolas y fragmentación. Su monitoreo proporciona información valiosa sobre los patrones de regeneración natural y permite desarrollar planes más precisos de restauración y conservación que aseguren la recuperación efectiva de las funciones ecosistémicas.

En los bosques amazónicos maduros y bien conservados, *Aspidosperma verruculosum* se destaca como la especie indicadora principal con un alto valor indicador (IndVal = 0,843), junto con *Clusia grandiflora* y especies del género *Eschweilera* con un dosel bien desarrollado, mientras que *Guatteria maypurensis* actúa como indicadora de la presencia de fuentes hídricas permanentes. En los bosques de galería inundables basales, las palmas de los géneros *Attalea* y *Oenocarpus*, junto con especies de *Byrsonima*, son indicadoras clave de la adaptación a ciclos de inundación, mientras que el género *Xylopia* señala procesos sucesionales tempranos. Para los ecosistemas riparios y acuáticos, *Cecropia putumayonis* indica perturbación natural, las especies de *Ficus* señalan conectividad riparia, y *Campsiandra laurifolia* es indicadora de zonas de inundación periódica (capítulo 5.10).

En ecosistemas transformados y fragmentados, *Henriettea seemannii* y *Pachira nukakica* son indicadoras de procesos de regeneración, mientras que, en agroecosistemas de mosaico, *Bauhinia tarapotensis*, *Heliocarpus americanus* y *Cedrela* sp. caracterizan áreas en transición entre sistemas productivos y vegetación natural. En las sabanas estacionales, *Clusia schomburgkiana*, *Croton tessmannii* y *Pouteria gabrielensis* son indicadoras de adaptaciones a condiciones edáficas específicas, y en zonas transicionales transformadas, *Calycophyllum* cf. *spruceanum* y *Triplaris dugandii*, junto con especies cultivadas como *Carica papaya* y *Theobroma cacao*, indican la influencia antropogénica en estos ecosistemas (capítulo 5.10).

El muestreo aleatorio realizado garantiza la representatividad de todos los ecosistemas boscosos de la región. En consecuencia, los hallazgos obtenidos sustentan la alta variabilidad y complejidad ecológica de la región amazónica, a la vez que permiten el registro de diferentes tipos de bosque, estadíos sucesionales y condiciones de sitio, que permiten reforzar las conclusiones en los componentes de diversidad y composición.

En otras palabras, se evita el sesgo en la selección de sitios de “bosque majestuoso” (Phillips *et al.*, 2004), el cual conduce probablemente a sobreestimaciones sistemáticas del contenido de carbono en el bosque. En el caso particular de Colombia, donde se presenta una amplia variabilidad en las características estructurales de los bosques, el muestreo aleatorio con alta representatividad es fundamental para mejorar el conocimiento de la variabilidad espacial del carbono y poder visibilizar la importancia de los bosques de la Amazonía colombiana en el contexto del cambio climático.

La región amazónica colombiana representa el 66 % de la cobertura boscosa natural del país (Ideam y Minambiente, 2024). Los parámetros estructurales del bosque para árboles con *dap* igual o superior a 10 cm arrojan una densidad poblacional estimada de 640 ± 8 individuos por hectárea (capítulo 6.1.1), con un diámetro promedio cuadrático de 22,81 ± 0,13 cm, que alcanza una ocupación espacial expresada en área basal de

25,83 ± 0,30 m^2 por hectárea, aproximadamente (capítulo 6.3.1).

Considerando las existencias forestales, el bosque presenta un volumen para todos los hábitos evaluados de 402,07 ± 6,17 m^3 por hectárea, de los cuales, 394,16 ± 6,19 m^3 por hectárea corresponden a árboles, lo que representa unas existencias totales para la Amazonía colombiana de 15.622 ± 239 millones de m^3 (capítulo 7.1). El almacenamiento de biomasa aérea se estima en 272,81 ± 4,36 toneladas por hectárea, considerando en este caso individuos con *dap* igual o superior a 5 cm (capítulo 7.2).

Ecológicamente explicado, la correlación fuerte entre volumen y biomasa aérea indica que el bosque tiene una estructura consistente, y que posiblemente los bosques se encuentran en estadios avanzados de sucesión. La correlación moderada entre el diámetro cuadrático medio y el volumen sugieren una heterogeneidad y variabilidad en la estructura horizontal y vertical del bosque. Esto indica que hay árboles de diferentes tamaños, elemento característico de bosques saludables y positivo para la biodiversidad.

Al considerar la extensión de los bosques en la región amazónica colombiana (38.853.675 ha), se estima un total de 338.863 ± 5.128 millones de individuos arbóreos, que aportan una biomasa aérea total de 10,59 ± 0,16 Pg (incluyendo árboles, helechos y palmas con *dap* igual o superior a 5 cm). Los resultados del IFN, basados en 463 conglomerados muestreados en únicamente cobertura de bosque, indican que esta almacena 4,98 ± 0,7 Pg de carbono en su biomasa aérea, con un promedio de 128,22 ± 2,05 toneladas de carbono por hectárea. Adicionalmente, el carbono orgánico de suelos registra valores de 48,29 ± 2,64 toneladas de carbono por hectárea (capítulos 6 y 7). Algunos datos relevantes de los individuos encontrados en la región amazónica son los siguientes:

- El individuo con mayor altura registrada tiene 58,04 m, y pertenece al género *Hevea* spp (tabla 27).
- El individuo de mayor grosor (*dap*) tiene 182,15 cm, y pertenece a la especie *Terminalia grandis* (tabla 26).
- La especie con el mayor volumen acumulado es *Erisma japura*, con 337,07 millones de metros cúbicos (figura 69).
- La especie con mayor biomasa acumulada es *Eschweilera coriaceae*, con 229,87 millones de toneladas (figura 73).

La estructura horizontal y vertical del bosque amazónico está dominada por *Clathrotropis macrocarpa* en etapas tempranas, mientras que *Eschweilera coriacea* y otras especies como *Oenocarpus bataua* y *Micranda sprucei* aseguran la estabilidad en estratos superiores. La presencia de múltiples especies con roles específicos y estrategias refleja una alta diversidad funcional y diferentes nichos ecológicos dentro de la comunidad, esencial para la resiliencia del ecosistema ante disturbios naturales o antrópicos. Estos hallazgos resaltan la necesidad de enfoques de manejo que consideren tanto la regeneración como la conservación de bosques maduros.

Esta significativa contribución a las reservas nacionales de carbono se ve actualmente amenazada, ya que la región amazónica concentra aproximadamente el 50 % de la deforestación del país (Cabrera *et al.*, 2019), y se constituye como uno de los principales puntos críticos de deforestación. La cuantificación y espacialización de la pérdida de bosques en las diferentes regiones biogeográficas de Colombia resulta fundamental para evaluar el potencial nacional en la reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal, lo que evidencia la urgente necesidad de intensificar los esfuerzos de conservación en esta región estratégica.

Este documento presenta los primeros estimados del contenido total de carbono para los bosques naturales de la región biogeográfica amazónica. La escasez de estudios comparables, incluso a escala global (Dixon *et al.*, 1994; Pan *et al.*, 2011; Saatchi *et al.*, 2011) se debe princi-

palmente a la limitada disponibilidad de datos de campo para validar las estimaciones. La robustez de esta información, que incluye contenidos totales y por compartimientos del bosque, posiciona a Colombia como referente entre los países tropicales en el desarrollo de marcos de referencia para la implementación de proyectos orientados a la cuantificación, monitoreo y regulación de emisiones de GEI y sus impactos sobre el cambio climático.

El IFN de Colombia se establece como un instrumento fundamental para la gestión y monitoreo forestal, ya que proporciona datos sistemáticos y estadísticamente robustos que permiten cuantificar con precisión las reservas de carbono en los bosques del país, y facilitan así la toma de decisiones en la planificación forestal y la integración de los ecosistemas forestales en la contabilidad ambiental nacional.

La comprensión de la distribución espacial del carbono en los bosques naturales de la Amazonía, a través de muestreos probabilísticos estandarizados, es clave para establecer una línea base nacional que permita monitorear la respuesta de estos ecosistemas al cambio climático global, y destacar su rol fundamental en la regulación del ciclo del carbono y la mitigación del calentamiento global.

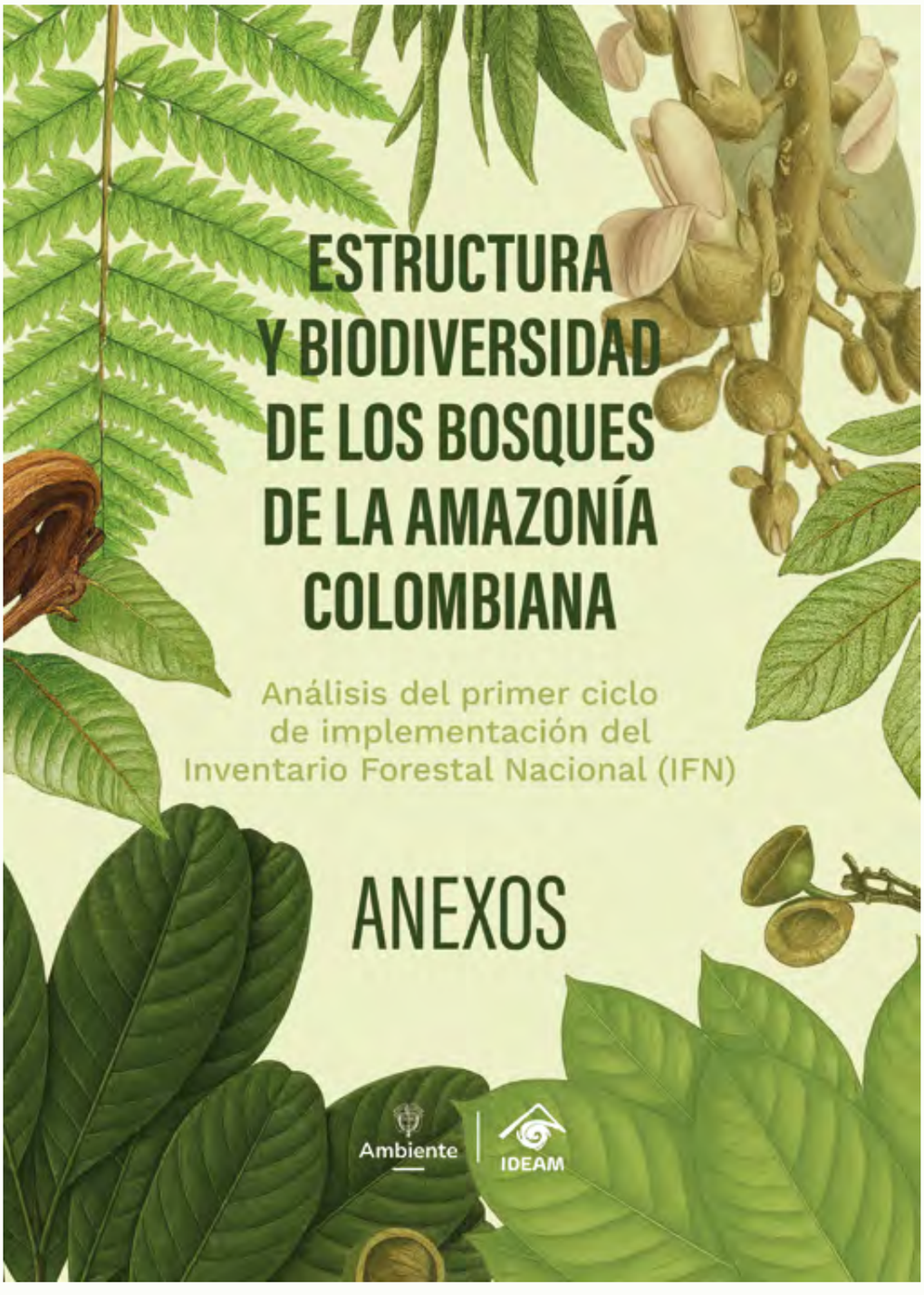




Anexos

Encuentra los anexos de esta publicación en el siguiente enlace:

https://www.ideam.gov.co/nuestra-entidad/ecosistemas-e-informacion-ambiental/sistema-nacional-de-informacion-forestal-ifn



Glosario

Abundancia: Corresponde al número de individuos de una especie dentro de un conglomerado, y se obtiene a través del diseño geoestadístico del IFN y la implementación del factor de corrección (FCOR) por categoría de tamaño.

Abundancia relativa: Representa el número de individuos de una especie en relación con el total de individuos de todas las especies en la comunidad.

Árboles muertos en pie (MP): Árboles que han muerto, pero permanecen en posición vertical, de modo que funcionan como hábitat para diversas especies.

Área basal (G): Área de la sección transversal del tronco de un árbol a 1,3 m del suelo, utilizada para medir la densidad y el volumen forestales.

Áreas anidadas: Zonas dentro de un área mayor, que se utilizan para análisis específicos, y permiten una organización jerárquica.

Áreas forestales: Regiones geográficas cubiertas por bosques, selvas o plantaciones, utilizadas para obtener recursos naturales.

Azimut: Ángulo horizontal medido desde el norte en el sentido de las agujas del reloj.

Biomasa aérea (AGB): Cantidad de masa seca contenida en la materia viva y que se encuentra por encima del suelo.

Biomasa subterránea (BRG): Cantidad de masa seca contenida en la materia viva y que se encuentra bajo el suelo.

Biometría forestal: Medición y análisis de las características biológicas y físicas de los bosques.

Bosque natural: Tierra ocupada principalmente por árboles, y que puede contener arbustos, palmas, guaduas, hierbas y lianas, en la que predominan una cobertura arbórea con una densidad mínima de dosel del 30 %, una altura mínima de dosel (*in situ*) de 5 m al momento de su identificación y un área mínima de 1 ha. Se excluyen las coberturas arbóreas de plantaciones forestales comerciales, cultivos de palma y árboles sembrados para la producción agropecuaria.

Carbono en biomasa aérea (CAGB): Carbono acumulado en la masa seca contenida en la materia viva que se encuentra por encima del suelo.

Carbono orgánico del suelo (COS): Carbono almacenado en la materia orgánica del suelo, crucial para la fertilidad y salud del suelo.

Coeficiente de variación (cve): Medida de la variabilidad relativa, calculada como la desviación estándar dividida por la media.

Composición florística: Distribución y abundancia de las especies de plantas en un ecosistema forestal.

Conglomerado: Unidad de muestreo conformada por 5 subparcelas circulares dispuestas en forma de cruz, de 15 m de radio cada una, con distancia de 80 m entre el centro de cada subparcela y el centro del conglomerado.

Dasometría: Ciencia del campo forestal que mide y estima las dimensiones y crecimiento de los árboles que conforman las masas forestales.

Degradación del bosque: Disminución de la capacidad del bosque para suministrar bienes y servicios.

Densidad aparente del suelo: Relación entre la masa del suelo seco y su volumen total, incluyendo poros, y expresada en g/cm^3.

Densidad de la madera: Relación entre la masa y el volumen de la madera, y expresada en kg/m^3.

Desviación estándar (se): Medida de la dispersión de los valores en torno a la media.

Detritos de madera sobre el suelo (DMS): Restos de madera en descomposición que se encuentran sobre la superficie del suelo.

Detritos de madera: Restos de madera en proceso de descomposición provenientes de árboles y plantas.

Detritos finos de madera (DFM): Restos de madera en proceso de descomposición provenientes de árboles con diámetro entre 2 y 20 cm.

Detritos gruesos de madera (DGM): Restos de madera en proceso de descomposición provenientes de árboles, con diámetro superior a 20 cm.

Diámetro a la altura del pecho (*dap*): Diámetro del fuste de un árbol medido a 1,3 m del suelo.
Distribución beta: Distribución de probabilidad continua definida en el intervalo [0, 1], parametrizada por dos parámetros de forma.

Diámetro cuadrático medio (Dq): Diámetro equivalente que representa la media cuadrática de los diámetros de todos los árboles. Se calcula a partir del área basal, ponderando cada diámetro por su contribución a esta. Se utiliza para homogenizar la estructura del bosque.

Distribución de densidad de una mezcla de dos normales: Modelo de mezcla finita que permite representar distribuciones asimétricas o bimodales mediante la combinación de dos normales.

Distribución de densidad de una mezcla de tres normales: Modelo de mezcla finita que permite representar distribuciones asimétricas o bimodales mediante la combinación de tres normales.

Distribución gaussiana: Distribución de probabilidad continua con forma de campana, simétrica respecto a la media.

Distribución de Weibull: Distribución de probabilidad continua, utilizada para modelar tiempos de vida y fallos, parametrizada por forma y escala.

Diversidad forestal: Variedad de especies y ecosistemas dentro de un bosque.

Dominancia relativa: Refleja el grado de control o influencia de una especie en la comunidad, generalmente vinculado a su área basal.

Ecosistemas: Conjunto formado por organismos y su entorno físico, los cuales interactúan como una unidad.

Error de muestreo: Diferencia entre una estadística muestral y el parámetro poblacional real.
Errores estándar: Medida de la variabilidad de una estadística muestral.

Especie: Es la unidad fundamental de la taxonomía y el máximo nivel de detalle o resolución taxonómica posible, y constituye la identidad biológica de un individuo. Son grupos de organismos genéticamente cohesivos que reflejan historia, rasgos y ecología compartidos, que se pueden reproducir entre sí y que están aislados reproductivamente de otros grupos.

Estructura forestal: Organización y distribución de los individuos vegetales de un bosque.

Estructura horizontal (EH): Medida que refleja el grado de abundancia o influencia de una especie dentro de los estratos horizontales, diferenciados por clasificación diamétrica (latizales, fustales y fustales grandes) de una comunidad vegetal.

Factor de corrección (FCOR): Factor que ajusta los datos de unidades de muestreo de áreas desiguales respecto a una base común, normalizando mediciones de parcelas de diferentes tamaños, eliminando sesgos por variabilidad espacial y asegurando consistencia en la estimación de parámetros.

Factores de emisión: Valores que representan la cantidad de contaminantes emitidos por unidad de actividad.

Factores de expansión: Coeficientes utilizados para convertir datos de muestra en estimaciones de población total.

Factor de reducción diamétrica (FRD): Coeficiente usado para ajustar el diámetro de los árboles en modelos de crecimiento.

Frecuencia relativa: Mide la distribución espacial de una especie, calculando en qué proporción de unidades muestrales (ej. conglomerados) está presente.

Funciones de probabilidad: Funciones matemáticas que describen la probabilidad de diferentes resultados en un experimento aleatorio.

Fustal grande: Individuos con un diámetro normal superior a 30 cm.

Fustal: Individuos con un diámetro normal entre 10 y 30 cm de diámetro.

Gases de efecto invernadero (GEI): Gases que absorben y emiten radiación infrarroja, y que contribuyen al calentamiento global.

Hábito: Son las formas de vida y crecimiento de las plantas, y son clasificaciones (filogenéticas o no) de especies que comparten combinaciones de rasgos morfológicos y reproductivos similares (por ejemplo, arbusto, árbol, palma y helecho arborescente). Representan grupos de plantas con estrategias ecológicas o evolutivas afines con relación a su entorno.

Helecho arbóreo: Planta que carece de flores, con rizoma vertical (tallo) que eleva las frondas por encima del suelo.

Imputación: Sustitución de valores faltantes en un conjunto de datos.

Índice de esbeltez (h/*dap*): Relación entre la altura y el diámetro de un árbol.

Índice de Evenness (e^H/S): Medida de la uniformidad en la distribución de especies, derivada de la relación entre el índice de Shannon (H) y el número total de especies (S).

Índice de importancia ampliado (IIA): Es una adaptación del índice de valor de importancia (IVI) clásico, que busca integrar variables adicionales para evaluar la relevancia ecológica, funcional o socioambiental de las especies en un ecosistema.

Índice de valor de importancia (IVI): Índice que combina la abundancia relativa, la frecuencia relativa y la dominancia relativa de una especie para evaluar su relevancia o peso ecológico.

Latizal: Individuos con un diámetro normal entre 2,5 y 10 cm de diámetro.

Limpieza de datos: Proceso de detectar y corregir errores en un conjunto de datos.

Lineamientos nacionales: Directrices establecidas por un gobierno para guiar políticas y acciones en diversos sectores.

Matriz de correlación: Matriz con correlaciones entre -1 (correlación inversa) y 1 (correlación directa), que refleja interdependencias entre variables estandarizadas. Los valores cercanos a 0 denotan ausencia de correlación lineal.

Marco geoestadístico (MGE): Instrumento de planificación del muestreo y operativo de campo del IFN.

Método de coordinado negativo: Técnica de muestreo que selecciona elementos con probabilidades inversas a su inclusión previa.

Monitoreo de bosques: Seguimiento sistemático de las dinámicas de los bosques usando tecnologías como la teledetección.

Morfoespecie: Es una especie sin total certeza taxonómica de su determinación y a la cual no se le puede asignar una clasificación por falta de elementos técnicos para la asignación de un nombre científico.

Muestreo aleatorio simple de conglomerados (MASC): Técnica de muestreo que selecciona aleatoriamente grupos completos de una población.

Muestreo probabilístico: Método de muestreo donde cada elemento de la población tiene una probabilidad conocida y no nula de ser seleccionado.

Necromasa: Materia orgánica muerta en un ecosistema, como árboles caídos, ramas y hojas.

Nivel de confianza: Probabilidad de que un intervalo contenga el parámetro poblacional verdadero.

Niveles de incertidumbre: Medida de la variabilidad o falta de certeza en estimaciones o predicciones.

Niveles de referencia forestal: Puntos de referencia para evaluar la reducción de emisiones de deforestación y degradación forestal.

Número de individuos por hectárea (ind. ha^{-1}): medida que representa la densidad de ocupación de un bosque.

Pesos específicos: Importancia o relevancia asignada a un dato o grupo de datos dentro de un conjunto más grande.

Plataforma de captura: Sistema o aplicación para la recolección y gestión de datos.

Posestratificación: Diseño de muestreo que considera particiones poblacionales *a posteriori* del levantamiento.

Índice de posición sociológica (IPS): Índice que refleja el grado de dominancia o influencia de una especie dentro de los estratos verticales de una comunidad vegetal.

Programa R: Software libre para análisis estadístico y gráficos.

Punto de observación de la medida (POM): Ubicación específica donde se realiza la medición del diámetro de un árbol.

Raíz del error cuadrático medio (RMSE): Es la diferencia entre valores predichos y observados.

Recursos boscosos: Bienes y servicios proporcionados por los bosques.

Región biogeográfica: Área geográfica con condiciones ambientales y especies biológicas similares.

Registro florístico: Son las múltiples ocurrencias de una especie en la base de datos del IFN y se deriva de la presencia de un taxón en los diferentes conglomerados.

Registro: Son las múltiples ocurrencias de una especie en la base de datos del IFN, y se derivan de la presencia de un taxón en los diferentes conglomerados.

Subparcelas: Divisiones más pequeñas dentro de una parcela para estudios detallados.

Sumideros forestales de carbono: Bosques que absorben más carbono del que emiten.

Tamaño de muestra: Número de observaciones o individuos en una muestra estadística.

Taxón/taxa: Grupo de organismos emparentados que se agrupan en una clasificación taxonómica; en este sentido, un taxón se define como el grupo taxonómico de cualquier categoría o rango (dominio, reino, filo o división, clase, orden, familia, género, especie) que incluye a determinado individuo.

Tocones muertos (TM): Parte del tronco de un árbol muerto que queda unida a la raíz.

Transectos: Líneas rectas a lo largo de las cuales se realizan observaciones o mediciones.

Varianza: Medida de la dispersión de un conjunto de datos.

Volumen: En los estudios de inventarios forestales nacionales, el volumen es una métrica fundamental que se utiliza para cuantificar la cantidad de madera presente en los bosques.

Listado de signos, símbolos y abreviaturas

AEG: agroecosistema ganadero

AF: alimento para animales

AGB: biomasa aérea

AMCP: agroecosistema de mosaico de pastos

AMCPEN: agroecosistema de mosaico de pastos y espacios naturales

BBH: bosque basal húmedo

BFPC: bosque fragmentado con pastos y cultivos

BFVS: bosque fragmentado con vegetación secundaria

BGBH: bosque inundable basal

BGIB: bosque de galería inundable basal

BIB: bosque inundable basal

BRG: biomasa subterránea

Ar: arena

Arc: arcilla

C: carbono

Ca: calcio

CAGB: carbono en la biomasa aérea

cm: centímetros (unidad de los diámetros normal y cuadrático medio)

COS: carbono orgánico del suelo

CR: en peligro crítico

CRS: complejos rocosos de serranías

cve: coeficiente de variación

***dap*:** diámetro a la altura del pecho

dens.: densidad aparente del suelo

DFM: detritos finos de madera

DGM: detritos gruesos de madera

DGMS: detritos gruesos caídos sobre el suelo

Dq: diámetro cuadrático medio

EU: usos ambientales

EN: en peligro

EX: extinta

f: factor de forma

F: fustales

FCOR: factor de corrección

FG: fustales grandes

FU: combustibles

GS: fuentes genéticas

H: altura

ha: hectárea (1.000 m^2)

HF: alimento para humanos

IAC: índice de criterio de Akaike

id.: identificación

IF: alimento para invertebrados

IIA: índice de importancia ampliado

Ind. ha^{-1}: individuos por hectárea

Ind. m^{-2}: individuos por metro cuadrado

IPS: índice de posición sociológica

IVI: índice de valor de importancia

k: valores obtenidos para cada individuo por categoría de tamaño

K: 1) potasio; 2) valores obtenidos de la estimación del atributo estructural de interés en cada subparcela y conglomerado

kg: kilogramo

L: latizales

MA: materiales

ME: medicinal

Mg: magnesio

m^2 ha^{-1}: metros cuadrados por hectárea (unidad del área basal)

m^3 ha^{-1}: metros cúbicos por hectárea (unidad del volumen)

máx.: máximo

mín.: mínimo

Mg ha^{-1}: megagramos por hectárea (tonelada métrica por hectárea)

Mg de C ha^{-1}: megagramos de carbono por hectárea

m s. n. m.: metros sobre el nivel del mar

NR: no registra uso

P: fósforo

Pg: petagramos (1015 gramos)

pH: grado de acidez o alcalinidad de una solución acuosa

PO: venenos

R^2: coeficiente de determinación

RAB: río de aguas blancas

RMSE: raíz del error cuadrático medio.

RAN: río de aguas negras

SE: sabana estacional

se: desviación estándar

SU: usos sociales

Tox: índice de toxicidad del aluminio

TT: transicional transformado

V: volumen

VF: valor fitosociológico

VS: vegetación secundaria

VU: vulnerable

< : menor que. En este informe, léase también “inferior a”

≤ : menor o igual que. En este informe, léase también “igual o inferior a”

> : mayor que. En este informe, léase también “superior a”

≥ : mayor o igual que. En este informe, léase también “igual o superior a”

Listado de siglas y acrónimos

ACC: Programa de Aseguramiento y Control de la Calidad

ACH: Asociación Colombiana de Herbarios

ANLA: Autoridad Nacional de Licencias Ambientales

BC: brigadas de campo

BCC: brigada forestal de control de calidad

BID: Banco Interamericano de Desarrollo

CAR: Corporaciones Autónomas Regionales

CDA: Corporación para el Desarrollo Sostenible para el Norte y Oriente Amazónico

Cites: Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres

CMUCC: Convención Marco de la Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

COAH: Herbario Amazónico Colombiano Dairon Cárdenas López

Cormacarena: Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena

COP: Conferencia de las Partes

Cornare: Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare

Corpoamazonía: Coporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonía

Corporinoquía: Corporación Autónoma Regional de la Orinoquía

DANE: Departamento Administrativo Nacional de Estadística

DTD: detecciones tempranas de deforestación

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

FRIED: herramienta de planificación y diseño del Servicio Forestal de Estados Unidos, empleada en la planificación del IFN colombiano

GIZ: Sociedad Alemana para la Cooperación Internacional

GBIF: Sistema Global de Información sobre Biodiversidad

GPS: sistemas de posicionamiento global

FMB: Herbario Federico Medem de Bogotá

IAvH: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Ideam: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios ambientales

IGAC: Instituto Geográfico Agustín Codazzi

IFN: Inventario Forestal Nacional de Colombia

IPCC: Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático

Minambiente: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia

NAD: Núcleos Activos de Deforestación

PGN: presupuesto general de la nación

PNN: Parques Nacionales Naturales de Colombia

REDD+: Pagos por Resultados de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal

REM: Programa Global REDD Early Movers

RNN: Reserva Nacional Natural de Colombia

SIB: Sistema de Información Sobre Biodiversidad de Colombia

SINA: Sistema Nacional Ambiental de Colombia

Sinchi: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas

SMByC: Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono en Colombia

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

UNAL: Universidad Nacional de Colombia

WWF: Fondo Mundial para la Naturaleza

ZCI: zona de convergencia intertropical

Listado de figuras

Figura 1. Unidades de muestreo del IFN (conglomerados) 27

Figura 2. Unidades de observación del IFN (subparcelas) 28

Figura 3. Causas de la no implementación de algunos puntos en la región de la Amazonía 38

Figura 4. Mapa de distribución de los conglomerados del primer ciclo de implementación del IFN en la región de la Amazonía colombiana 39

Figura 5. Los 10 taxones más abundantes por familia, género y especie, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 71

Figura 6. Distribución del número de especies por conglomerado, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 73

Figura 7. Fotografía de herbario de la especie *Clathrotropis macrocarpa Ducke* (Cabari macrocarpa [Ducke] Gregório y D. B. O. S. Cardoso) 81

Figura 8. Fotografía de herbario de la especie *Sagotia heterocalyx (Secco) Secco*, O. L. M. Silva y Cordeiro) 83

Figura 9. Fotografía de herbario de la especie *Pseudosenefeldera inclinata (*Müll. Arg.) Esser 85

Figura 10. Fotografía de herbario de la especie *Amphirrhox longifolia* (A. St.-Hil.) Spreng 87

Figura 11. Fotografía de herbario de la especie *Iryanthera hostmannii* (Benth.) Warb 89

Figura 12. Porcentaje de determinación taxonómica de las especies y morfoespecies, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 91

Figura 13. Distribución del número de registros por conglomerado de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 92

Figura 14. Hábito por categoría de tamaño .. 99

Figura 15. Las 10 especies endémicas de mayor y menor abundancia, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 101

Figura 16. Disribución de presencia para las cinco especies endémicas con mayor abundancia, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 103

Figura 17. Distribución de presencia para las 5 especies endémicas con menor abundancia, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 104

Figura 18. Especies raras, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 105

Figura 19. Cinco especies de mayor abundancia amenazadas, según las categorías de amenaza global de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 115

Figura 20. 5 especies de menor abundancia amenazadas, según las categorías de amenaza global de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 116

Figura 21. Abundancia relativa de especies, según las restricciones del “Apéndice II” de la Cites para todas las categorías de tamaño y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 119

Figura 22. Abundancia de especies amenazadas, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 121

Figura 23. Distribución de las especies amenazadas, por conglomerado, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 122

Figura 24. Distribución de las especies vedadas por alguna CAR, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 127

Figura 25. Distribución de las especies vedadas en jurisdicción de las CAR con presencia en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN 130

Figura 26. Número de taxones por categoría taxonómica para los NAD en la región de la Amazonía 133

Figura 27. Número de especies endémicas, amenazadas/con restricciones y vedadas en cada NAD 135

Figura 28. Curvas obtenidas a partir de los estimadores de riqueza calculados con el *software* EstimateS, versión 9.1.0, para la comunidad de especies forestales registradas en el levantamiento del IFN en la Amazonía colombiana 141

Figura 29. Valores del índice de riqueza forestal en la región de la Amazonía 143

Figura 30. Valores del índice de Simpson en la región de la Amazonía 144

Figura 31. Valores del índice de Shannon en la región de la Amazonía 145

Figura 32. Valores del índice de Berger-Parker en la región de la Amazonía 146

Figura 33. Valores del índice de Evenness en la región de la Amazonía 147

Figura 34. Gráfico de dispersión de los índices ecológicos de la Amazonía colombiana 148

Figura 35. Presencia de ecosistemas boscosos en la región de la Amazonía colombiana 151

Figura 36. Valores del índice de diversidad por cada ecosistema evaluado en el marco del IFN en la región de la Amazonía colombiana 156

Figura 37. Dendrograma de similaridad de Jaccard por ecosistema 159

Figura 38. Mapa de tipo de ecosistemas evaluados con el IFN en la Amazonía colombiana 160

Figura 39. Mapa de especies indicadoras para los ecosistemas de interés en la región de la Amazonía colombiana 166

Figura 40. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm por hectárea en los bosques de la Amazonía bajo una curva de densidad de mezcla de 3 normales 181

Figura 41. Número de individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm por hectárea, registrados en los conglomerados del IFN en bosques naturales de la región de la Amazonía 182

Figura 42. Gráfico poblacional por clases diamétricas. Distribución de J invertida de los bosques de la Amazonía (*dap* ≥ 2,5 cm) 183

Figura 43. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm (latizales) por hectárea en los bosques de la Amazonía 184

Figura 44. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía 185

Figura 45. Distribución del número de individuos con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía 186

Figura 46. Matriz de correlación del número de individuos por hectárea (ind.) con respecto a la longitud oeste, el diámetro cuadrático medio (Dq), el área basal (G) y la biomasa aérea (AGB) 187

Figura 47. Distribución del diámetro cuadrático medio por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm en la región de la Amazonía bajo una distribución de mezcla de 2 normales 188

Figura 48. Diámetro cuadrático medio por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023), en bosques naturales en la región de la Amazonía 189

Figura 49. Distribución del diámetro cuadrático medio (cm) con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía 190

Figura 50. Distribución del diámetro cuadrático medio (cm) con un *dap* ≥ 30 cm (fustales grandes) por hectárea en los bosques de la Amazonía 191

Figura 51. Matriz de correlaciones del diámetro cuadrático medio (Dq) con respecto a la longitud oeste, el número de individuos por hectárea (ind.), el área basal (G), el volumen (V) y la biomasa aérea (AGB) 192

Figura 52. Distribución del área basal por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, bajo una distribución de mezcla de 2 normales, en la región de la Amazonía 193

Figura 53. Área basal por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, registrada en bosques naturales de la región de la Amazonía en el IFN (2015-2023) 194

Figura 54. Distribución del área basal (m^2 ha^{-1}) con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía 195

Figura 55. Distribución del área basal (m^2 ha^{-1}) con un *dap* ≥ 10 cm y < 30 cm (fustales) por hectárea en los bosques de la Amazonía 196

Figura 56. Matriz de correlación del área basal (G) con respecto a la latitud, el número de individuos por hectárea (ind.), el diámetro cuadrático medio (Dq), el volumen (V) y la biomasa aérea (AGB) 197

Figura 57. Distribución diamétrica de los árboles de la región de la Amazonía 198

Figura 58. Distribución diamétrica de los individuos (helechos) con un *dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm (latizales) de la región de la Amazonía 198

Figura 59. Distribución diamétrica de las palmas de la región de la Amazonía 199

Figura 60. Distribución en altura de los árboles de la región de la Amazonía 200

Figura 61. Distribución en altura de los individuos (helechos) con un *dap* ≥ 2,5 cm y < 10 cm (latizales) de la región de la Amazonía 200

Figura 62. Distribución en altura de las palmas de la región de la Amazonía 201

Figura 63. Relación del diámetro (cm) y la altura (m) para el estrato de bosque diferenciado por hábito de crecimiento en la región de la Amazonía 204

Figura 64. Especies de árboles de mayor estructura horizontal relativa (%) para el estrato de bosque en la región de la Amazonía 206

Figura 65. Especies de palmas de mayor estructura horizontal relativa (%) para el estrato de bosque en la región de la Amazonía 206

Figura 66. Especies de mayor índice de valor de importancia para individuos con un *dap* ≥ 2,5 cm del estrato de bosque en la región de la Amazonía 208

Figura 67. Especies de mayor índice de importancia ampliado para el estrato de bosque en la región de la Amazonía 213

Figura 68. Distribución del volumen por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, bajo una distribución de mezcla de dos normales, en la región de la Amazonía 222

Figura 69. Especies de diámetro ≥ 10 cm con mayor cantidad de existencias maderables (millones de m^3) en la cobertura de bosques en la región de la Amazonía 223

Figura 70. Volumen por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 10 cm, registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023) en bosques naturales en la región de la Amazonía 224

Figura 71. Matriz de correlación del volumen (V) con respecto a la longitud oeste, el diámetro cuadrático medio (Dq), el área basal (G) y la biomasa aérea (AGB) 225

Figura 72. Distribución de la biomasa aérea por hectárea de individuos con un *dap* ≥ 5 cm en la región de la Amazonía bajo una distribución de Weibull 229

Figura 73. Especies de diámetro ≥ 10 cm con mayor cantidad de existencias en biomasa aérea (millones de toneladas) en la cobertura de bosques en la región de la Amazonía 230

Figura 74. Cantidad de biomasa aérea por hectárea de individuos con un *dap* > 5 cm, registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023) en bosques naturales en la región de la Amazonía 231

Figura 75. Matriz de correlaciones del carbono presente en la biomasa aérea (CAGB) con respecto al diámetro cuadrático medio (Dq), el área basal (G) y el volumen (V) 234

Figura 76. Matriz de correlaciones del carbono presente en la biomasa aérea (CAGB) con respecto al diámetro cuadrático medio (Dq), el volumen (V), la arena (Ar), el fósforo (P) y el calcio (Ca) 235

Figura 77. Distribución del carbono orgánico del suelo por hectárea en la región de la Amazonía bajo una distribución de Weibull 239

Figura 78. Cantidad de carbono orgánico del suelo por hectárea registrado en los conglomerados del IFN (2015-2023) en bosques naturales en la región de la Amazonía 240

Figura 79. Matriz de correlaciones del porcentaje de carbono presente en la materia orgánica del suelo (C) con respecto al diámetro cuadrático medio (Dq), la arcilla (Arc), la densidad aparente del suelo (dens), el pH, el fósforo (P), el magnesio (Mg), el potasio (K) y el índice de toxicidad del aluminio (Tox) 241

Figura 80. Distribución de conglomerados del IFN en asentamientos humanos en la región de la Amazonía 247

Figura 81. Número de las especies de mayor interés (mayor y menor IVI, mayor volumen, endémicas, amenazadas, con restricciones y vedadas) por número de usos de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 249

Figura 82. Porcentaje de especies usadas de mayor interés (sobre el total evaluadas) por tipo de uso, a partir de los resultados del IFN para la región de la Amazonía 250

Figura 83. Número de especies de mayor interés por tipo de uso para cada una de las categorías priorizadas 251

Listado de tablas

Tabla 1. Criterios empleados para la validación de datos biométricos 41

Tabla 2. Superficie en hectáreas de bosque, no bosque y sin información en la región de la Amazonía 44

Tabla 3. Parámetros del modelo de Weibull por hábito de crecimiento 46

Tabla 4. Listados de entrada para herramienta automatizada 47

Tabla 5. Listado de los principales indicadores generados en el IFN 54

Tabla 6. Riqueza por categoría taxonómica, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 70

Tabla 7. Nivel de determinación taxonómica de los taxones, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 90

Tabla 8. Particularidades taxonómicas reportadas por los herbarios, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 94

Tabla 9. Registros, especies y abundancias por hábito, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 99

Tabla 10. Registros, especies y abundancias de las especies endémicas, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 101

Tabla 11. Número de registros, individuos y especies amenazadas, según los criterios globales de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 114

Tabla 12. Número de registros, individuos y especies con restricciones, según los criterios de la Cites y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 118

Tabla 13. Número de registros, individuos y especies por categoría de amenaza, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 120

Tabla 14. Especies amenazadas, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 120

Tabla 15. Distribución de las especies amenazadas, por conglomerado, según la Resolución 0126 de 2024 del Minambiente y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 123

Tabla 16. Especies vedadas por alguna corporación con jurisdicción en la región, de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 126

Tabla 17. Especies vedadas en jurisdicción de las corporaciones con presencia en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN 129

Tabla 18. Registros, especies y abundancias en los NAD en la región de la Amazonía 132

Tabla 19. Completitud de muestreo en la implementación de conglomerados del IFN en la región de la Amazonía 140

Tabla 20. Distribución de conglomerados en los diferentes ecosistemas de la región de la Amazonía de Colombia 152

Tabla 21. Valores de los índices de diversidad por cada tipo de ecosistema evaluado en el marco del IFN de Colombia 154

Tabla 22. Matriz de similaridad de Jaccard por tipo de ecosistema 158

Tabla 23. Análisis de especies indicadoras para los tipos de ecosistemas de la región de la Amazonía colombiana 171

Tabla 24. Número total acumulado de individuos, clasificados según el hábito de crecimiento y el tamaño diamétrico, en bosques de la Amazonía 183

Tabla 25. Índice de esbeltez (h/*dap*) por hábito de crecimiento 202

Tabla 26. Árboles registrados en el IFN con mayor diámetro normal (en orden descendente) en los bosques de la Amazonía 203

Tabla 27. Árboles registrados en el IFN con mayor altura total (en orden descendente) en los bosques de la Amazonía 203

Tabla 28. Indicadores para las especies de mayor peso ecológico 208

Tabla 29. Índice de posición sociológica para las veinte primeras especies forestales de la Amazonía colombiana en cobertura de bosque 214

Tabla 30. Volumen por hábito de crecimiento por hectárea y volumen total de individuos con un *dap* ≥ 10 cm 221

Tabla 31. Cantidad de madera acumulada por hectárea, reportada por los países de la cuenca hidrográfica del río Amazonas 222

Tabla 32. Biomasa acumulada en los componentes aéreo (AGB), subterráneo (BRG) y biomasa total de individuos con un *dap* ≥ 5 cm 227

Tabla 33. Biomasa acumulada en el componente aéreo, reportada tanto en los inventarios forestales nacionales de países de la franja intertropical (Ramírez *et al.*, 2021) como en los informes de evaluación de los recursos forestales mundiales de 2020 (FAO, 2021) 228

Tabla 34. Carbono acumulado en los componentes aéreo (AGB), subterráneo (BRG) y total de individuos con un *dap* ≥ 5 cm 233

Tabla 35. Carbono acumulado en el componente de detritos finos de madera (DFM) y detritos gruesos de madera (DGM) 237

Tabla 36. Estimación del porcentaje y la cantidad de carbono orgánico del suelo en la cobertura de bosque natural en los primeros 30 cm de suelo 239

Tabla 37. Número de especies de mayor interés por tipo de uso para cada una de las categorías priorizadas 251

Tabla 38. Tipo de uso para las especies amenazadas, según los criterios globales de la UICN y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 252

Tabla 39. Tipo de uso de las especies con restricciones, según la Cites y de acuerdo con los resultados del IFN para la región de la Amazonía 255

Tabla 40. Tipo de uso de las especies amenazadas, según la Resolución 0126 de 2024 (Minambiente) y de acuerdo con los resultados 256

Tabla 41. Tipo de uso de las especies con vedas regionales o nacionales en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN 257

Tabla 42. Tipo de uso de las especies endémicas en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN 258

Tabla 43. Tipo de uso de las especies de mayor índice de valor de importancia ecológico en la región de la Amazonía y de acuerdo con los resultados del IFN 261

Tabla 44. Tipo de uso de las especies de menor índice de valor de importancia ecológico en la región de la Amazonía, de acuerdo con los resultados del IFN 263

Tabla 45. Tipo de uso de las especies de mayor volumen en la región de la Amazoníam de acuerdo con los resultados del IFN 264

Bibliografía

Abd El-Ghani, M., Hosni, H., Shamso, E. y Ellmouni, F. (2024). New perspectives, additions, and amendments to plant endemism in a North African flora. *Botanical Studies, 65*(1). https://doi.org/10.1186/s40529-024-00428-w

Acevedo-Rodríguez, P. (1990). The occurrence of piscicides and stupefactants in the plant kingdom. *Advances in Economic Botany, 8*, 1-23. https://www.jstor.org/stable/43927563

Acero-Murcia, A., Almario, L. J., García, J., Defler, T. R. y López, R. (2018). Diet of the Caquetá titi (*Plecturocebus caquetensis*) in a disturbed forest fragment in Caquetá, Colombia. *Primate Conservation, 32*, 17-24.

Ackerly, D. D., Rankin-De-Meronaf, J. M. y Rodrigues, W. A. (1990). Tree densities and sex ratios in breeding populations of dioecious Central Amazonian Myristicaceae. *Journal of Tropical Ecology, 6*(2), 177-190.

Adeney, J. M., Christensen, N. L., Vicentini, A. y Cohn-Haft, M. (2016). White-sand ecosystems in Amazonia. *Biotropica, 48*(1), 7-23. https://doi.org/10.1111/btp.12293

Adrianzén, M. U. (2015). Aporte de biomasa aérea de las especies arbóreas de la familia Myristicaceae en los bosques amazónicos del Perú. *Revista de Biología Tropical, 63*(1), 1-13.

Agudelo, E., Alonso, J. C. y Moya, L. A. (eds.). (2006). *Perspectivas para el ordenamiento de la pesca y la acuicultura en el área de integración fronteriza colombo-peruana del río Putumayo*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi) e Instituto Nacional de Desarrollo (Inade).

Del Águila-Cachique, H. K. J., Ramos-Rodríguez, M. C., Angulo-Pérez, N. C., Caballero-Dulce, Y. E., Pérez-Peña, P. E. y Tirado-Herrera, E. R. (2020). Estado poblacional de primates en la cuenca alta y baja del Putumayo, al norte de la Amazonía peruana. *Folia Amazónica, 29*(1), 143-159. https://doi.org/10.24841/fa.v29i1.520

Alcaldía de Cali. (2021). *Las vedas protegen las especies de flora vulnerables del territorio*. https://www.cali.gov.co/dagma/publicaciones/165969/las-vedas-protegen-las-especies-de-flora-vulnerables-del-territorio/

Alonso, J. Á., Metz, M. R. y Fine, P. V. A. (2013). Habitat specialization by birds in Western Amazonian white-sand forests. *Biotropica, 45*(3), 365-372. https://doi.org/10.1111/btp.12020

Álvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., de las Salas, G., del Valle, I., Lema, A., Moreno, F., Orrego, S. y Rodríguez, L. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management, 267*, 297-308.

Amaral, M., Lima, A., Higuchi, F., Santos, J. y Higuchi, N. (2019). Dynamics of tropical forest twenty-five years after experimental logging in Central Amazon mature forest. *Forests, 10*(2), 89. https://doi.org/10.3390/f10020089

Anaya, J. A., Chuvieco, E. y Palacios-Orueta, A. (2009). Aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach. *Forest Ecology and Management, 257*, 1237-1246.

Aquino, R. y Bodmer, R. E. (2004). Plantas útiles en la alimentación de primates en la cuenca del río Samiria, Amazonia peruana. *Neotropical Primates, 12*(1), 1-6. https://doi.org/10.62015/np.2004.v12.560

Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Metcalfe, D. B., Silva-Espejo, J. E., Jiménez, E., Navarrete, D., Almeida, S., Costa, A. C. L., Salinas, N., Phillips, O. L., Anderson, L. O., Álvarez, E., Baker, T. R., Goncalves, P. H., Huamán-Ovalle, J., Mamani-Solórzano, M., Meir, P., Monteagudo, A., Patiño, S., Peñuela, M. C., Prieto, A., Quesada, C. A., Rozas-Dávila, A., Rudas, A., Silva Jr, J. A. y Vásquez, R. (2009). Above — and below— ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences, 6*(11), 2759-2778. https://doi.org/10.5194/bg-6-2759-2009

Arellano-Peña, H., Cárdenas-López, D., Stropp, J., Castaño-Arboleda, N., Romero-González, G., Castro-Lima, F., Lozano, A., Montilla, M. C., Ter Steege, H. y Aymard-Corredor, G. A. (2023). The forests of the upper Rio Negro (North-Western Amazon) and adjacent south-western Orinoco basins: A phytosociological classification. En T. W. Henkel y M. M. S. S. Pelissier (eds.), *Phytosociology of the Neotropics* (pp. 55-109). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-20799-0_3

Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N. y Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980-2010). *Global Environmental Change, 46*, 139-147.

Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., Norden, N., Santos, B. A., Leal, I. R. y Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews, 92*(1), 326-340. https://doi.org/10.1111/brv.12231

Ayala, L., Jiménez, D., Chinquero, M. y Herrera, X. (2021). Inventario Forestal Nacional del Ecuador. En C. Ramírez, I. Alberdi, C. Bahamondez y J. Freitas (coords.), *Inventarios forestales nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal* (pp. 111-128). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Baccini, A., Goetz, S. J., Walker, W. S., Laporte, N. T., Sun, M., Sulla-Menashe, D. y Samanta, S. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change, 2*, 182-185. https://doi.org/10.1038/nclimate1354

Baker, T. R. y Chao, K. J. (2011). *Manual para mediciones de detritus de madera gruesa en parcelas Rainfor*. Universidad de Leeds.

Baker, T. R., Phillips, O. L., Martin, A. J., van der Heijden, G. M. F., García, M. y Silva, J. A. (2007). Low stocks of coarse woody debris in a southwest Amazonian forest. *Oecologia, 152*(3), 495-504. https://doi.org/10.1007/s00442-007-0667-5

Balslev, H., Copete, J.-C., Pedersen, D., Bernal, R., Galeano, G., Duque, Á., Berrio, J. C. y Sánchez, M. (2017). Palm diversity and abundance in the Colombian Amazon. En R. W. Myster (ed.), *Forest structure, function and dynamics in Western Amazonia* (pp. 109-126). John Wiley y Sons.

Baraloto, C., Morneau, F., Bonal, D., Blanc, L. y Ferry, B. (2007). Seasonal water stress tolerance and habitat associations within four neotropical tree genera. *Ecology, 88*(2), 478-489. 10.1890/0012-9658(2007)88[478:swstah]2.0.co;2

Barbosa, P., Herrera, F., Goeking, S., Nieto, V., Peña, M. y Ortiz, S. (2014). *Manual de control de calidad del Inventario Forestal Nacional (IFN)*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

Bardon, L., Chamagne, J., Dexter, K. G., Sothers, C. A., Prance, G. T. y Chave, J. (2013). Origin and evolution of Chrysobalanaceae: Insights into the evolution of plants in the Neotropics. *Botanical Journal of the Linnean Society, 171*(1), 19-37. https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2012.01289.x

Barnett, A. A., Boyle, S. A., Pinto, L. P., Lourenço, W. C., Almeida, T., Silva, W. S., Ronchi-Teles, B., Bezerra, B. M., Ross, C., MacLarnon, A. y Spironello, W. R. (2012). Primary seed dispersal by three Neotropical seed-predating primates (*Cacajao melanocephalus ouakary*, *Chiropotes chiropotes* and *Chiropotes albinasus*). *Journal of Tropical Ecology, 28*(6), 543-555. https://doi.org/10.1017/S0266467412000600

Barona, E., Ramankutty, N., Hyman, G. y Coomes, O. T. (2010). The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters, 5*(2), 024002.

Barreto Silva, J. S., Duque Montoya, Á. J., Cárdenas López, D. y Moreno Hurtado, F. H. (2010). Variación florística de especies arbóreas a escala local en un bosque de tierra firme en la Amazonia colombiana. *Acta Amazónica, 40*(1), 179-188. https://www.scielo.br/j/aa/a/DBnRQ634sVhTv73Jfxn9PXy/?format=pdf&lang=es

Barreto Silva, J. S., Rojas, L. M., Barrera, G. J. y Montero, I. (2023). *Especies maderables y no maderables del bosque amazónico II: Municipio de Piamonte, Departamento del Cauca, Colombia*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi).

Beech, E., Rivers, M., Oldfield, S. y Smith, P. P. (2017). GlobalTreeSearch: The first complete global database of tree species and country distributions. *Journal of Sustainable Forestry, 36*(5), 454-489. https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1310049

Beltrán Zapata, G. D. (2015). *Conocimiento tradicional y los modos de transmisión de saberes alrededor de las plantas medicinales en la comunidad de Macaquiño (zona Aatiam, territorio del Vaupés)* [tesis de maestría]. Universidad Nacional de Colombia.

Benbi, D. K., Boparai, A. K. y Brar, K. (2014). Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry, 70*, 183-192. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.032

Bennett, B. C. y Alarcón, R. (1994). *Osteophloeum platyspermum* and *Virola duckei* (Myristicaceae): Newly reported as hallucinogens from Amazonian Ecuador. *Economic Botany, 48*(2), 152-158.

Berger, A., Gschwantner, T., McRoberts, R. E. y Schadauer, K. (2014). Effects of measurement errors on individual tree stem volume estimates for the Austrian National Forest Inventory. *Forest Science, 60*(1), 14-23.

Berger, W. H. y Parker, F. L. (1970). Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science, 168*(3937), 1345-1347. https://doi.org/10.1126/science.168.3937.1345

Bernal, R., Gradstein, S. R. y Celis, M. (2016). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Volúmenes I y II.* Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia (UNAL). https://www.researchgate.net/publication/328415051

Berry, P. E. y Huber, H. (1995). The Guianan Highlands: A distinct tropical biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation, 4*(5), 443-463.

Berry, P. E., Hipp, A. L., Wurdack, K. J., van Ee, B. y Riina, R. (2005). Molecular phylogenetics of the giant genus *Croton* and tribe Crotoneae (Euphorbiaceae sensu stricto) using ITS and trnL-trnF DNA sequence data. *American Journal of Botany, 92*(9), 1520-1534. https://doi.org/10.3732/ajb.92.9.1520

Bhutia, P. L., Gupta, B., Yadav, R. P., Bhutia, K. G., Yadav, D. y Langlentombi, L. C. (2024). Floristic composition and phytosociology of various forage-based land-use systems in the Himalayas over an altitudinal gradient. *Range Management and Agroforestry, 45*(1), 1-11. https://doi.org/10.59515/rma.2024.v45.i1.01

Binelli, G., Montaigne, W., Sabatier, D., Scotti-Saintagne, C. y Scotti, I. (2020). Discrepancies between genetic and ecological divergence patterns suggest a complex biogeographic history in a Neotropical genus. *Ecology and Evolution, 10*(11), 4726-4738. https://doi.org/10.1002/ece3.6227

Bongers, F., Engelen, D. y Klinge, H. (1985). Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: The Bana woodland. *Vegetatio, 63*, 13-34.

Borchsenius, F. (1997). Patterns of plant species endemism in Ecuador. *Biodiversity and Conservation, 6*, 379-399.

Box, E. O. (1981). Predicting physiognomic vegetation types with climate variables. *Vegetatio, 45*, 127-139.

Box, E. O. y Fujiwara, K. (2015). Warm-temperate deciduous forests: Concept and global overview. In *Geobotany Studies* (pp. 7-26). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-01261-2_2

Brandão, F., Piketty, M. G., Poccard-Chapuis, R., Brito, B., Pacheco, P., García, E., Duchelle, A. E., Drigo, I. y Peçanha, J. C. (2020). Lessons for jurisdictional approaches from municipal-level initiatives to halt deforestation in the Brazilian Amazon. *Frontiers in Forests and Global Change, 3*, 96. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00096

Braun, M., Dötterl, S., Schlindwein, C. y Gottsberger, G. (2012). Can nectar be a disadvantage? Contrasting pollination natural histories of two woody Violaceae from the Neotropics. *International Journal of Plant Sciences, 173*(2), 161-171. https://doi.org/10.1086/663167

Bredin, Y. K., Hawes, J. E., Peres, C. A. y Haugaasen, T. (2020). Structure and composition of terra firme and seasonally flooded várzea forests in the western Brazilian Amazon. *Forests, 11*(12), 1361. https://doi.org/10.3390/F11121361

Brown, S. (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Brown, S., Gillespie, A. J. R. y Lugo, A. E. (1989). Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science, 35*(4), 881-902.

Brum, M., Vadeboncoeur, M. A., Ivanov, V., Asbjornsen, H., Saleska, S., Alves, L. F., Penha, D., Dias, J. D., Aragão, L. E. O. C., Barros, F., Bittencourt, P., Pereira, L. y Oliveira, R. S. (2019). Hydrological niche segregation defines forest structure and drought tolerance strategies in a seasonal Amazon forest. *Journal of Ecology, 107*(1), 318-333. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13022

Cabrera, E., Galindo, G., González, J., Vergara, L., Forero, C., Cubillos, A. y Vargas, D. (2019). Colombian forest monitoring system: Assessing deforestation in an environmentally complex country. En *Forest degradation around the world* (en línea). Chapter Metrics Overview.

De Cáceres, M. y Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology, 90*(12), 3566-3574. https://doi.org/10.1890/08-1823.1

De Cáceres, M., Legendre, P. y Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos, 119*(10), 1674-1684. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x

De Cáceres, M., Legendre, P., Wiser, S. K. y Brotons, L. (2012). Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution, 3*(6), 973-982.

Cai, J., He, Y., Yu, X., Banks, S. W., Yang, Y., Zhang, X. y Bridgwater, A. V. (2017). Review of physicochemical properties and analytical characterization of lignocellulosic biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews, 76*, 309-322. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.072

Cairns, M., Brown, S., Helmer, E. y Baumgardner, G. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia, 111*, 1-11. https://doi.org/10.1007/s004420050201

Cancino, J. (2006). *Dendrometría básica*. Universidad de Concepción.

Cano, Á. y Stevenson, P. R. (2009). Diversidad y composición florística de tres tipos de bosques en la Estación Biológica Caparú, Vaupés. *Revista Colombia Forestal, 12*, 63-80.

Cárdenas, D., González-Caro, S., Duivenvoorden, J., Feeley, K. y Duque, A. (2017). Asymmetrical niche determinism across geological units shapes phylogenetic tree communities in the Colombian Amazonia. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 28*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.06.001

Cardoso, D., Särkinen, T., Alexander, S., Amorim, A. M., Bittrich, V., Celis, M., Daly, D. C., Fiaschi, P., Funk, V. A., Giacomin, L. L., Goldenberg, R., Heiden, G., Iganci, J., Kelloff, C. L., Knapp, S., Lima, H. C. de, Machado, A. F. P., Santos, R. M. dos, Mello-Silva, R.,... Forzza, R. C. (2017). Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 114*(40), 10695-10700. https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114

Cardoso, D., da Silva, F., Doetzer, M., Garrastazú, M., Malheiros, Y., Póvoa, P. y Veloso, J. (2018). *Procedimentos para melhoria da qualidade dos resultados de inventários florestais: Aspectos do processamento de dados* (Documentos 318). Embrapa Florestas.

Carvajal, L., Posada, F., Molina, C., Delgado, A., Acero, L., Araújo, O. y Rodríguez, F. (1979). Forests. En *La Amazonia colombiana y sus recursos* (Proradam, pp. 225-311). Instituto Geográfico Agustín Codazzi.

Castaño, N., Peña, M. A., González-Caro, S., María Aldana, A., Fernanda Casas, L., Correa-Gómez, D. F. y Duque, Á. (2024). Contrasting drivers of aboveground woody biomass and aboveground woody productivity in lowland forests of Colombia. *Ecography, 2024*(4), e06693. https://doi.org/10.1111/ecog.06693

Castillo, L. S. y Stevenson, P. R. (2010). Relative importance of seed-bank and post-disturbance seed dispersal on early gap regeneration in a Colombian Amazon forest. *Biotropica, 42*(4), 488-492. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00605.x

Castro-Lima, F. (2010). Avance del conocimiento de la flora del Andén Orinoqués en el Departamento del Vichada, Colombia. *Orinoquia, 14*(1), 58-67.

Chao, A. y Lee, S. M. (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association, 87*(417), 210-217. https://doi.org/10.1080/01621459.1992.10475194

Chao, A. y Ricotta, C. (2019). Quantifying evenness and linking it to diversity, beta diversity, and similarity. *Ecology, 100*(12), e02852. https://doi.org/10.1002/ecy.2852

Chao, A., Wang, Y. T. y Jost, L. (2014). Diversity metrics and beta diversity: Unity in calculating consensus and conflict. *Ecosphere, 5*(7), Article 112.

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs, 84*(1), 45-67. https://doi.org/10.1890/13-0133.1

Charles, D., Daly, B., van Zandt, P., Fine, P. V. y Martínez-Habibe, M. C. (2012). Burseraceae: a model for studying the Amazon flora/Burseraceae: um modelo para estudos da flora Amazônica. *Rodriguésia, 63*(1), 21-30. https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000100002

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D. y Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia, 145*, 87-99. https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x

Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G. y Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters, 12*(4), 351-366. 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. y Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology, 20*(10), 3177-3190. https://doi.org/10.1111/gcb.12629

Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press. https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001

Chen, D., Yu, M., Gonz, G., Zou, X. y Gao, Q. (2017). Climate impacts on soil carbon processes along an elevation gradient in the tropical Luquillo Experimental Forest. *Forests, 8*(3), 90. https://doi.org/10.3390/f8030090

Cheng, Y., Han, Y., Wang, Q. y Wang, Z. (2006). Seasonal dynamics of fine root biomass, root length density, specific root length, and soil resource availability in a *Larix gmelinii* plantation. *Frontiers of Biology in China, 1*(3), 310-317. https://doi.org/10.1007/s11515-006-0039-2

Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (Cites). (2024a). ¿Cómo funciona la Cites? https://cites.org/esp/disc/how.php

Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (Cites). (2024b). ¿Qué es la Cites? https://cites.org/esp/disc/what.php

Clark, D. A., Brown, S., Kicklighter, D. W., Chambers, J. Q., Thomlinson, J. R. y Ni, J. (2001). Measuring net primary production in forests: Concepts and field methods. *Ecological Applications, 11*(2), 356-370. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0356:MNPPIF]2.0.CO;2

Clavijo, L., Betancur, J. y Cárdenas, D. (2009). Las plantas con flores de la estación biológica Mosiro-Itajura-Caparú, Vaupés, Amazonía colombiana. En G. Alarcón-Nieto y E. Palacios (eds.), *Estación Biológica Mosiro Itajura-Caparú, biodiversidad en el territorio del Yaigojé-Apaporis* (pp. 55-98). Conservation International. https://www.researchgate.net/publication/305502926

Clement, C. R., Denevan, W. M., Heckenberger, M. J., Junqueira, A. B., Neves, E. G., Teixeira, W. G. y Woods, W. I. (2015). The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 282*(1812), 20150813. https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0813

Clerici, N., Armenteras, D., Kareiva, P., Botero, R., Ramírez-Delgado, J. P., Forero-Medina, G., Ochoa, J., Pedraza, C., Schneider, L., Lora, C., Gómez, C., Linares, M., Hirashiki, C. y Biggs, D. (2020). Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports, 10*, 4971. https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y

Condit, R., Hubbell, S. P. y Foster, R. B. (1995). Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs, 65*(4), 419-439. https://doi.org/10.2307/2963497

Coomes, D. A. y Grubb, P. J. (1996). Amazonian caatinga and related communities at La Esmeralda, Venezuela: Forest structure, physiognomy and floristics, and control by soil factors. *Vegetatio, 122*(2), 167-191. https://doi.org/10.1007/BF00044699

Coomes, D. A. y Grubb, P. J. (1998). A comparison of 12 tree species of Amazonian caatinga using growth rates in gaps and understorey, and allometric relationships. *Functional Ecology, 12*(3), 426-435. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00211.x

Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare). (9 de junio de 2020). *Con las vedas protegemos las especies de flora vulnerables del territorio Cornare*. Cornare. https://www.cornare.gov.co/noticias-corporativas/con-las-vedas-protegemos-las-especies-de-flora-vulnerables-del-territorio-cornare/

Crisp, M. D., Laffan, S., Linder, H. P. y Monro, A. (2001). Endemism in the Australian flora. *Journal of Biogeography, 28*(2), 183-198. https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00524.x

Cronquist, A. (1981). *An integrated system of classification of flowering plants*. Columbia University Press. https://doi.org/10.2307/2806386

Cruz-Rodríguez, C. A., Pérez-Torres, J. y González-Maya, J. F. (2018). Resolución nacional de especies amenazadas de Colombia: Errores, omisiones y la necesidad de un proceso sistemático y participativo. *Notas Mastozoológicas, 4*(2), 1-5. https://mammalogynotes.org/ojs/index.php/mn/article/view/109/93

Daly, D. C. (1987). *A taxonomic revision of Protium (Burseraceae) in eastern Amazonia and the Guianas*. City University of New York.

Daly, D. C. (2018). Notes on the Burseraceae in central Amazonia, including four new taxa. *Studies in Neotropical Burseraceae XXVI*. *Brittonia, 70*(4), 427-444. https://doi.org/10.1007/s12228-018-9537-1

Daly, D. C. y Fine, P. V. A. (2011). A new Amazonian section of *Protium* (Burseraceae) including both edaphic specialist and generalist taxa. *Studies in Neotropical Burseraceae XVI*. *Systematic Botany, 36*(4), 939-949. https://doi.org/10.1600/036364411X604958

Daly, D. C. y Mitchell, J. D. (2000). Lowland vegetation of tropical South America. En D. L. Lentz (Ed.), *Imperfect balance: Landscape transformations in the pre-Columbian Americas* (pp. 391-454). Columbia University Press.

Daly, D. C., Perdiz, R. O., Fine, P. V. A., Damasco, G., Martínez-Habibe, M. C. y Calvillo-Canadell, L. (2022). A review of Neotropical Burseraceae. *Revista Brasileira de Botânica, 45*(1), 103-137. https://doi.org/10.1007/s40415-021-00765-1

Delang, C. O. y Li, W. M. (2013). Species composition. En *Ecological succession on fallowed shifting cultivation fields* (pp. 67-90). SpringerBriefs. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5821-6_4

Denslow, J. S., Schultz, J. C., Vitousek, P. M. y Bebb, R. (1990). Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology, 71*(1), 165-179.

Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). (2021). *Cuenta Ambiental y Económica de Bosque (CAE-B) 2012-2018*.

Díaz, M., Concepción, E. D., Oviedo, J. L., Caparrós, A., Farizo, B. Á. y Campos, P. (2020). A comprehensive index for threatened biodiversity valuation. *Ecological Indicators, 108*, 105696. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105696

Díaz-Chaux, J. T., Ordóñez-García, M. A., Cerón, C. T. y Velázquez-Valencia, A. (2024). Biomass and carbon stored in forests of the Colombian Amazon. *Caldasia 46*(1), 81-98

Dieleman, W., Venter, M., Ramachandra, A., Krockenberger, A. K. y Bird, M. I. (2013). Soil carbon stocks vary predictably with altitude in tropical forests: Implications for soil carbon storage. *Geoderma, 204-205*, 59-67.

Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexier, M. C. y Wisniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science, 263*(5144), 185-190. https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185

Doyle, J. A., Manchester, S. R. y Sauquet, H. (2008). A seed related to Myristicaceae in the Early Eocene of southern England. *Systematic Botany, 33*(4), 636-646. https://doi.org/10.1600/036364408786500217

Doyle, J. A., Sauquet, H., Scharaschkin, T. y Le Thomas, A. (2004). Phylogeny, molecular and fossil dating, and biogeographic history of Annonaceae and Myristicaceae (Magnoliales). *International Journal of Plant Sciences, 165*(4), S55-S67. https://doi.org/10.1086/421068

Draper, F. C., Baker, T. R., Baraloto, C., Chave, J., Costa, F., Martin, R. E., Pennington, R. T., Vicentini, A. y Asner, G. P. (2020). Quantifying tropical plant diversity requires an integrated technological approach. *Trends in Ecology y Evolution, 35*(12), 1100-1109. https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.003

Draper, F. C., Costa, F. R. C., Arellano, G., Phillips, O. L., Duque, A., Macía, M. J., Ter Steege, H., Asner, G. P., Berenguer, E., Schietti, J., Socolar, J. B., de Souza, F. C., Dexter, K. G., Jørgensen, P. M., Tello, J. S., Magnusson, W. E., Baker, T. R., Castilho, C. V., Monteagudo-Mendoza, A.,... Baraloto, C. (2021). Amazon tree dominance across forest strata. *Nature Ecology y Evolution, 5*(6), 757-767. https://doi.org/10.1038/s41559-021-01418-y

Duivenvoorden, J. F. (1995). Tree species composition and rain forest-environment relationships in the middle Caqueta area, Colombia, NW Amazonia. *Vegetatio, 120*, 91-113. https://doi.org/10.1007/BF00034341

Duivenvoorden, J., y Duque, Á. (2010). *Amazonia, landscape and species evolution: A look into the past*. In C. Hoorn y F. P. Wesselingh (eds.), *Amazonia, landscape and species evolution: A look into the past* (p. 447). Wiley-Blackwell.

Duivenvoorden, J. F. y Lips, J. M. (1995). *A land-ecological study of soils, vegetation, and plant diversity in Colombian Amazonia*. Tropenbos Foundation.

Duque, A., Cavelier, J. y Posada, A. (2003). Strategies of tree occupation at a local scale in terra firme forests in the Colombian Amazon. *Biotropica, 35*(1), 20. https://doi.org/10.1646/0006-3606(2003)035[0020:sotoaa]2.0.co;2

Duque, A., Feeley, K. J., Cabrera, E., Callejas, R. y Idarraga, A. (2014). The dangers of carbon-centric conservation for biodiversity: A case study in the Andes. *Tropical Conservation Science, 7*, 178-191.

Duque, A., Gómez-Correa, L. F., Barona-Colmenares, A. A., Castaño, N., Davies, S., Zuleta, D. y Muller-Landau, H. C. (2025). Local scale carbon stock measurements, including deep soil layers, in a terra firme forest in northwestern. Amazon*Journal of Tropical Ecology, 41*, e2. https://doi.org/10.1017/S0266467424000270

Duque, A., Muller-Landau, H. C., Valencia, R., Cárdenas, D., Davies, S., De Oliveira, A., y Vicentini, A. (2017a). Insights into regional patterns of Amazonian forest structure, diversity, and dominance from three large terra-firme forest dynamics plots. *Biodiversity and Conservation, 26*, 669-686.

Duque, Á., Phillips, J. F., von Hildebrand, P., Posada, C. A., Prieto, A., Rudas, A., Suescún, M. y Stevenson, P. (2009). Distance decay of tree species similarity in protected areas on terra firme forests in Colombian Amazonia. *Biotropica, 41*, 599-607.

Duque, A., Saldarriaga, J., Meyer, V. y Saatchi, S. (2017b). Structure and allometry in tropical forests of Chocó, Colombia. *Forest Ecology and Management, 405*, 309-318.

Duque, A., Sánchez, M., Cavelier, J. y Duivenvoorden, J. F. (2002). Different floristic patterns of woody understorey and canopy plants in Colombian Amazonia. *Journal of Tropical Ecology, 18*(4), 499-525. https://doi.org/10.1017/S0266467402002341

Eggleston, S., Buendía, L., Miwa, K., Ngara, T. y Tanabe, K. (2006). *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories* (vol. 5). Institute for Global Environmental Strategies.

Enquist, B. J., Feng, X., Boyle, B., Maitner, B., Newman, E. A., Jørgensen, P. M., Roehrdanz, P. R., Thiers, B. M., Burger, J. R., Corlett, R. T., Couvreur, T. L. P., Dauby, G., Donoghue, J. C., Foden, W., Lovett, J. C., Marquet, P. A., Merow, C., Midgley, G., Morueta-Holme, N.,... McGill, B. J. (2019). The commonness of rarity: Global and future distribution of rarity across land plants. *Science Advances, 5*(11), eaaz0414. https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz0414

Fan, S., Guan, F., Xu, X., Forrester, D. I. y Ma, W. (2016). Ecosystem carbon stock loss after land use change in subtropical forests in China. *Forests, 7*, 142. https://doi.org/10.3390/f7070142

Fanshawe, D. B. y Fanshawe, B. D. (1953). Fish poisons of British Guiana. *Kew Bulletin, 8*(2). JSTOR. https://doi.org/10.2307/4109302

Fauset, S., Johnson, M. O., Gloor, M., Baker, T. R., Monteagudo, M. A., Brienen, R. J., Feldpausch, T. R., López-González, G., Malhi, Y., Ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Baraloto, C., Engel, J., Pétronelli, P., Andrade, A., Camargo, J. L., Laurance, S. G. W., Laurance, W. F., Chave, J.,... y Phillips, O. L. (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications, 6*(1), 1-9.

Fearnside, P. M. (2016). Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. *World Development, 77*, 48-65.

Feldpausch, T. R., Banin, L., Phillips, O. L., Baker, T. R., Lewis, S. L., Quesada, C. A., Affum-Baffoe, K., Arets, E. J. M. M., Berry, N. J., Bird, M., Brondizio, E. S., De Camargo, P., Chave, J., Djagbletey, G., Domingues, T. F., Drescher, M., Fearnside, P. M., França, M. B., Fyllas, N. M.,... Lloyd, J. (2011). Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences, 8*, 1081-1106. https://doi.org/10.5194/bg-8-1081-2011

Feldpausch, T. R., Lloyd, J., Lewis, S. L., Brienen, R. J. W., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, A.,... y Phillips, O. L. (2012). Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences, 9*, 3381-3403. https://doi.org/10.5194/bg-9-3381-2012

Felipe Correa-Gómez, D., Pablo, S., Álvarez, E., Aldana, A. M., Umaña, M., Castaño, A., Cogollo, Á., Devia, W., Fernández, F., García, L., Melo, O., Peñuela, M., Restrepo, Z., Serna, M., Velásquez, O., Velázquez, C. y von Hildebrand, P. (2013). Patrones de frecuencia y abundancia de sistemas de dispersión de plantas en bosques colombianos y su relación con las regiones geográficas del país. *Colombia Forestal, 16*(1), 33-51.

Ferreira, L. V. y Prance, G. T. (1998). Structure and species richness of low-diversity floodplain forest on the Rio Tapajós, Eastern Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation, 7*(5), 585-596. https://doi.org/10.1023/A:1008848200441

Fine, P. V. A., Daly, D. C., Villa Muñoz, G., Muñoz, M., Mesones, I. y Cameron, K. M. (2005). The contribution of edaphic heterogeneity to the evolution and diversity of Burseraceae trees in the Western Amazon. *Evolution, 59*(7), 1464-1478. https://doi.org/10.1554/04-745

Fine, P. V. A., Mesones, I. y Coley, P. D. (2004). Herbivores promote habitat specialization by trees in Amazonian forests. *Science, 305*(5684), 663-665. https://www.sciencemag.org/cgi/content/full/305/5684/663/DC1

Fine, P. V. A., Metz, M. R., Lokvam, J., Mesones, I., Zuniga, J. M. A., Lamarre, G. P. A., Pilco, M. V. y Baraloto, C. (2013). Insect herbivores, chemical innovation, and the evolution of habitat specialization in Amazonian trees. *Ecology, 94*(8), 1764-1775. https://doi.org/10.1890/12-1920.1

Fine, P. V. A., Miller, Z. J., Mesones, I, Irazuzta, S., Appel, H. M., Stevens, M. H. H., Sääksjärvi, I., Schulthz, J. C. y Coley, P. D. (2006). The growth-defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests. *Ecology, 87*(7), 150-162. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[150:TGTAHS]2.0.CO;2

Fine, P. V. A., Zapata, F. y Daly, D. C. (2014). Investigating processes of neotropical rain forest tree diversification by examining the evolution and historical biogeography of the Protieae (Burseraceae). *Evolution, 68*(7), 1988-2004. https://doi.org/10.1111/evo.12414

Fine, P. V. A., Zapata, F., Daly, D. C., Mesones, I., Misiewicz, T. M., Cooper, H. F. y Barbosa, C. E. A. (2013). The importance of environmental heterogeneity and spatial distance in generating phylogeographic structure in edaphic specialist and generalist tree species of *Protium* (Burseraceae) across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography, 40*(4), 646-661. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02645.x

Finol, H. (1976). Estudio fitosociológico de las Unidades 2 y 3 de la reserva forestal de Carapo. *Acta Botánica Venezolana, 10*(1-4), 15-103.

Flather, C. H., Ricketts, T. H., Sieg, C. H., Knowles, M. S., Fay, J. P. y McNees, J. (2003). Criterion 1: Conservation of biological diversity-Indicator 7: The status (threatened, rare, vulnerable, endangered, or extinct) of forest-dependent species at risk of not maintaining viable breeding populations, as determined by legislation or scientific assessment. En Darr, D. R. (coord.), *Data report: A supplement to the National Report on Sustainable Forests – 2003* (FS-766A). USDA Forest Service, Research y Development. https://research.fs.usda.gov/treesearch/29546

Flores, B. M., Montoya, E., Sakschewski, B., Nascimento, N., Staal, A., Betts, R. A., Levis, C., Lapola, D. M., Esquível-Muelbert, A., Jakovac, C., Nobre, C. A., Oliveira, R. S., Borma, L. S., Nian, D., Boers, N., Hecht, S. B., Ter Steege, H., Arieira, J., Lucas, I. L.,... Hirota, M. (2024). Critical transitions in the Amazon forest system. *Nature, 626*(7999), 555-564. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0

Forest, R. y Turner, I. M. (1990). The seedling survivorship and growth of three *Shorea* species in a Malaysian tropical forest. *Journal of Tropical Ecology, 6*(4), 469-478.

Frasier, C. L., Albert, V. A. y Struwe, L. (2008). Amazonian lowland, white sand areas as ancestral regions for South American biodiversity: Biogeographic and phylogenetic patterns in *Potalia* (Angiospermae: Gentianaceae). *Organisms Diversity y Evolution, 8*(1), 44-57. https://doi.org/10.1016/j.ode.2006.11.003

Freitas, J. D. L., Dos Santos, E. S., Borges, C. H. A., Cruz Junior, F. D. O. y Santos, A. C. dos. (2019). Structural analysis and distribution patterns in lowland tropical forest, Eastern Amazon. *Journal of Agricultural Studies, 7*(2), 240. https://doi.org/10.5296/jas.v7i4.15366

Furley, P. (2010). Tropical savannas: Biomass, plant ecology, and the role of fire and soil on vegetation. *Progress in Physical Geography, 34*(4), 563-585. https://doi.org/10.1177/0309133310364934

García García, S. A., Narváez Flores, R., Olivas García, J. M. y Hernández Salas, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 10*(53). https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.173

García-Villacorta, R., Huamantupa, I., Pitman, N. y Cordero, Z. (2011). Flora y Vegetación/Flora and Vegetation. En *Peru: Yaguas-Cotuhé* (p. 74). https://www.researchgate.net/publication/280936914_Flora_y_VegetacionFlora_and_Vegetation

Gardner, T. A., Ferreira, J., Barlow, J., Lees, A. C., Parry, L., Guimarães Vieira, I. C., Berenguer, E., Abramovay, R., Aleixo, A., Andretti, C., Aragão, L. E. O. C., Araújo, I., Souza de Ávila, W., Bardgett, R. D., Batistella, M., Anzolin Begotti, R., Beldini, T., de Blas, D. E., Braga, R. F.,... Zuanon, J. (2013). A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: The Sustainable Amazon Network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, 368*(1619), 20120166. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0166

Garrett, R. D., Lambin, E. F. y Naylor, R. L. (2013). The new economic geography of land use change: Supply chain configurations and land use in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy, 34*, 265-275.

Gentry, A. H. (1986). Species richness and floristic composition of Chocó region plant communities. *Caldasia*, *15*(71-75), 71–91. https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/35010

Gentry, A. H. y Dodson, C. (1987). Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica, 19*(2), 149-156.

Gentry, A. H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden, 75*(1), 1-34.

Gentry, A. H. (1993). *A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru) with supplementary notes on herbaceous taxa*. The University of Chicago Press.

Gibbs, H. K., Brown, S., Niles, J. O. y Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters, 2*, 045023. https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023

Gillespie, L. J. (1993). Euphorbiaceae of the Guianas: Annotated species checklist and key to the genera. *Brittonia, 45*(1), 56-94.

Gómez-Aparicio, L. (2009). The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology, 97*(6), 1202-1214. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01573.x

Gómez-Posada, C. (2012). Dieta y comportamiento alimentario de un grupo de mico maicero *Cebus apella* de acuerdo a la variación en la oferta de frutos y artrópodos, en la Amazonía colombiana. *Acta Amazónica, 42*(3), 363-372. https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000300008

Gómez, A. C., Andrade, A., Barreto-Silva, J. S., Brenes-Arguedas, T., López, D. C., de Freitas, C. C. y da Silva, J. B. (2013). Local plant species delimitation in a highly diverse Amazonian forest: Do we all see the same species? *Journal of Vegetation Science, 24*(1), 70-79.

Gora, E. M., Kneale, R. C., Larjavaara, M. y Muller-Landau, H. C. (2019). Dead wood necromass in a moist tropical forest: Stocks, fluxes, and spatiotemporal variability. *Ecosystems, 22*(6), 1189-1205.

Gorchov, D. L., Cornejo, F., Ascorra, C. F. y Jaramillo, M. (1995). Dietary overlap between frugivorous birds and bats in the Peruvian Amazon. *Oikos, 74*(2), 235-250. https://doi.org/10.2307/3545653

Gosselin, F. (2006). An assessment of the dependence of evenness indices on species richness. *Journal of Theoretical Biology, 242*(3), 591-597. https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2006.04.017

Gostel, M. R., Phillipson, P. B. y Weeks, A. (2016). Phylogenetic reconstruction of the Myrrh Genus, *Commiphora* (Burseraceae), reveals multiple radiations in Madagascar and clarifies infrageneric relationships. *Systematic Botany, 41*(1), 67-81. https://doi.org/10.1600/036364416X690598

Govaerts, R., Nic Lughadha, E., Black, N., Turner, R. y Paton, A. (2021). The World Checklist of Vascular Plants, a continuously updated resource for exploring global plant diversity. *Scientific Data, 8*(1), 250. https://doi.org/10.1038/s41597-021-00997-6

Gregório, B. D. S., Carvalho, C. S., Ramos, G., Rocha, L., Stirton, C. H., de Lima, H. C., Zartman, C. E., Lewis, G. P., Torke, B. M., Snak, C., Higuita, H. A. D., de Queiroz, L. P. y Cardoso, D. (2024). A molecular phylogeny of the early-branching Genistoid lineages of papilionoid legumes reveals a new Amazonian genus segregated from *Clathrotropis*. *Botanical Journal of the Linnean Society, 205*(1), 1-14. https://doi.org/10.1093/botlinnean/boad059

Gregório, B. D. S., Carvalho, C. S., Stirton, C. H., Ramos, G., Rocha, L., Lewis, G. P. y Cardoso, D. B. O. S. (2024). Taxonomic revision of the Amazonian papilionoid legume genus *Cabari*. *Systematic Botany, 49*(1), 247-269. https://doi.org/10.1600/036364424X17110457048677

Guariguata, M. R. y Finegan, B. (1997). *Ecology and management of tropical secondary forest: Science, people, and policy*. Catie.

Guevara, J. E., Damasco, G., Baraloto, C., Fine, P. V. A., Peñuela, M. C., Castilho, C., Vincentini, A., Cárdenas, D., Wittmann, F., Targhetta, N., Phillips, O., Stropp, J., Amaral, I., Maas, P., Monteagudo, A., Jimenez, E. M., Thomas, R., Brienen, R., Duque, Á. y Ter Steege, H. (2016). Low phylogenetic beta diversity and geographic neo-endemism in Amazonian white-sand forests. *Biotropica, 48*(1), 34-46. https://doi.org/10.1111/btp.12298

Hadlich, H. L., Durgante, F. M., Dos Santos, J., Higuchi, N., Chambers, J. Q. y Vicentini, A. (2018). Recognizing Amazonian tree species in the field using bark tissue spectra. *Forest Ecology and Management, 427*, 296-304. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.002

Hammond, D. (ed.). (2005). *Tropical forests of the Guiana Shield: Ancient forests in a modern world*. CABI Publishing. https://books.google.com.ec/books?id=-mE88S0O6RbsC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q=Clathrotropis&f=false

Hamrick, J. L. y Godt, M. J. W. (1996). Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. *Philosophical Transactions: Biological Sciences, 351*(1345), 1291-1298.

Haq, S. M., Rashid, I., Malik, A. H., Waheed, M. y Khuroo, A. A. (2024). Floristic composition, natural history traits, and habitat affiliation in vegetation of major forest types in Jammu and Kashmir, western Himalaya. *Nordic Journal of Botany, 2024*(11), e04129. https://doi.org/10.1111/NJB.04129

Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D. y Lienkaemper, G. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research, 15*, 133-302.

Hogan, J. A., Hérault, B., Bachelot, B., Gorel, A., Jounieaux, M. y Baraloto, C. (2018). Understanding the recruitment response of juvenile Neotropical trees to logging intensity using functional traits. *Ecological Applications, 0*(0), 1-13. https://doi.org/10.1002/eap.1776

Holbrook, K. M., Loiselle, B. A. y Clark, A. M. (2007). Eight polymorphic microsatellite loci for a Neotropical nutmeg, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): Primer note. *Molecular Ecology Notes, 7*(2), 248-250. https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2006.01570.x

Honorio Coronado, E. N., Baker, T. R., Phillips, O. L., Pitman, N. C. A., Pennington, R. T., Vásquez Martínez, R., Monteagudo, A., Mogollón, H., Dávila Cardozo, N., Ríos, M., García-Villacorta, R., Valderrama, E., Ahuite, M., Huamantupa, I., Neill, D. A., Laurance, W. F., Nascimento, H. E., Soares de Almeida, S., Killeen, T. J.,... Nacional San Antonio Abad del Cusco, U. (2009). Multi-scale comparisons of tree composition in Amazonian terra firme forests. *Biogeosciences, 6*, 2719-2731. www.biogeosciences.net/6/2719/2009/

Hoorn, C. (1993). Marine incursions and the influence of Andean tectonics on the Miocene depositional history of northwestern Amazonia: Results of a palynostratigraphic study. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 105*(3-4), 267-309. https://doi.org/10.1016/0031-0182(93)90087-Y

Houghton, R. A., House, J. I., Pongratz, J., van der Werf, G. R., DeFries, R. S., Hansen, M. C., Le Quéré, C. y Ramankutty, N. (2012). Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences, 9*(12), 5125-5142.

Howe, H. F. (1986). Annual variation in a neotropical seed-dispersal system. En *Tropical rain forests: Ecology and management* (pp. 211-227). https://www.researchgate.net/publication/262013861

Howe, H. F. (1990). Seed dispersal by birds and mammals: Implications for seedling demography. En K. S. Bawa y M. Hadley (eds.), *Reproductive ecology of tropical forest plants, 7* (p. 421). Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco); Parthenon.

Howe, H. F., Schupp, E. W. y Westley, L. C. (1985). Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). *Ecology, 66*(3), 781-791. https://doi.org/10.2307/1940539

Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography* (MPB-32). Princeton University Press.

Von Humboldt, A. (1806). *Ideen zu einer Physiognomik der Gewaechse*. https://books.google.com.co/books?hl=en&lr=&id=d0I-AAAAcAAJ&oi=fnd&pg=PP2&ots=R-EDITN5c1&sig=P0CbrM0xCnXZOQ0u-TpkLjPMAwIk&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false

Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi). (2020). *Sucesión ecológica y restauración en paisajes fragmentados de la Amazonía Colombiana* (C. H. Rodríguez León y A. Sterling Cuellar, eds.; tomo 1). Sinchi.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam) y Universidad Nacional de Colombia (UNAL). (2021). *Validación de la información del Inventario Forestal Nacional, para el periodo 2015-2019*. Documento inédito.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). (2021). *Ideam, 2021. Manual de Campo Inventario Forestal Nacional Colombia, versión 5.2*. Adaptado de *Ideam, 2018. Manual de Campo Inventario Forestal Nacional Colombia, versión 4.0*. Ideam.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam) y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente). (2024). *Monitoreo de bosques y la deforestación en Colombia 2023. Resumen de Resultados*. Ideam.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), Instituto de Investigación Alexander von Humboldt (IAvH), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis (Invemar) e Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2024). *Memoria técnica. Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (MEC), escala 1:100.000*.

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IA_VH). (2024). *Ficha: 203 | 2018. Especies Endémicas, Áreas Protegidas y Deforestación*. IA_VH.

Infante Betancour, J. A. (2016). *Plantas con flores de la Amazonía colombiana: Riqueza, endemismo y representatividad en la gran región Amazónica* [tesis de maestría]. Universidad Nacional de Colombia.

Infante-Betancour, J. A. y Rangel, O. (2018). Endemismo de las plantas con flores en la Amazonía colombiana. En *La riqueza vegetal de la Amazonía de Colombia* (Fundación Natura, Universidad Nacional de Colombia).

Iqbal, S. y Tiwari, S. C. (2016). Soil organic carbon pool under different land uses in Achanakmar Amarkantak Biosphere Reserve of Chhattisgarh, India. *Current Science, 110*, 771-773.

Janzen, D. H. (1974). Tropical blackwater rivers, animals, and mast fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica, 6*(2), 69. https://doi.org/10.2307/2989823

Jaramillo, D. F. (2011). *El suelo: Origen, propiedades, espacialidad*. Centro de Publicaciones, Universidad Nacional de Colombia (UNAL).

Jaramillo, C., Hoorn, C., Silva, S., Leite, F., Herrera, F., Quiroz, L., Dino, R. y Antonioli, L. (2010). The origin of the modern Amazon rainforest: Implications of the palynological and palaeobotanical record. In C. Hoorn y F. P. Wesselingh (eds.), *Amazonia: Landscape and Species Evolution: A Look into the Past* (pp. 317-334). Wiley-Blackwell.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos, 113*(2), 363-375. https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

Jost, L. (2010). The relation between evenness and diversity. *Diversity, 2*(2), 207-232. https://doi.org/10.3390/d2020207

Junk, W. J. y Fernández Piedade, M. T. (1993). Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana, XIII*(3/4), 467-484. https://www.researchgate.net/publication/278328769_Herbaceous_plants_of_the_Amazon_floodplain_near_Manaus_Species_diversity_and_adaptations_to_the_flood_pulse

Junk, W. J., Fernández Piedade, M. T., Schöngart, J. y Cohn-Haft, M. (2012). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands, 32*(4), 623-640.

Junk, W. J., Wittmann, F., Schöngart, J. y Piedade, M. T. F. (2015). A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management, 23*(4), 677-693. https://doi.org/10.1007/S11273-015-9412-8

Kachamba, D. J., Ørka, H. O., Gobakken, T., Eid, T. y Mwase, W. (2016). Biomass estimation using 3D data from unmanned aerial vehicle imagery in a tropical woodland. *Remote Sensing, 8*, 968.

Kiviste, A., Álvarez, J., Rojo, A. y Ruíz, A. (2002). *Funciones de crecimiento de aplicación en el ámbito forestal*. Ministerio de Ciencia y Tecnología: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA).

Kruckeberg, A. R. y Rabinowitz, D. (1985). Biological aspects of edemism in higher plants. *Annual Review of Ecology and Systematics, 16*, 447-479.

Kubitzki, K. (1989). The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. *Plant Systematics and Evolution, 162*, 285-304.

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security, 5*, 212-222.

Lamarre, G., Baraloto, C., Fortunel, C. y Davila, N. (2012). Herbivory, growth rates, and habitat specialization in tropical tree lineages: Implications for Amazonian beta-diversity. *Ecology, 93*(8). https://www.jstor.org/stable/23229916

Larjavaara, M. y Muller-Landau, H. C. (2013). Measuring tree height: A quantitative comparison of two common field methods in a moist tropical forest. *Methods in Ecology and Evolution, 4*, 793-801.

Larjavaara, M. y Muller-Landau, H. C. (2011). Cross-section mass: An improved basis for woody debris necromass inventory. *Silva Fennica, 45*, 291-298.

Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., Stouffer, P. C., Williamson, G. B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H. L., van Houtan, K. S., Zartman, C. E., Boyle, S. A., Didham, R. K., Andrade, A. y Lovejoy, T. E. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation, 144*(1), 56-67.

Lema, A. (2003). *Elementos estadísticos de dasometría y medición forestal*. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.

Le Quéré, C., Peters, G. P., Andres, R. J., Andrew, R. M., Boden, T. A., Ciais, P. y Sitch, S. (2014). Global carbon budget 2013. *Earth System Science Data, 6*, 235-263.

De León, O., Ramírez, C., López, J., Palacios, L. y Paredes, C. (2021). Inventario Forestal Nacional de Guatemala. En C. Ramírez, I. Alberdi, C. Bahamondez, y J. Freitas (coords.), *Inventarios Forestales Nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

León, C. y Sterling, A. (eds.). (2020). *Sucesión ecológica y restauración en paisajes fragmentados de la Amazonía colombiana* (tomo 1). *Composición, estructura y función en la sucesión secundaria*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi).

Leroy, C., Maes, A. Q. M., Louisanna, E., Schimann, H. y Séjalon-Delmas, N. (2021). Taxonomic, phylogenetic and functional diversity of root-associated fungi in bromeliads: Effects of host identity, life forms and nutritional modes. *New Phytologist, 231*(3), 1195-1209. https://doi.org/10.1111/nph.17288

Li, Y., Xu, M. y Zou, X. (2006). Heterotrophic soil respiration in relation to environmental factors and microbial biomass in two wet tropical forests. *Plant and Soil, 281*, 193-201.

Li, Y., Xu, M., Zou, X. y Xia, Y. (2005). Soil CO2 efflux and fungal and bacterial biomass in a plantation and a secondary forest in wet tropics in Puerto Rico. *Plant and Soil, 268*, 151-160.

Lima, M. M. y Mariano-Neto, E. (2014). Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management, 312*, 260-270. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.003

De Lima, R. B., Rutishauser, E., da Silva, J. A. A., Guedes, M. C., Herault, B., de Oliveira, C. P., da Silva Aparício, P., Doff Sotta, E., Silva da Silva, D. A. y Ferreira, R. L. C. (2021). Accurate estimation of commercial volume in tropical forests. *Forest Science, 67*(1), 14-21.

Lima, A. J. N., Suwa, R., de Mello Ribeiro, G. H. P., Kajimoto, T., Dos Santos, J., Da Silva, R. P., de Souza, C. A. S., de Barros, P. C., Noguchi, H., Ishizuka, M. y Higuchi, N. (2012). Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. *Forest Ecology and Management, 277*, 163-172. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.04.028

Lombo-Sánchez, Y. J., Suarez-Contento, K. Y., Silva, M. P. P. y Pôrto, K. C. (2024). An assessment of liverwort richness, endemicity and conservation in a megadiverse country, Colombia. *Biodiversity and Conservation, 33*(13), 3781-3797. https://doi.org/10.1007/s10531-024-02926-6

Longino, J. T., Coddington, J. y Colwell, R. K. (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: Estimating species richness three different ways. *Ecology, 83*(3), 689-702. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0689:TAFOAT]2.0.CO;2

López-Gallego, C. y Morales-Morales, P. A. (2023). The Red List for the endemic trees of Colombia: Effective conservation targeted for plants required in biodiversity hotspots. *Plants People Planet, 5*(4), 617-627. https://doi.org/10.1002/ppp3.10360

López, A. y López, V. (2021). Inventario Forestal Nacional de El Salvador. En C. Ramírez, I. Alberdi, C. Bahamondez y J. Freitas (coords.), *Inventarios Forestales Nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal* (pp. 1-12). Roma. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

López-Quintero, C. A., Straatsma, G., Franco-Molano, A. E. y Boekhout, T. (2012). Macrofungal diversity in Colombian Amazon forests varies with regions and regimes of disturbance. *Biodiversity and Conservation, 21*(9), 2221-2243. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0280-8

Loureiro, A. A., Clara de Freitas, M. y José de Vasconcellos, F. (1989). Estudo anatômico de 24 espécies do gênero *Virola* (Myristicaceae) da Amazônia. *Acta Amazonica, 19*, 415-465.

Loyola, A. O. (2018). *Diversidad y distribución espacial de la ictiofauna en las cuencas de los ríos Yaguas y Cotuhé durante la época seca del 2010, Loreto, Perú* [tesis de pregrado]. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Lozada, J. (2010). Consideraciones metodológicas sobre los estudios de comunidades forestales. *Revista Forestal Venezolana, 54*(1), 77-89.

Luizão, F. J., Luizão, R. C. C. y Proctor, J. (2007). Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. *Plant Ecology, 192*(2), 209-224. https://doi.org/10.1007/s11258-007-9317-6

Luize, B. G., Tuomisto, H., Ekelschot, R., Dexter, K. G., Amaral, I. L. do, Coelho, L. de S., Matos, F. D. de A., Lima Filho, D. de A., Salomão, R. P., Wittmann, F., Castilho, C. V., Carim, M. de J. V., Guevara, J. E., Phillips, O. L., Magnusson, W. E., Sabatier, D., Cardenas Revilla, J. D., Molino, J.-F., Irume, M. V. y Ter Steege, H. (2024). The biogeography of the Amazonian tree flora. *Communications Biology, 7*(1), 1240. https://doi.org/10.1038/s42003-024-06937-5

Lumley, T. (2004). Analysis of complex survey samples. *Journal of Statistical Software, 9*, 1-19.

MacFarlane, D. W. (2020). Functional relationships between branch and stem wood density for temperate tree species in North America. *Frontiers in Forests and Global Change, 3*, art. 63. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00063

MacNally, R. Mac, Parkinson, A., Horrocks, G., Conole, L. y Tzaros, C. (2001). Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biological Conservation, 99*, 191-205.

Magalhães da Silva Freitas, T., da Consolação Almeida, V. H. y de Assis Montag, L. F. (2020). Evidence of seed dispersal of *Virola surinamensis* (Myristicaceae) by a catfish in Eastern Amazonia, Brazil. *Ciências Naturais, 3*(2), 213-219. https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20219947113

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.

Malhi, Y., Aragão, L. E. O. C., Metcalfe, D. B., Paiva, R., Quesada, C. A., Almeida, A., Anderson, L., Brando, P., Chambers, J. Q., da Costa, A. C. L., Hutyra, L. R., Oliveira, P., Patiño, S., Pyle, E. H., Robertson, A. L. y Texeira, L. M. (2009). Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. *Global Change Biology, 15*, 1253-1272.

Martínez Sovero, G. A. (2010). *Efecto de la precipitación y temperatura en la fenología de especies vegetales del bosque Tambopata Research Center 2010-2017* [tesis de maestría]. Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo.

Martínez-Guevara, C., Pulido-Rodríguez, N., Giraldo Benavides, B. y Barrera García, J. (2024). Longitudinal anatomical variation of wood in stem and branch of six forest species from the Amazon region and its relationship with wood specific gravity. *Forests, 16*(1), 33. https://doi.org/10.3390/f16010033

Matteucci, S. D. y Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. https://www.researchgate.net/publication/44553298

Mayfield, M. M., Ackerly, D. y Daily, G. C. (2006). The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human-dominated tropical landscapes. *Journal of Ecology, 94*(3), 522-536. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01108.x

McGill, B. J., Etienne, R. S., Gray, J. S., Alonso, D., Anderson, M. J., Benecha, H. K. y White, E. P. (2007). Species abundance distributions: Moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters, 10*(10), 995-1015.

McRoberts, R. E. y Westfall, J. A. (2016). Propagating uncertainty through individual tree volume model predictions to large-area volume estimates. *Annals of Forest Science, 73*, 625-633.

Medina, E., García, V. y Cuevas, E. (1990). Sclerophylly and oligotrophic environments: Relationships between leaf structure, mineral nutrient content, and drought resistance in tropical rain forests of the Upper Rio Negro Region. *Biotropica, 22*(1), 51-64. https://doi.org/10.2307/2388719

Medrano, H., Escobar, J. S. y Gómez, J. D. (2017). Biodiversity in agricultural landscapes: A review of the effects of land-use change on ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems y Environment, 246*, 1-11.

Menezes, T. G. C., Rodal, M. J. N., de Lima, A. L. A., Lima, L. R., Pinto, M. A. D. S. C. y de Melo, A. L. (2018). Do seedling functional groups reflect ecological strategies of woody plant species in Caatinga? *Acta Botanica Brasilica, 32*(1), 20-27. https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0198

Mesquita, R. C. G., dos Santos Massoca, P. E., Conte Jakovac, C., Vizcarra Ventos, T. y Williamson, G. B. (2015). Amazon rain forest succession: Stochasticity or land-use legacy? *BioScience, 65*(9), 849-861.

Meyer, V., Saatchi, S., Ferraz, A., Xu, L., Duque, A. y García, M. (2019). Forest degradation and biomass loss along the Chocó region of Colombia. *Carbon Balance and Management, 14*(7). https://doi.org/10.1186/s13021-019-0117-9

Milliken, W., Albert, B., Gómez, G. G. y Rutherford, J. (1999). *Yanomami: A forest people*. Royal Botanic Gardens, Kew.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente), Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam) y Programa Visión Amazonía (2023). *Análisis geoestadístico de la deforestación en Colombia 2014-2022 para una estrategia de gestión y control diferenciada y focalizada*. Minambiente.

Minorta-C, V., Rangel-Ch, J. O., Aymard, G. y Castro-Lima, F. (2019). La vegetación en el territorio de las selvas transicionales de Cumaribo, Vichada (Colombia): Composición florística y principales aspectos estructurales. En *Colombia Diversidad Biótica XIX*. Universidad Nacional de Colombia.

Mireya, S., Tunjano, S., Cárdenas López, D., Castro, C. L., Antonio, G., Corredor, A., Arboleda, C., Sebastián, J., Caro, G., Camilo, J., González, F., Contreras Martínez, M. H., Barrera Fajardo, I. E., Fernando, D. y Ladino, L. (2022). *Mapa de vegetación natural de Colombia.* Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi).

Misiewicz, T. M., Simmons, T., Carter, B. E., Fine, P. V. A. y Moore, A. J. (2022). Parallel evolution and cryptic diversification in the common and widespread Amazonian tree, Protium subserratum. *Molecular Ecology, 32*(9). https://doi.org/10.1101/2022.09.28.509925

Morales Rojas, T. y Castillo Suárez, A. (2005). Catálogo Dendrológico comentado del bosque ribereño de la confluencia de los rios Cuao-Sipapo (Estado Amazonas, Venezuela). *Acta Botánica Venezuelica*, *28*(1), 63-88. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0084-59062005000100004&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Moraes, R. M., Correa, S. B., Doria, C. R. C., Duponchelle, F., Miranda, G., Montoya, M., Phillips, O. L., Salinas, N., Silman, M., Ulloa Ulloa, C., Zapata-Ríos, G., Arieira, J. y Ter Steege, H. (2021). Capítulo 4. Biodiversidad y funcionamiento ecológico en la Amazonía. En C. Nobre, A. Encalada, E. Anderson, F. H. Roca Alcazar, M. Bustamante, C. Mena, M. Peña-Claros, G. Poveda, J. P. Rodríguez, S. Saleska, S. Trumbore, A. L. Val, L. Villa Nova, R. Abramovay, A. Alencar, C. Rodríguez Alzza, D. Armenteras, P. Artaxo, S. Athayde, H. T. Barretto Filho, J. Barlow, E. Berenguer, F. Bortolotto, F. A. Costa, M. H. Costa, N. Cuvi, P. M. Fearnside, J. Ferreira, B. M. Flores, S. Frieri, L. V. Gatti, J. M. Guayasamin, S. Hecht, M. Hirota, C. Hoorn, C. Josse, D. M. Lapola, C. Larrea, LarreaAlcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo J. A., Melack J, Moraes R. M., P. Moutinho, M. R. Murmis, E. G. Neves, B. Páez, L. Painter, A. Ramos, M. C. Rosero-Peña, M. Schmink, P. Sist, H. Ter Steege, P. Val, H. van der Voort, M. Varese, G. Zapata-Ríos (eds.). *Informe de evaluación de Amazonía 2021* (pp. 1-35). Traducido del inglés al español por iTranslate. Science Panel for the Amazon-United Nations Sustainable Development Solutions Network. https://www.laamazoniaquequeremos.org/wp-content/uploads/2022/10/Chapter-4-ES-Stand-Alone-Bound-Oct-20.pdf

Mori, S. A., Becker, P. y Kincaid, D. (2001). Lecythidaceae of a central Amazonian lowland forest. En W. E. Bongers, P. A. Goldbrunner, y J. H. C. Zagt (eds.), *Ecology and management of rain forest in central Amazonia* (pp. 54-74). Tropenbos Guyana Programme.

Morneau, F., Guitet, S. y Brunaux, O. (2021). Hacia un Inventario Forestal Nacional en los territorios franceses de ultramar en América Latina y el Caribe: Guayana Francesa, Guadalupe y Martinica. En Ramírez, C., Alberdi, I., Bahamondez, C., y Freitas, J. (coords.). *Inventarios Forestales Nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Morris, E. K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T. S. y Rillig, M. C. (2014). Choosing and using diversity indices: Insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution, 4*(18), 3514-3524. https://doi.org/10.1002/ece3.1155

Mucina, L. (2019). Biome: Evolution of a crucial ecological and biogeographical concept. *New Phytologist, 222*(1), 97-114. https://doi.org/10.1111/nph.15609

Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley y Sons. https://www.geobotany.org/library/pubs/Mueller-Dombois1974_AimsMethodsVegEcol_ch5.pdf

Murcia-García, U., Jaramillo, O., Cañón, F. y Latorre, J. P. (2016). *Mapa de ecosistemas de la Amazonia colombiana del año 2012* (2.ª ed.). Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi) y Parques Nacionales Naturales.

Myster, R. W. (2019). Primary and secondary igapó forests in the Peruvian Amazon: Floristics, physical structure and the predictive value of soil bulk density. *Journal of Plant Studies, 8*(1), 20-30. https://doi.org/10.5539/jps.v8n1p20

Myster, R. W. (2023). The contributions of Neotropical tree families to the structure of common Amazon forest-types. *International Journal of Plant Biology, 14*(2), 339-346. https://doi.org/10.3390/ijpb14020028

Naiman, R. J., Décamps, H. y McClain, M. E. (2010). *Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Academic Press.

Nath, A. J., Brahma, B., Sileshi, G. W. y Das, A. K. (2018). Impact of land use changes on the storage of soil organic carbon in active and recalcitrant pools in a humid tropical region of India. *Science of The Total Environment, 624*, 908-917.

Navarrete, D., Sitch, S., Aragão, L. E., Pedroni, L. y Duque, A. (2016). Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to differences in dead wood dynamics depending on land management practices. *Journal of Environmental Management, 171*, 42-51.

Nazareno, A. G., Dick, C. W. y Lohmann, L. G. (2017). Wide but not impermeable: Testing the riverine barrier hypothesis for an Amazonian plant species. *Molecular Ecology, 26*(14), 3636-3648. https://doi.org/10.1111/mec.14142

Nazareno, A. G., Dick, C. W. y Lohmann, L. G. (2019). A biogeographic barrier test reveals a strong genetic structure for a canopy-emergent Amazon tree species. *Scientific Reports, 9*(1), 1-11. https://doi.org/10.1038/s41598-019-55147-1

Nazareno, A. G., Knowles, L. L., Dick, C. W. y Lohmann, L. G. (2021). By animal, water, or wind: Can dispersal mode predict genetic connectivity in riverine plant species? *Frontiers in Plant Science, 12*, 626405. https://doi.org/10.3389/fpls.2021.626405

Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Motta, R. S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M. C., McGrath-Horn, M., Carvalho, O. y Hess, L. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science, 344*(6188), 1118-1123.

Noguera-Urbano, E. A. (2017). El endemismo: Diferenciación del término, métodos y aplicaciones. *Acta Zoológica Mexicana, 33*(1), 89-107. https://doi.org/10.21829/azm.2017.3311016

Núñez-Avellaneda, L. A., Castro, M. I., Mestre, G. y Lozano, L. (2019). Los bosques de galería conectores de vida. Ámbito Investigativo, 1 (3).

Obando Guzmán, J. K., Beltrán, L. C., Rodríguez-León, C. H. y Roa-Fuentes, L. (2023). Pattern of litterfall production throughout a tropical humid forest chronosequence. *Ecosystems, 26*, 1-13. https://doi.org/10.1007/s10021-023-00862-0

Olarte Villanueva, C. P., Merchán López, Ó. F., Linares Prieto, R., Quintero Cardozo, F., León Cruz, R., Rodríguez León, A. y Montealegre, J. O. (2021a). *Marco rector para la implementación del Inventario Forestal Nacional* (C. P. Olarte Villanueva, R. León Cruz y J. Avendaño Reyes, eds.). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

Olarte Villanueva, C. P., Aldana Jauregui, M. I., Merchán López, Ó. F., Rodríguez Toro, J. y Salinas Martin, A. C. (2021b). Parte 2, capítulo II. Inventario Forestal Nacional de Colombia. En C. Ramírez, I. Alberdi, C. Bahamondez y J. Freitas (eds.), *Inventarios forestales nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal* (pp. 134-149). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Olarte Villanueva, C. P., Rodríguez, J. A., Jurado, R. D. y Hernández, J. S. (2024a). *Cálculo de los factores de emisión para los sumideros forestales de carbono: biomasa aérea, biomasa subterránea, carbono orgánico del suelo y detritos de madera, a partir de los datos del Inventario Forestal Nacional*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

Olarte Villanueva, C. P., Rodríguez Toro, J., Jurado Bastidas, R., Herrera Motta, C., Baquero Carvajal, L., Merchán López, O. y Caballero Villalobos, L. (2024b). *Explorando los bosques de Colombia: El Inventario Forestal Nacional y su contribución al conocimiento forestal*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

Oliveira, M. A., Grillo, A. S. y Tabarelli, M. (2004). Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: Drastic changes in tree species assemblages. *Oryx, 38*(4), 389-394. https://doi.org/10.1017/S0030605304000754

Ometto, J. P., Aguiar, A. P. y Martinelli, L. A. (2011). Amazon deforestation in Brazil: Effects, drivers and challenges. *Carbon Management, 2*(5), 575-585.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2010). *Global forests resources assessment*. FAO.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2021). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020*. FAO.

Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA). (2021). *Programa de Bosques de la OTCA para la Cuenca Amazónica y la Región Amazónica*. Secretaría Permanente de la OTCA.

Ortega Pérez, J. C. (2018). *Rasgos funcionales radiculares en especies de árboles con potencial para la restauración ecológica en el paisaje de lomerío del departamento del Caquetá* [trabajo de pregrado]. Universidad de la Amazonía.

Osorio, N. W. (2014). *Manejo de nutrientes en suelos del trópico*. Editorial L. Vieco S. A. S.

Palace, M., Keller, M., Asner, G. P., Natalino, J., Silva, M. y Passos, C. (2007). Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management, 238*, 309-318.

Palace, M. W., Keller, M., Hurtt, G. C. y Frolking, S. (2012). A review of above ground necromass in tropical forests. En P. Sudarshana, M. Nageswara-Rao y J. R. Soneji (eds.), *Tropical Forests*. IntechOpen.

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Simon, A. S., Lewis, L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. y Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science, 333*(6045), 988-993.

Palacios, E. y Rodríguez, A. (2013). Seed eating by *Callicebus lugens* at Caparú Biological Station, on the lower Apaporis River, Colombian Amazonia. En A. B. Rylands, L. M. Veiga, C. A. Ferrari, S. L. Mendes y R. A. Mittermeier (eds.), *Evolutionary biology and conservation of titis, sakis and uacaris* (pp. 225-231). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9781139034210.026

Parolin, P., de Simone, O., Haase, K. y Waldhoff, D. (2004). Central Amazonian floodplain forests: Tree adaptations in a pulsing system. *The Botanical Review, 70*(3), 357-380. https://doi.org/10.1663/0006-8101(2004)070[0357:CAFFTA]2.0.CO;2

Parolin, P., Wittmann, F. y Ferreira, L. V. (2013). Fruit and seed dispersal in Amazonian floodplain trees: A review. *Ecotropica, 19*, 15-32.

Pavlis, J. y Jeník, J. (2000). Roots of pioneer trees in Amazonian rainforest. *Trees, 14*(8), 442-455. https://doi.org/10.1007/s004680000049

Pennington, R. T. y Lavin, M. (2016). The contrasting nature of woody plant species in different neotropical forest biomes reflects differences in ecological stability. *New Phytologist, 210*(1), 25-37. https://doi.org/10.1111/nph.13724

Pennington, R. T., Lewis, G. P. y Ratter, J. A. (2006). An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. En *Neotropical savannas and dry forests: Plant diversity, biogeography, and conservation* (pp. 1-29). CRC Press.

Pennington, R. T., Stirton, C. H. y Schrire, B. D. (2005). Tribe Sophoreae. En G. Lewis, B. Schrire, B. Mackinder y M. Lock (eds.), *Legumes of the world* (pp. 49-227). Royal Botanic Gardens, Kew. https://www.yumpu.com/en/document/read/23817734/legumes-of-the-world-royal-botanic-gardens-kew

Pennington, T. D. (1990). *Flora Neotropica Monograph 52: Sapotaceae*. New York Botanical Garden Press for the Organization for Flora Neotropica. https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19920232188

Pennington, T. y Dick, C. W. (2010). Diversification of the Amazonian flora and its relation to key geological and environmental events: A molecular perspective. En C. Hoorn y F. P. Wesselingh (eds.), *Amazonia: Landscape and species evolution. A look into the past* (pp. 373-385). Wiley-Blackwell.

Peña, M. A., Feeley, K. J. y Duque, A. (2018). Effects of endogenous and exogenous processes on aboveground biomass stocks and dynamics in Andean forests. *Plant Ecology, 219*(12), 1481-1492.

Peña-Peña, K. y Irmler, U. (2016). Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. *Soil Biology and Biochemistry, 107*, 124-133.

Peñuela-Mora, M. C. (2014). *Understanding colombian amazonian white sand forests* [tesis de doctorado]. Utrecht University y National University of Colombia.

Pereira Moutinho, V. H., Couto, A. M., Lima, J. T., Romeiro de Aguiar, O. J. y de Oliveira Gonçalves Nogueira, M. O. (2011). Energetic characterization of Matá-Matá wood from the Brazilian rainforest (*Eschweilera Mart Ex Dc*). *Scientia Forestalis, 39*(92), 457-461.

Perfecto, I. y Vandermeer, J. (2008). Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. *Annals of the New York Academy of Sciences, 1134*, 173-200. https://doi.org/10.1196/annals.1439.011

Piedade, M. T. F., Junk, W. J., D´Ângelo, S. A., Wittmann, F., Schöngart, J., Barbosa, K. M. do N. y Lopes, A. (2010). Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: State of the art and research needed. *Acta Limnologica Brasiliensia, 22*(2), 165-178. https://doi.org/10.4322/ACTALB.02202006

Phillips, J., Duque, A., Scott, C., Wayson, C., Galindo, G., Cabrera, E., Chave, J., Peña, M., Álvarez, E., Cárdenas, D., Duivenvordeen, J., Hildebrand, P., Stevenson, P., Ramírez, S. y Yepes, A. (2016). Live aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management, 374*, 119-128.

Phillips, J., Ramírez, S., Wayson, C. y Duque, A. (2019). Differences in carbon stocks along an elevational gradient in tropical mountain forests of Colombia. *Biotropica, 51*, 490-499.

Phillips, O. L., Sullivan, M. J. P., Baker, T. R., Monteagudo Mendoza, A., Núñez Vargas, P. y Vásquez, R. (2019). Species matter: Wood density influences tropical forest biomass at multiple scales. *Surveys in Geophysics, 40*(4), 913-935.

Pimm, S. L., Jones, H. L. y Diamond, J. (1988). On the risk of extinction. *The American Naturalist, 132*(6), 757-785.

Pitman, N. C. A., Guevara Andino, J. E., Aulestia, M., Cerón, C. E., Neill, D. A., Palacios, W., Rivas-Torres, G., Silman, M. R. y Terborgh, J. W. (2014). Distribution and abundance of tree species in swamp forests of Amazonian Ecuador. *Ecography, 37*(9), 902-915.

Pitman, N. C. A., Mogollón, H., Dávila, N., Ríos, M., García-Villacorta, R., Guevara, J., Baker, T. R., Monteagudo, A., Phillips, O. L., Vásquez-Martínez, R., Ahuite, M., Aulestia, M., Cardenas, D., Cerón, C. E., Loizeau, P. A., Neill, D. A., Núñez V., P., Palacios, W. A., Spichiger, R. y Valderrama, E. (2008). Tree community change across 700 km of lowland Amazonian forest from the Andean foothills to Brazil. *Biotropica, 40*(5), 525-535. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00424.x

Pitman, N. C. A., Terborgh, J., Silman, M. R. y Núñez, P. V. (1999). Tree species distributions in an upper Amazonian forest. *Ecology, 80*(8), 2651. https://doi.org/10.2307/177247

Pitman, N. C., Terborgh, J. W., Silman, M. R., Núñez, P. V., Neill, D. A., Cerón, C. E. y Aulestia, M. (2001). Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. *Ecology, 82*(8), 2101-2117. https://doi.org/10.2307/2680219

Pitman, N. C. y Jørgensen, P. M. (2002). Estimating the size of the world's threatened flora. *Science, 298*, 989-989.

Pizano, C. y García, H. (eds.). (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).

Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (Ipbes). (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz y H. T. Ngo, eds.). Ipbes Secretariat. https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673

Polak, A. M. (1992). *Major timber trees of Guyana: A field guide*. Tropenbos Foundation. https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19930667714

Prasad, R. y Power, J. (1997). *Soil fertility management for sustainable agriculture*. CRC Press.

Preston, F. W. (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology, 29*(3), 254-283.

Puig, H., Fabre, A. y Gauquelin, T. (1998). Spatial distribution of seedlings and young plants of *Iryanthera hostmannii* (Benth.) Warb. in French Guyana tropical rain forest. *Comptes Rendus de l'Academie Des Sciences. Serie III, 321*(5), 429-435. https://doi.org/10.1016/S0764-4469(98)80308-9

Pyhälä, A., Fernández-llamazares, Á., Lehvävirta, H., Byg, A. y Ruiz, I. (2016). Global environmental change: Local perceptions, understandings, and explanations. *Ecology and Society, 21*, 1-27.

Queenborough, S. A., Burslem, D. F. R. P., Garwood, N. C. y Valencia, R. (2007a). Determinants of biased sex ratios and inter-sex costs of reproduction in dioecious tropical forest trees. *American Journal of Botany, 94*(1), 67-78. https://doi.org/10.3732/AJB.94.1.67

Queenborough, S. A., Burslem, D. F. R. P., Garwood, N. C. y Valencia, R. (2007b). Habitat niche partitioning by 16 species of Myristicaceae in Amazonian Ecuador. *Plant Ecology, 192*(2), 193-207. https://doi.org/10.1007/s11258-007-9328-3

Queenborough, S. A., Humphreys, A. M. y Valencia, R. (2013). Sex-specific flowering patterns and demography of the understorey rain forest tree Iryanthera hostmannii (Myristicaceae). *Tropical Conservation Science, 6*(5), 637-652. https://doi.org/10.1177/194008291300600504/ASSET/IMAGES/LARGE/10.1177_194008291300600504-FIG10.JPEG

Quesada, C. A., Lloyd, J., Anderson, L. O., Fyllas, N. M., Schwarz, M. y Czimczik, C. I. (2011). Soils of Amazonia with particular reference to the Rainfor sites. https://doi.org/10.5194/bgd-6-3851-2009

Quesada, C. A., Lloyd, J., Schwarz, M., Baker, T. R., Phillips, O. L., Patiño, S., Czimczik, C., Hodnett, M. G., Herrera, R., Arneth, A., Lloyd, G., Malhi, Y., Dezzeo, N., Luizão, F. J., Santos, A. J. B., Schmerler, J., Arroyo, L., Silveira, M., Priante Filho, N. y Ramírez, H. (2009). Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. https://doi.org/10.5194/bgd-6-3993-2009

R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/

Ramírez, C., Alberdi, I., Bahamondez, C. y Freitas, J. (coords.). (2021). *Inventarios Forestales Nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Ramírez, I. C., Barrera, C. J. y Correa, J. C. (2013). Efecto del tamaño de muestra y el número de réplicas bootstrap. *Ingeniería y Competitividad, 15*(1), 93-101.

Ramírez, O., Blair, S., Vaupés Medio TV, Cardona, F. y Pabón, A. (2017). Ethnobotany of medicinal plants used to treat malaria by traditional healers from ten indigenous Colombian communities located in Waupes Medio. *Biodiversity International Journal, 1*(4), 151-167. https://doi.org/10.15406/BIJ.2017.01.00022

Rangel-Ch., J. O. (2015). La biodiversidad de Colombia: significado y distribución regional. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 39*(51), 176. https://doi.org/10.18257/raccefyn.136

Rangel-Ch, J. O. (2018). Aspectos generales sobre la Amazonía de Colombia. En *La riqueza vegetal de la Amazonía de Colombia* (pp. 21-45). Fundación Natura Colombia, Universidad Nacional de Colombia (UNAL). https://www.researchgate.net/publication/328125667

Rangel-Ch, J. O., Minorta-Cely, V., Castro-Lima, F., Niño, L. y Aymard-Corredor, G. A. (2022). Forest diversity of the Cumaribo region (Vichada department) in the rransition zone between the Amazonia and the Orinoquia of Colombia. *Harvard Papers in Botany, 27*(1), 75-99. https://doi.org/10.3100/hpib.v27iss1.2022.n12

Rangel-Ch, J. O. (2008). La vegetación de la región Amazónica de Colombia. Aproximación Inicial. En *Colombia diversidad biótica: Vegetación, palinología y paleoecología de la Amazonía colombiana, vol. VII* (pp. 1-53). Universidad Nacional de Colombia (UNAL).

Rangel-Ch, J. O. y Velázquez, A. (1997). Métodos de estudio de la vegetación. En *Colombia diversidad biótica II* (pp. 59-88). Universidad Nacional de Colombia (UNAL). https://www.researchgate.net/profile/Jesus-Rangel-4/publication/339510090_METODOS_DE_ESTUDIO_DE_LA_VEGETACION/links/5e56a12b92851cefa1c7c517/METODOS-DE-ESTUDIO-DE-LA-VEGETACION.pdf

Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography being the collected*. Oxford at the Clarendon Press.

Reis, L. P., dos Reis, P. C. M., Ruschel, A. R., Silva, J. N. M., de Carvalho, J. O. P., de Souza, A. L., Soares, M. H. M. y Miyahara, R. K. N. (2015). Forest dynamics in the eastern Amazon with special reference to Sapotaceae species. *Floresta, 45*(3), 567-576. https://doi.org/10.5380/rf.v45i3.35947

Reis, L. P., Silva, J. N. M., dos Reis, P. C. M., de Carvalho, J. O. P., de Queiroz, W. T. y Ruschel, A. R. (2013). Effect of reduced impact logging in some sapotaceae species in the eastern amazon. *Floresta, 43*(4), 395-406. https://doi.org/10.5380/rf.v43i3.30808

Ribeiro, E., Santos, B., Arroyo-Rodríguez, V., Tabarelli, M., Souza, G. y Leal, I. (2016). Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology, 97*(6), 1583-1592.

Ribeiro, J., Hopkins, M., Vicentini, A., Sothers, C., Costa, M., Brito, J., Souza, M., Martins, L., Assuncao, P., Pereira, E., Silva, C., Mesquita, M. y Procópio, L. (1999). *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

Richardson, J. E., Pennington, R. T., Pennington, T. D. y Hollingsworth, P. M. (2001). Rapid diversification of a species-rich genus of neotropical rain forest trees. *Science, 293*(5538), 2242-2245.https://www.science.org/doi/10.1126/science.1061421

Rito, K. F., Tabarelli, M. y Leal, I. R. (2017). Euphorbiaceae responses to chronic anthropogenic disturbances in Caatinga vegetation: from species proliferation to biotic homogenization. *Plant Ecology, 218*(6), 749-759. https://doi.org/10.1007/s11258-017-0726-x

Rodrigues, M. dos S., Martins-da-Silva, R. C. y Secco, R. de S. (2012). Caesalpinieae (Leguminosae-Caesalpinioideae) do Campo Experimental da Embrapa Amazônia Oriental, Município de Moju, PA, Brasil. *Hoehnea, 39*(3), 489-516. https://doi.org/10.1590/s2236-89062012000300009

Rodrigues, W. A. (1980). Revisão taxonômica das espécies de *Virola Aublet* (Myristicaceae) do Brasil. *Acta Amazonica, 10*(1), 3-127. https://doi.org/10.1590/1809-43921980101S003

Rodríguez-León, C. H., Peña-Venegas, C. P., Sterling, A., Muñoz-Ramirez, H. y Virguez-Díaz, Y. R. (2021). Changes in soil-borne communities of arbuscular mycorrhizal fungi during natural regrowth of abandoned cattle pastures are indicative of ecosystem restoration. *Agronomy, 11*(12), 2468. https://doi.org/10.3390/agronomy11122468

Rodríguez-León, C. H., Roa-Fuentes, L. L., Sterling, A. y Suárez, J. C. (2022). Plant Biodiversity Homogenization across the Chronosequence in Highly Fragmented Landscapes in the Colombian Andean-Amazonian Transition. *Forests, 13*(9), 1422. https://doi.org/10.3390/f13091422

Rodríguez-León, C. H., Sterling, A., Trujillo-Briñez, A., Suárez-Córdoba, Y. D. y Roa-Fuentes, L. L. (2025). Forest attribute dynamics in secondary forests: Insights for advancing ecological restoration and transformative territorial management in the Amazon. *Diversity, 17*(1), 39. https://doi.org/10.3390/D17010039

Rojas, O. y Murillo, O. (2000). Calidad de las plantaciones de teca en la Península de Nicoya, Costa Rica. *Agronomía costarricense, 24*(2), 65-75.

Royal Botanical Garden KEW. (2025). Plants of the world online. Guatteria maypurensis Kunth. Recuperado el 2 de febrero de 2025, de https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:73503-1/general-information

Royal Botanic Gardens (Kew) e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). (2022). *Catalogue of useful plants of Colombia* (R. Negrao, A. Monro, C. Castellanos-Castro y M. Diazgranados, eds.). Kew e IAvH.

Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Aide, T. M., Álvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J. N., Bentos, T. V., Brancalion, P. H. S., Cabral, G. A. L., Calvo-Rodríguez, S., Chave, J., César, R. G., Chazdon, R. L., Condit, R., Dallinga, J. S., de Almeida-Cortez, J. S., de Jomg, B., de Oliveira, A. y Poorter, L. (2019). Biodiversity recovery of neotropical secondary forests. *Science Advances, 5*(3), eaau3114. https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114

Rudas, A. y Prieto, A. (1998). Análisis florístico del Parque Nacional Natural Amacayacu e isla de Mocagua, Amazonas, Colombia. *Caldasia, 20*(2). https://www.jstor.org/stable/23641240

Rudas, A. y Prieto, A. (2005). *Flórula del Parque Nacional Natural Amacayacu, Amazonas, Colombia*. Missouri Botanical Garden Press. https://ia801909.us.archive.org/24/items/mobot31753003225759/mobot31753003225759.pdf

Rudel, T. K., Defries, R., Asner, G. P. y Laurance, W. F. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology, 23*(6), 1396-1405.

Ruiz, S. L., Sánchez, E., Tabares, E., Prieto, A., Arias, J. C., Gómez, R., Castellanos, D., García, P. y Rodríguez, L. (eds.). (2007). *Diversidad biológica y cultural del sur de la Amazonia colombiana. Diagnóstico*. Corpoamazonía, Instituto Humboldt, Instituto Sinchi, UAESPNN.

Russo, S. E. (2003). Responses of dispersal agents to tree and fruit traits in *Virola calophylla* (Myristicaceae): Implications for selection. *Oecologia, 136*(1), 80-87. https://doi.org/10.1007/s00442-003-1239-y

Russo, S. E. y Augspurger, C. K. (2004). Aggregated seed dispersal by spider monkeys limits recruitment to clumped patterns in *Virola calophylla*. *Ecology Letters, 7*(11), 1058-1067. https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2004.00668.X

Russo, S. E., Campbell, C. J., Dew, J. L., Stevenson, P. R. y Suárez, S. A. (2005). A multi-forest comparison of dietary preferences and seed dispersal by *Ateles* spp. *International Journal of Primatology, 26*(5), 1017-1037. https://doi.org/10.1007/S10764-005-6456-2

Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T., Salas, W. y Petrova, S. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 108*, 9899-9904.

Sabatier, D. (1997). Description et biologie d'une nouvelle espèce de *Virola* (Myristicaceae) de Guyane. *Adansonia, 19*(2), 273-277.

Salamanca Villegas, S., van Soelen, E. E., Teunissen van Manen, M. L., Flantua, S. G. A., Santos, R. V., Roddaz, M., Dantas, E. L., van Loon, E., Sinninghe Damsté, J. S., Kim, J. H. y Hoorn, C. (2016). Amazon forest dynamics under changing abiotic conditions in the early Miocene (Colombian Amazonia). *Journal of Biogeography, 43*(12), 2424-2437. https://doi.org/10.1111/jbi.12769

Saldarriaga, J. G., West, D. C., Tharp, M. L., Uhl, C., Tharp, M. L. y Uhlt, C. (1988). Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology, 76*(4), 938-958.

Samek, V. y Krahulec, F. (1989). Conservation biology. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica, 24*(1), 98-98. https://doi.org/10.1007/BF02854794

Schargel, R., Marvez, P., Aymard, G., Stergios, B. y Berry, P. (2001). Características de los suelos alrededor de San Carlos de Río Negro, Estado Amazonas, Venezuela. *Biollania, 7*, 234-264.

Schoenholtz, S. H., Van Miegroet, H. y Burger, J. A. (2000). A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management, 138*, 335-356.

Schöngart, J., Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Ayres, J. M., Hüttermann, A. y Worbes, M. (2004). Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect. *Global Change Biology, 10*(5), 683-692. https://doi.org/10.1111/J.1529-8817.2003.00754.X

Secco, R. de S. (1973). Aspectos sistemáticos e evolutivos do gênero *Sandwithia Lanj.* (Euphorbiaceae) em relação às suas afinidades. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Ser. Botânica, 7*(3), 157-181.

Secco, R. de S., Marques da Silva, O. L. y Cordeiro, I. (2019). A new combination in *Sagotia* (Euphorbiaceae) with an updated key for the genus. *Phytotaxa, 394*(3), 225-229. https://doi.org/10.11646/phytotaxa.394.3.4

Secco, R. de S. (1988). Dialissepalia no gênero *Sandwithia Lanj.* (Euphorbiaceae): Uma novidade botânica do alto Rio Negro e da Venezuela. *Série Botânica, 4*, 177-185.

Secco, R. de S. (1990). Revisão dos gêneros *Anomalocalyx* Ducke, *Dodecastigma* Ducke, *Pausandra* Radlk., *Pogonophora* Miers ex Benth. e *Sagotia* Baill. Adolpho Ducke. Museu Paraense Emílio Goeldi. https://www.gov.br/museugoeldi/pt-br/a-instituicao/difusao-cientifica/publicacao/catalogo-de-publicacoes/revisao-dos-generos-anomalocalyx-ducke-do-decastigma-ducke-pausandra-radlk-pogonophora-miers-ex-benth-e-sagotia-baill-adolpho-ducke

Serrano, J., Richardson, J. E., Milne, R. I., Mondragón, G. A., Hawkins, J. A., Bartish, I. V., González, M., Chave, J., Madriñán, S., Cárdenas, D., Sánchez, S. D., Cortés-B, R. y Pennington, R. T. (2021). Andean orogeny and the diversification of lowland neotropical rain forest trees: A case study in *Sapotaceae*. *Global and Planetary Change, 201*, 103481. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2021.103481

Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF). (16 de enero de 2024). *Amphirrhox longifolia (A. St.-Hil.) Spreng.* https://www.gbif.org/es/species/4075006

Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SIB). (2024). Nueva lista de especies amenazadas en Colombia al detalle. SIB Colombia. https://biodiversidad.co/post/2024/lista-especies-amenazadas-colombia/

Siddiqui, S. F., Zapata-Ríos, X., Torres-Paguay, S., Encalada, A. C., Anderson, E. P., Allaire, M., da Costa Doria, C. R. y Kaplan, D. A. (2021). Classifying flow regimes of the Amazon basin. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 31*(5), 1005-1028. https://doi.org/10.1002/AQC.3582

Sierra, C. A., Jorge, I., Orrego, S. A., Moreno, F. H., Harmon, M. E., Zapata, M., Colorado, G. J., Lara, W., Restrepo, D. E., Berrouet, L. M., Loaiza, L. M. y Benjumea, J. F. (2007). Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Ecology and Management, 243*, 299-309.

Silva, O. L. M., Riina, R. y Cordeiro, I. (2020). Phylogeny and biogeography of *Astraea* with new insights into the evolutionary history of *Crotoneae* (Euphorbiaceae). *Molecular Phylogenetics and Evolution, 145*. https://doi.org/10.1016/j.ympev.2020.106738

Simon, A., Dhendup, K., Rai, P. B. y Gratzer, G. (2018). Soil carbon stocks along elevational gradients in Eastern Himalayan mountain forests. *Geoderma Regional, 12*, 28-38.

Smith, B. y Wilson, J. B. (1996). A consumer's guide to evenness indices. *Oikos, 76*(1), 70-82. https://doi.org/10.2307/3545749

Sonter, L. J., Herrera, D., Barrett, D. J., Galford, G. L., Moran, C. J. y Soares-Filho, B. S. (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications, 8*(1), 1013.

Spohn, M., Klaus, K., Wanek, W. y Richter, A. (2016). Microbial carbon use efficiency and biomass turnover times depending on soil depth: Implications for carbon cycling. *Soil Biology and Biochemistry, 96*, 74-81.

Stropp, J., van der Sleen, P., Assunção, P. A., Lopes da Silva, A. y Ter Steege, H. (2011). Tree communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. *Acta Amazónica, 41*(4), 521–544. https://www.scielo.br/j/aa/a/pBnDVDSwKNvgSP3GKDdYC3w/

Stropp, J., van der Sleen, P., Quesada, C. A. y Ter Steege, H. (2013). Herbivory and habitat association of tree seedlings in lowland evergreen rainforest on white-sand and terra-firme in the upper Rio Negro. *Plant Ecology and Diversity, 7*(1-2), 255-265. https://doi.org/10.1080/17550874.2013.773103

Suescún, D., Villegas, J. C., León, J. D., Flórez, C. P., García-Leoz, V. y Correa-Londoño, G. A. (2017). Vegetation cover and rainfall seasonality impact nutrient loss via runoff and erosion in the Colombian Andes. *Regional Environmental Change, 17*, 827-839.

Sullivan, M. J. P., Lewis, S. L., Hubau, W., Qie, L., Baker, T. R., Banin, L. F., Chave, J., Cuni Sánchez, A., Feldpaush, T. R., López-González, G., Arets, E., Ashton, P., Bastin, J.-F., Berry, N. J., Bogaert, J., Boot, R., Brearley, F., Brienen, R., Burslem, D. F. R. P.,... Phillips, O. L. (2018). Field methods for sampling tree height for tropical forest biomass estimation. *Methods in Ecology and Evolution, 9*, 1179-1189.

Taylor, A., Weigelt, P., Denelle, P., Cai, L. y Kreft, H. (2023). The contribution of plant life and growth forms to global gradients of vascular plant diversity. *New Phytologist*, *240*, 1548-1560. https://doi.org/10.1101/2023.03.06.531444

Ter Steege, H., Mota de Oliveira, S., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Antonelli, A., Guevara Andino, J. E., Aymard, G. A. y Salomão, R. P. (2019). Towards a dynamic list of Amazonian tree species. *Scientific Reports, 9*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-019-40101-y

Ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Killeen, T. J., Laurance, W. F., Peres, C. A., Guevara, J. E., Salomão, R. P., Castilho, C. V., Amaral, I. L., de Almeida Matos, F. D., de Souza Coelho, L., Magnusson, W. E., Phillips, O. L., de Andrade Lima Filho, D., de Jesus Veiga Carim, M., Irume, M. V., Martins, M. P., Molino, J. F., Sabatier, D.,... Gamarra, L. V. (2015). Estimating the global conservation status of more than 15.000 Amazonian tree species. *Science Advances, 1*(10). https://doi.org/10.1126/sciadv.1500936

Ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Phillips, O. L., Chave, J., Sabatier, D., Duque, A., Molino, J. F., Prévost, M. F., Spichiger, R., Castellanos, H., von Hildebrand, P. y Vásquez, R. (2006). Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature, 443*(7110), 444-447. https://doi.org/10.1038/nature05134

Ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., Phillips, O. L., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., Molino, J. F., Monteagudo, A., Vargas, P. N., Montero, J. C., Feldpausch, T. R., Coronado, E. N. H., Killeen, T. J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Assis, R. L.,... Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science, 342*(6156). https://doi.org/10.1126/science.1243092

Ter Steege, H., Prado, P. I., de Lima, R. A. F., Pos, E., de Souza Coelho, L., de Andrade Lima Filho, D., Salomão, R. P., Amaral, I. L., de Almeida Matos, F. D., Castilho, C. V., Phillips, O. L., Guevara, J. E., de Jesus Veiga Carim, M., Cárdenas López, D., Magnusson, W. E., Wittmann, F., Martins, M. P., Sabatier, D., Irume, M. V.,... Pickavance, G. (2020). Biased-corrected richness estimates for the Amazonian tree flora. *Scientific Reports, 10*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-020-66686-3

Ter Steege, H., Sabatier, D., Castellanos, H., van Andel, T., Duivenvoorden, J., Adalardo de Oliveira, A., Ek, R., Lilwah, R., Maas, P. y Mori, S. (2000). An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. *Journal of Tropical Ecology, 16*.

Ter Steege, H., Sabatier, D., Mota de Oliveira, S., Magnusson, W. E., Molino, J. F., Gomes, V. F., Pos, E. T. y Salomão, R. P. (2017). Estimating species richness in hyper-diverse large tree communities. *Ecology, 98*(5), 1444-1454. https://doi.org/10.1002/ecy.1813

Ter Steege, H., Vaessen, R. W., Cárdenas-López, D., Sabatier, D., Antonelli, A., de Oliveira, S. M., Pitman, N. C. A., Jørgensen, P. M. y Salomão, R. P. (2016a). The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. *Scientific Reports, 6*. https://doi.org/10.1038/srep29549

Terborgh, J. y Andresen, E. (1998). The composition of Amazonian forests: Patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology, 14*(5), 645-664. https://doi.org/10.1017/S0266467498000455

Thomas, S. C., Martin, A. R. y Mycroft, E. E. (2015). Tropical trees in a wind-exposed island ecosystem: Height-diameter allometry and size at onset of maturity. *Journal of Ecology, 103*, 594-605.

Tuomisto, H. (2012). An updated consumer's guide to evenness and related indices. *Oikos, 121*(8), 1203-1218. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19897.x

Tyukavina, A., Hansen, M. C., Potapov, P. V., Krylov, A. M. y Goetz, S. J. (2016). Pan-tropical hinterland forests: Mapping. *Global Ecology and Biogeography, 25*, 151-163.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). (2001). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). (2012). *Directrices para el uso de los criterios de la lista roja de la UICN a nivel regional y nacional. Versión 4.0*. UICN. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2012-002-Es.pdf

Umaña Medina, N. M. (2010). *Ensamblaje de comunidades de árboles, palmas y lianas en tres tipos de bosque tropical de tierras bajas, Colombia: Evaluación de factores ecológicos y evolutivos* [tesis de postgrado]. Universidad de los Andes.

Urrego, L. E., Gutiérrez, M., Sánchez, M., Elejalde, D. y Correa-Metrio, A. (2024). Structure, floristic composition, and distribution of swamp forests across a white-water flood-plain in the Colombian Amazon. *Journal of Vegetation Science, 35*(2), e13247. https://doi.org/10.1111/JVS.13247

Del Valle, J. y Lema, A. (1999). Crecimiento de cohórtres de árboles coetáneos en rodales espacialmente dispersos: el caso de *Campnosperma panamensis*. *Revista de la Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 23*(87), 249-250.

Van Roosmalen, M., Barlades, M. del P. y Gómez García, M. da C. (1996). Frutos da floresta Amazonica. Parte I: Myristicaceae. *Acta Amazónica, 26*(4), 209-264.

Vargas, O. y Dick, C. (2020). Diversification history of Neotropical Lecythidaceae, an ecologically dominant tree family of Amazon rain forest. En V. Rull y A. C. Carnaval (eds.), *Neotropical Diversification: Patterns and Processes*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-31167-4_29

Vargas, I. N. y Stevenson, P. R. (2013). Seed and establishment limitation: Effects on plant diversity in an Amazonian rain forest. *Biotropica, 45*(6), 737-746. https://doi.org/10.1111/btp.12063

Veenendaal, E. M., Swaine, M. D., Agyeman, V. K., Blay, D., Abebrese, I. K. y Mullins, C. E. (1996). Differences in plant and soil water relations in and around a forest gap in West Africa during the dry season may influence seedling establishment and survival. *Journal of Ecology, 84*(1).

Veloso, J., Campos, G., Alvares, R., Navaro, H., Brena, D., Póvoa, P. y Maheiros, Y. (2021). Inventario Forestal Nacional de Brasil. En C. Ramírez, I. Alberdi, C. Bahamondez y J. Freitas (coords.), *Inventarios Forestales Nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Vester, H. F. M. y Cleef, A. M. (1998). Tree architecture and secondary tropical rain forest development: A case study in Araracuara, Colombian Amazonia. *Flora, 193*(1), 75-97. https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30816-2

Viana, L. T., Maria, M. y Molina, M. (2011). Microbial communities in Cerrado soils under native vegetation subjected to prescribed fire and under pasture. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, 46*, 1665-1672.

Villarreal H., M., Álvarez, S., Córdoba, F., Escobar, G., Fagua, F., Gast, H., Mendoza, M., Ospina, M. y Umaña, A. M. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad* (segunda edición). Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Visión Amazonía. (2022). *De Focos Activos de Deforestación a Núcleos de Desarrollo Forestal*. https://visionamazonia.Minambiente.gov.co/content/uploads/2023/08/DE-FOCOS-A-NDFyB.pdf

Wadsworth, F. H. (1997). *Forest production for tropical America* (Agriculture Handbook n.° 710). Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA).

Wagai, R., Kishimoto-Mo, A. W. y Yonemura, S. (2013). Linking temperature sensitivity of soil organic matter decomposition to its molecular structure, accessibility, and microbial physiology. *Global Change Biology, 19*, 1114-1125.

Wan, S., Norby, R. J., Ledford, J. y Weltzin, J. (2007). Responses of soil respiration to elevated CO_2, air warming, and changing soil water availability in a model old-field grassland. *Global Change Biology, 13*, 2411-2424.

Wang, D., He, N., Wang, Q., Lü, Y., Wang, Q., Xu, Z. y Zhu, J. (2016). Effects of temperature and moisture on soil organic matter decomposition along elevation gradients on the Changbai Mountains, Northeast China. *Pedosphere: An International Journal, 26*, 399-407.

Wang, Q., Xiao, F. y He, T. (2013). Responses of labile soil organic carbon and enzyme activity in mineral soils to forest conversion in the subtropics. *Annals of Forest Science, 70*, 579-587.

Wang, X. Z., Sun, S. W., Sedio, B. E., Glomglieng, S., Cao, M., Cao, K. F., Yang, J. H., Zhang, J. L. y Yang, J. (2022). Niche differentiation along multiple functional-trait dimensions contributes to high local diversity of Euphorbiaceae in a tropical tree assemblage. *Journal of Ecology, 110*(11), 2731-2744. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13984

Warming, E. y Knoblauch, E. (1895). *A Handbook of Systematic Botany*. https://ia601609.us.archive.org/29/items/handbookofsystem00warm/handbookofsystem00warm.pdf

Weaver, P. (2000). Succession in the Elfin Woodland of the Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science, 36*(1/2), 1-9. https://doi.org/10.2307/2388722

Webster, G. (2012). Clasificación de las Euphorbiaceae. *Annals of the Missouri Botanical Garden, 81*(1), 3-32.

Wei, X., Shao, M., Gale, W. y Li, L. (2014). Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. *Scientific Reports, 4*, 1-6.

West, P. W. (2009). *Tree and forest measurement* (pp. 1-190). Springer.

Whittaker, R. H. (1965). Dominance and diversity in land plant communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science, 147*(3655), 250-260.

Wilber, J. y Gómez, L. (2011). Regeneración natural de nueve especies maderables en un bosque intervenido de la Amazonia Boliviana. *Acta Amazonica, 41*(1), 135-142.

Williams, M., Shimabukuro, Y. E., Herbert, D. A., Lacruz, S. P., Renno, C. y Rastetter, E. B. (2002). Heterogeneity of soils and vegetation in an eastern Amazonian rain forest: Implications for scaling up biomass and production. *Ecosystems, 5*(7), 692-704. https://doi.org/10.1007/s10021-002-0165-x

Wilson, T. K. (2005). Myristicaceae. En R. Schmid, N. Smith, S. A. Mori, A. Henderson, D. Wm. Stevenson y S. V. Heald (eds.), *Flowering Plants of the Neotropics* (issue 1, p. 260). Wiley. https://doi.org/10.2307/25065340

Wittmann, F., Anhuf, D. y Funk, W. J. (2002). Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology, 18*(6), 805-820. https://doi.org/10.1017/S0266467402002523

Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J. C., Motzer, T., Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Queiroz, H. L. y Worbes, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, *33*(8), 1334–1347. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01495.x

Wittmann, F., Householder, E., Piedade, M. T. F., de Assis, R. L., Schöngart, J., Parolin, P. y Junk, W. J. (2013). Habitat specifity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. Ecography, 36(6), 690–707. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07723.x

Wittmann, F. y Junk, W. J. (2016). Amazon River Basin. En *The Wetland Book* (pp. 1-20). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_83-2

Worbes, M. (1997). The forest ecosystem of the floodplains. En *The Central Amazon Floodplain* (vol. 126). Springer-Verlag.

Wurdack, K. J., Hoffmann, P. y Chase, M. W. (2005). Molecular phylogenetic analysis of uniovulate Euphorbiaceae (Euphorbiaceae sensu stricto) using plastid RBCL and TRNL-F DNA sequences. *American Journal of Botany, 92*(8), 1397-1420. https://doi.org/10.3732/AJB.92.8.1397

Yu, M., Gao, Q., Gao, C. y Wang, C. (2017). Extent of night warming and spatially heterogeneous cloudiness differentiate temporal trend of greenness in mountainous tropics in the new century. *Nature Publishing Group*, 1-10.

Zárate, G. (2022). Patrones, modelos y similitud espacial de *Iryanthera* spp. (Myristicaceae) en el neotrópico [doctorado en Ambiente y Desarrollo Sostenible].

Zárate-Gómez, R. (2019). Arquitectura foliar y distribución de las especies de *Iryanthera* (Myristicaceae) en los bosques del sur y centro América [tesis de postgrado]. Universidad Nacional Agraria La Molina. https://www.researchgate.net/publication/334974511_ARQUITECTURA_FOLIAR_Y_DISTRIBUCION_DE_LAS_ESPECIES_DE_IRYANTHERA_MYRISTICACEAE_EN_LOS_BOSQUES_DEL_SUR_Y_CENTRO_AMERICA

Zárate-Gómez, R., Reynel Rodríguez, C. A., Palacios Vega, J. J., Ríos Paredes, M., Pérez Romero, M. A. y Cerón Villanueva, J. L. (2020). Guía para la identificación de las especies de cumala colorada (*Iryanthera* Warb., Myristicaceae) de la Amazonía peruana. *Ciencia Amazónica (Iquitos), 7*(1), 1-19. https://doi.org/10.22386/ca.v7i1.261

Zizka, A., Ter Steege, H., Pessoa, M. do C. R. y Antonelli, A. (2018). Finding needles in the haystack: Where to look for rare species in the American tropics. *Ecography, 41*(2), 321-330. https://doi.org/10.1111/ecog.02192

Literatura complementaria

Abades, S. R. y Marquet, P. A. (2011). Finite size scaling in the local abundances of geographic populations. *Biological Research, 44*(1), 107-112. https://doi.org/10.4067/S0716-97602011000100013

Ahirwal, J., Maiti, S. y Singh, A. (2017). Changes in ecosystem carbon pool and soil CO_2 flux following postmine reclamation in dry tropical environment, India. *Science of the Total Environment, 583*, 153-162.

Alda Pereira, E. (2010). *Medición forestal*. Editorial Félix Varela, Universidad de Pinar del Río.

Álvarez-Dávila, E., Cayuela, L., González-Caro, S., Aldana, A. M., Stevenson, P. R., Phillips, O. y Melo, O. (2017). Forest biomass density across large climate gradients in northern South America is related to water availability but not with temperature. *Plos One, 12*(2), e0171072. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171072

Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C. y Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters, 14*(1), 19-28. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x

Anderson, M. J., Ellingsen, K. E. y McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters, 9*(6), 683-693. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x

Arbeláez-Cortés, E., Acosta-Galvis, A. R., do Nascimiento, C., Espitia-Reina, D., González-Alvarado, A. y Medina, C. A. (2017). Knowledge linked to museum specimen vouchers: Measuring scientific production from a major biological collection in Colombia. *Scientometrics, 112*, 1323-1341.

Asner, G. P., Mascaro, J., Muller-Landau, H. C., Vieilledent, G., Vaudry, R., Rasamoelina, M. y van Breugel, M. (2012). A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. *Oecologia, 168*, 1147-1160. https://doi.org/10.1007/s00442-011-2165-z

Asner, G. P., Powell, G. V., Mascaro, J., Knapp, D. E., Clark, J. K., Jacobson, J. y Secada, L. (2010). High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 107*(38), 16738-16742. https://doi.org/10.1073/pnas.1004875107

Baccini, A., Walker, W., Carvalho, L., Farina, M., Sulla-Menashe, D. y Houghton, R. A. (2017). Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science, 358*(6360), 230-234. https://doi.org/10.1126/science.aam5962

Baker, T. R. y Honorio, E. N. (2010). *Manual para el monitoreo del ciclo del carbono en bosques amazónicos*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana-Universidad de Leeds.

Barreto Silva, J. S., Ramírez Echeverry, S., Peña, M. A., Capachero, C., Barbosa, A. P., Panev, M., Phillips, J. F. y Moreno, L. M. (2018). *Manual de campo: Inventario Forestal Nacional Colombia*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

Bemmels, J. B., Wright, S. J., Garwood, N. C., Queenborough, S. A., Valencia, R. y Dick, C. W. (2018). Filter-dispersal assembly of lowland Neotropical rainforests across the Andes. *Ecography, 41*(11), 1763-1775.

Bendeck, M. (2003). Origen y formación del humus. En *Memorias Seminario Materiales Orgánicos en la Agricultura* (p. 9). Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo.

Berg, B., Berg, M. P., Bottner, P., Box, E., Breymeyer, A. y Anta, R. C. D. (1993). Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: Some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry, 20*, 127-159. https://doi.org/10.1007/BF00000785

Berrio, J. C., Wouters, H., Hooghiemstra, H., Carr, A. S. y Boom, A. (2012). Using paleoecological data to define main vegetation dynamics along the savanna–forest ecotone in Colombia: Implications for accurate assessment of human impacts. En T. R. van der Sleen y E. T. F. Wit (eds.), *Ecotones between forest and grassland* (pp. 155-174). Springer

Borcard, D., Legendre, P., Avois-Jacquet, C. y Tuomisto, H. (2004). Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology, 85*, 1826-1832.

Borges de Lima, R., Rutishauser, E., da Silva, J. A. A., Carneiro Guedes, M., Herault, B., de Oliveira, C. P., da Silva Aparício, P., Doff Sotta, E., Silva da Silva, D. A. y Caraciolo Ferreira, R. L. (2021). Accurate estimation of commercial volume in tropical forests. *Forest Science, 67*(1), 14-21. https://doi.org/10.1093/forsci/fxaa032

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F. y Rodrigues, A. S. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science, 313*(5783), 58-61. https://doi.org/10.1126/science.1127609

Brown, J. H., Mehlman, D. W. y Stevens, G. C. (1995). (1995). Spatial variation in abundance. *Ecology, 76*(7), 2028-2043. https://doi.org/10.2307/1941678

Buermann, W., Saatchi, S., Smith, T. B., Zutta, B. R., Chaves, J. A., Milá, B. y Graham, C. H. (2008). Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography, 35*(7), 1160-1176. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01858.x

Burgos, D. A., Cerda, A. Y., Cueto, J. A., Muñoz, J. A. y Gándara, A. K. (2012). Determinación de carbón total y carbón orgánico en diferentes suelos usando método de combustión seca. *Agrofaz, 12*(2), 143-151.

Burnham, K. P., Anderson, D. R. y Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology, 65*(1), 23-35. https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6

Cade, B. S. (2015). Model averaging and muddled multimodel inferences. *Ecology, 96*(9), 2370-2382. https://doi.org/10.1890/14-1639.1

Chao, A. y Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology, 93*(12), 2533-2547. https://doi.org/10.1890/11-1952.1

Chao, K. J., Phillips, O. L., Baker, T. R., Peacock, J., López-González, G., Vásquez Martínez, R., Monteagudo, A. y Torres-Lezama, A. (2009). After trees die: Quantities and determinants of necromass across Amazonia. *Biogeosciences, 6*(8), 1615-1626. https://doi.org/10.5194/bg-6-1615-2009

Chave, J., Davies, S. J., Phillips, O. L., Lewis, S. L., Sist, P., Schepaschenko, D. y Duncanson, L. (2019). Ground data are essential for biomass remote sensing missions. *Surveys in Geophysics, 40*, 863-880. https://doi.org/10.1007/s10712-019-09528-w

Chopra, R. (2016). Environmental degradation in India: Causes and consequences. *International Journal of Applied Environmental Sciences, 11*(6), 1593-1601. http://www.ripublication.com/ijaes16/ijaesv11n6_21.pdf

Clinebell, R. R., Phillips, O. L., Gentry, A. H., Stark, N. y Zuuring, H. (1995). Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation, 4*, 56-90. https://doi.org/10.1007/BF00115314

Conant, R. T., Ryan, M. G., Ågren, G. I., Birge, H. E., Davidson, E. A., Eliasson, P. E., Evans, S. E., Frey, S. D., Giardina, C. P., Hopkins, F. M., Hyvönen, R., Kirschbaum, M. U. F., Lavallee, J. M., Leifeld, J., Parton, W. J., Steinweg, J. M., Wallenstein, M. D., Martin Wetterstedt, J.Å. y Bradford, M. A. (2011). Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. *Glob. Change Biol.*, 17, 3392-3404.

Condit, R., Hubbell, S. P., LaFrankie, J. V., Sukumar, R., Manokaran, N., Foster, R. B. y Ashton, P. S. (1996). Species-area and species-individual relationships for tropical trees: A comparison of three 50-ha plots. *Journal of Ecology, 84*(4), 549-562. https://doi.org/10.2307/2261477

Condit, R., Pitman, N., Leigh, E. G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R. B., Núñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H. C., Losos, E. y Hubbell, S. P. (2002). Beta-diversity in tropical forest trees. *Science, 295*(5555), 666-669. https://doi.org/10.1126/science.1066854

Cortés, L. A. (1982). *Geografía de los suelos de Colombia*. Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Crowther, T. W., Glick, H. B., Covey, K. R., Bettigole, C., Maynard, D. S., Thomas, S. M. y Tuanmu, M. N. (2015). Mapping tree density at a global scale. *Nature, 525*(7568), 201-205. https://doi.org/10.1038/nature14967

Currie, D. J. (1991). Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. *The American Naturalist, 137*(1), 27-49. https://doi.org/10.1086/285144

Currie, D. J. y Francis, A. P. (2004). Regional versus climatic effect on taxon richness in angiosperms: Reply to Qian and Ricklefs. *The American Naturalist, 163*(5), 780-785. https://doi.org/10.1086/383596

Davies, B. E. (1974). Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal, 38*(1), 150-151. https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800010046x

Don, A., Schumacher, J. y Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Change Biology, 17*(4), 1658-1670. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x

Duque, A., Stevenson, P. R., y Feeley, K. J. (2015). Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 112*, 10744-10749.

Escosteguy, P. A. V., Galliassi, K. y Ceretta, C. A. (2007). Soil organic matter determination by weight loss-on-ignition in samples from the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 31*, 247-255.

Espinal, L. S., y Montenegro, E. (1963). *Formaciones vegetales de Colombia: Memoria explicativa sobre el mapa ecológico* (No. QH541 E8). Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).

Etter, A., Andrade, A., Nelson, C. R., Cortés, J. y Saavedra, K. (2020). Assessing restoration priorities for high-risk ecosystems: An application of the IUCN Red List of Ecosystems. *Land Use Policy, 99*, 104874. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104874

Fabrika, M. (2019). Visions of forest modelling for next decades in Slovakia. En *DVFFA - Sektion Ertragskunde, Beiträge zur Jahrestagung* (pp. 135-140).

Feeley, K. (2015). Are we filling the data void? An assessment of the amount and extent of plant collection records and census data available for tropical South America. *Plos One, 10*, e0125629. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125629

Feeley, K. J. y Silman, M. R. (2010). Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. *Global Change Biology, 16*, 3215-3222.

Ferrier, S. (2002). Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? *Systematic Biology, 51*, 331-363.

Ferrier, S. y Guisan, A. (2006). Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology, 43*, 393-404.

Ferrier, S., Manion, G., Elith, J. y Richardson, K. (2007). Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Diversity and Distributions, 13*, 252-264.

Fisher, R. A., Corbet, A. S. y Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology, 12*(1), 42-58. https://doi.org/10.2307/1411

Flantua, S. G., O'dea, A., Onstein, R. E., Giraldo, C. y Hooghiemstra, H. (2019). The flickering connectivity system of the north Andean páramos. *Journal of Biogeography, 46*, 1808-1825.

Forest Department (2020). *Belize Forest Reference Level, 2001-2015*. Government of Belize.

Frioni, L. (1999). *Procesos microbiales*. Editorial de la Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto.

García, M., Pallqui, N. y Quispe, B. (2022). *Nivel de referencia de emisiones forestales por deforestación bruta del Perú en el bioma amazónico*. Ministerio de Ambiente.

Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A. y Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters, 12*(6), 561-582. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x

Gentry, A. H. (1982). *Patterns of neotropical plant species diversity*. Springer.

Gentry, A. H. (1992). Tropical forest biodiversity: Distributional patterns and their conservational significance. *Oikos, 63*(1), 19-28.

Gentry, A. H. (1995). Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. En *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests* (pp. 103-126).

Girardin, C. A., Farfán-Ríos, W., García, K., Feeley, K. J., Jørgensen, P. M., Murakami, A. A. y Maldonado, C. (2014). Spatial patterns of above-ground structure, biomass, and composition in a network of six Andean elevation transects. *Plant Ecology y Diversity, 7*(3), 161-171.

Goldin, A. (1987). Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 18*(11), 1111-1116.

González, S., Duque, Á., Feeley, K. J., Cabrera, E., Phillips, J., Ramirez, S. y Yepes, A. (2020). The legacy of biogeographic history on the composition and structure of Andean forests. *Ecology, 101*(5), e03131.

González-M, R., García, H., Isaacs, P., Tablas, H., López-Camacho, R., Rodríguez, N. y Idárraga-Piedrahíta, Á. (2018). Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters, 13*(4), 045007.

González-Caro, S., Umaña, M. N., Álvarez, E., Stevenson, P. R. y Swenson, N. G. (2014). Phylogenetic alpha and beta diversity in tropical tree assemblages along regional-scale environmental gradients in northwest South America. *Journal of Plant Ecology, 7*(2), 145-153.

Gotelli, N. J. y Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters, 4*(4), 379-391.

Gotelli, N. J. y Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. En A. E. Magurran y B. J. McGill (eds.), *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment* (pp. 39-54). Oxford University Press.

Gobierno de Guyana. (2024). *First REDD+ Technical Annex to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Gobierno Guyana.

Gobierno de Honduras (2024). *Resultados alcanzados en Honduras 2021-2022: Anexo técnico resultados REDD+*. Gobierno de Honduras.

Graham, C. H. y Hijmans, R. J. (2006). A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography, 15*(6), 578-587.

Grupo Banco Mundial (22 de mayo de 2019). Entrevista con Thomas Lovejoy: Por qué la biodiversidad de la Amazonía es fundamental para el planeta. Banco Mundial. Recuperado el 6 de diciembre de 2024, de https://www.bancomundial.org/es/news/feature/2019/05/22/why-the-amazons-biodiversity-is-critical-for-the-globe

Hankin, R. K. (2007). Introducing untb, an R package for simulating ecological drift under the unified neutral theory of biodiversity. *Journal of Statistical Software, 22*(1), 1-15.

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

Hasnat, G. T., y Hossain, M. K. (2020). Global overview of tropical dry forests. En *Handbook of Research on the Conservation and Restoration of Tropical Dry Forests* (pp. 1-22). IGI Global.

Hengl, T., Mendes de Jesus, J., Heuvelink, G. B., Ruiperez Gonzalez, M., Kilibarda, M., Blagotić, A. y Guevara, M. A. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *Plos One, 12*(11), e0169748.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology, 25*(15), 1965-1978.

Holl, K. D. y Brancalion, P. H. (2020). Tree planting is not a simple solution. *Science, 368*(6492), 580-581.

Holt, B. G., Lessard, J. P., Borregaard, M. K., Fritz, S. A., Araújo, M. B., Dimitrov, D. y Nogués-Bravo, D. (2013). An update of Wallace's zoogeographic regions of the world. *Science, 339*(6115), 74-78.

Hoogsteen, M. J. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C. J. y Tittonell, P. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: Effects of ignition conditions and structural water loss. *European Journal of Soil Science, 66*(2), 320-328.

Hsieh, T. C., Ma, K. H. y Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution, 7*(12), 1451-1456. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613

Huang, P., Wang, M. y Chiu, C. (2005). Soil mineral–organic matter–microbe interactions: Impacts on biogeochemical processes and biodiversity in soils. *Pedobiologia, 49*(6), 609-635.

Hubau, W., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Affum-Baffoe, K., Beeckman, H., Cuní-Sánchez, A. y Sheil, D. (2020). Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature, 579*(7797), 80-87.

Hui, D., Deng, Q. y Tian, H. (2017). Climate change and carbon sequestration in forest ecosystems. In *Handbook of climate change mitigation and adaptation* (pp. 555-594).

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam) y Universidad Nacional de Colombia (UNAL). (2005). Distribución espaciotemporal de las variables del clima. En Ideam y Minambiente (eds.), *Atlas climatológico de Colombia*.

Iglesias Fernández, J. M. (2024). Pequeña introducción a las bases de datos. *AtlanTTic- Universidad de Vigo*. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13924.65925

Immerzeel, W. W., Lutz, A. F., Andrade, M., Bahl, A., Biemans, H., Bolch, T. y Emmer, A. (2020). Importance and vulnerability of the world's water towers. *Nature, 577*, 364-369.

Iñiguez, V., Morales, O., Cisneros, F., Bauwens, W., Wyseure, G. y de Cuenca, U. (2016). Analysis of the drought recovery of Andosols on southern Ecuadorian Andean páramos. *Hydrology and Earth System Sciences, 20*, 2421-2435.

Janzen, D. H. (1967). Why mountain passes are higher in the tropics. *The American Naturalist, 101*, 233-249.

Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology, 88*, 2427-2439

Junk, W. J., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106*, 110-127.

Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P. y Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data, 4*.

Kattan, G. H., Franco, P., Rojas, V. y Morales, G. (2004). Biological diversification in a complex region: A spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography, 31*, 1829-1839.

Keenan, T. F. y Williams, C. A. (2018). The terrestrial carbon sink. *Annual Review of Environment and Resources, 43*, 219-243.

Kessler, M. (2000). Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant Ecology, 149*, 181-193.

Kessler, M. (2002). The elevational gradient of Andean plant endemism: Varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels. *Journal of Biogeography, 29*, 1159-1165.

Kier, G., Mutke, J., Dinerstein, E., Ricketts, T. H., Küper, W., Kreft, H. y Barthlott, W. (2005). Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography, 32*, 1107-1116.

Knorr, W., Prentice, I. C., House, J. I. y Holland, E. A. (2005). Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature, 433*, 298-301.

Konen, M. E., Jacobs, P. M., Burras, C. L., Talaga, B. J. y Mason, J. A. (2002). Equations for predicting soil organic carbon using loss-on-ignition. *Soil Science Society of America Journal, 66*, 1878-1881.

Kreft, H. y Jetz, W. (2007). Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 104*, 5925-5930.

Kreft, H. y Jetz, W. (2010). A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions. *Journal of Biogeography, 37*, 2029-2053.

Kumada, K. (1987). *Chemistry of soil organic matter*. Japan Scientific Societies Press. Elsevier.

Larjavaara, M. y Muller-Landau, H. (2010). *Woody debris research: Overview*. CTFS Global Forest Carbon Research Initiative.

Laurance, W. F., Useche, D. C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J., Sloan, S. P. y Zamzani, F. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature, 489*(7415), 290-294. https://doi.org/10.1038/nature11318

Lawrence, C. R., Neff, J. C. y Schimel, J. P. (2009). Does adding microbial mechanisms of decomposition improve soil organic matter models? A comparison of four models using data from a pulsed rewetting experiment. *Soil Biology and Biochemistry, 41*, 1923-1934.

Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology, 74*, 1659-1673.

Legendre, P. y Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3.ª ed.). Elsevier.

Legendre, P., Mi, X., Ren, H., Ma, K., Yu, M., Sun, I. F. y He, F. (2009). Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology, 90*, 663-674.

Lewis, S. L. y Maslin, M. A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature, 519*, 171-180.

Loaiza, J., Rodríguez Toro, J. A., Ramírez Alzate, M. V. y Lema Tapias, A. (2010). Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. *Forest Ecology and Management, 260*(10), 1906-1913.

López, W. y Duque, Á. (2010). Patrones de diversidad alfa en tres fragmentos de bosques montanos en la región norte de los Andes, Colombia. *Revista de Biología Tropical, 58*, 483-498.

Lutz, J. A., Furniss, T. J., Johnson, D. J., Davies, S. J., Allen, D., Alonso, A. y Blomdahl, E. M. (2018). Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography, 27*, 849-864.

Magurran, A. E. y McGill, B. J. (2011). *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.

Malagón Castro, D. (2003). Ensayo sobre tipología de suelos colombianos-Énfasis en génesis y aspectos ambientales. *Revista Académica Colombiana de Ciencias, 27*, 319-341.

Manion, G., Lisk, M., Ferrier, S., Lugilde, K. M., Fitzpatrick, M. C., Fitzpatrick, M. M. C. y Rcpp, I. (2017). Package 'gdm', A toolkit with functions to fit, plot, and summarize Generalized Dissimilarity Models: CRAN Repository, R.

Matiza, C., Odindi, J., Mutanga, O. Lottering, R. (2023). A systematic review of remote sensing and machine learning approaches for accurate carbon storage estimation in natural forests. *Southern Forests: a Journal of Forest Science, 85*(3-4), 123-141

Martínez-Villa, J. A., González-Caro, S. y Duque, Á. (2020). The importance of grain and cut-off size in shaping tree beta diversity along an elevational gradient in the northwest of Colombia. *Forest Ecosystems, 7*, 1-12. https://doi.org/10.1186/s40663-020-00229-2

May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. En M. L. Cody y J. M. Diamond (eds.), *Ecology and evolution of communities* (pp. 81-120). Harvard University Press.

McGill, B. J. (2003). Does Mother Nature really prefer rare species or are log-left-skewed SADs a sampling artefact? *Ecology Letters, 6*, 766-773.

Mikan, C. J., Schimel, J. P. y Doyle, A. P. (2002). Temperature controls of microbial respiration in arctic tundra soils above and below freezing. *Soil Biology and Biochemistry, 34*, 1785-1795.

Ministerio de Ambiente (2022). *Niveles de referencia de emisiones forestales (NREF)/Nivel de referencia forestal (NRF) para REDD+ Panamá*. Ministerio de Ambiente.

Mitchard, E.T., Feldpausch, T.R., Brienen, R.J., López-González, G., Monteagudo, A., Baker, T.R. y Ter Steege, H. (2014). Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. *Global Ecology and Biogeography 2,* 935-946.

Munévar, F. (1991). Conceptos sobre la materia orgánica y el nitrógeno del suelo, relacionados con la interpretación de análisis químicos. En *Fundamentos para la interpretación de análisis de suelos, plantas y aguas para riego*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).

Murgueitio, E., Chará, J., Barahona, R., Cuartas, C. y Naranjo, J. (2014). Los sistemas silvopastoriles intensivos (SSPI), herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático. *Tropical and Subtropical Agroecosystems, 17*(3), 501-507.

Murphy, J. A. y Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta, 27*, 31-36

Myers, J. A., Chase, J. M., Jiménez, I., Jørgensen, P. M., Araujo-Murakami, A., Paniagua-Zambrana, N. y Seidel, R. (2013). Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. *Ecology Letters, 16*, 151-157. https://doi.org/10.1111/ele.12021

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature, 403*, 853-858. https://doi.org/10.1038/35002501

Nascimento, M. T. y Proctor, J. (1997). Soil and plant changes across a discontinuous savanna–forest boundary in central Brazil. En A. C. Millington y K. Pye (eds.), *Environmental change in drylands: Biogeographical and geomorphological perspectives* (pp. 169-188). John Wiley y Sons.

Nic Lughadha, E., Bachman, S. P., Leão, T. C., Forest, F., Halley, J. M., Moat, J. y Gonçalves, S. C. (2020). Extinction risk and threats to plants and fungi. *Plants, People, Planet, 2*(5), 389-408.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B. y Oksanen, M. J. (2013). *Vegan: Community Ecology Package* (versión 2.0-10).

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. Principales resultados*. FAO. https://doi.org/10.4060/ca8753es

Pelletier, T. A., Carstens, B. C., Tank, D. C., Sullivan, J. y Espíndola, A. (2018). Predicting plant conservation priorities on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 115*(51), 13027-13032. https://doi.org/10.1073/pnas.1804098115

Peña, M. A. y Duque, A. (2013). Patterns of stocks of aboveground tree biomass, dynamics, and their determinants in secondary Andean forests. *Forest Ecology and Management, 302*, 54-61.

Pyke, C. R., Condit, R., Aguilar, S. y Lao, S. (2001). Floristic composition across a climatic gradient in a neotropical lowland forest. *Journal of Vegetation Science, 12*, 553-566.

Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. *Biological Aspects of Rare Plant Conservation.* John Wiley & Sons Ltda.

Ramírez, S., González, S., Phillips, J., Cabrera, E., Feeley, K. J. y Duque, Á. (2019). The influence of historical dispersal on the phylogenetic structure of tree communities in the tropical Andes. *Biotropica, 51*, 500-508.

Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J. y Hérault, B. (2017). Biomass: An R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution, 8*, 1163-1167.

Rendón, M. I., Viviescas, J. C., Osorio, J. P. y Hernández, M. S. (2020). Chemical, mineralogical and geotechnical index properties characterization of volcanic ash soils. *Geotechnical and Geological Engineering, 3*, 1-14.

República de Venezuela. (2020). *Informe FRA 2020*.

Ricker, M. y Daly, D. (1998). *Botánica económica en bosques tropicales: principios y métodos para su estudio y aprovechamiento*. Editorial Diana.

Ricklefs, R. E. (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters, 7*, 1-15.

Rodrigues, A. S., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M. y Brooks, T. M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology y Evolution, 21*, 71-76.

Rodríguez León, C. H., Sterling Cuellar, A. (eds.). (2020). *Sucesión ecológica y restauración en paisajes fragmentados de la Amazonia colombiana. Tomo 1. Composición, estructura y función en la sucesión secundaria*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi).

Rosenzweig, M. L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press.

Ruokolainen, K., Moulatlet, G.M., Zuquim, G., Hoorn, C. y Tuomisto, H. (2019). Geologically recent rearrangements in central Amazonian river network and their importance for the riverine barrier hypothesis. *Frontiers of Biogeography, 11*(3).

Salehi, M. H., Beni, O. H., Harchegani, H. B. y Borujeni, I. E. (2011). Refining soil organic matter determination by loss-on-ignition. *Pedosphere: An International Journal, 21*, 473-482.

Sánchez, A. M. y Aide, T. M. (2013). Identifying hotspots of deforestation and reforestation in Colombia (2001–2010): Implications for protected areas. *Ecosphere, 4*, 1-21.

Sandel, B., Arge, L., Dalsgaard, B., Davies, R. G., Gaston, K. J., Sutherland, W. J. y Svenning, J. C. (2011). The influence of Late Quaternary climate-change velocity on species endemism. *Science, 334*, 660-664.

Santonja, M., Milcu, A., Fromin, N., Rancon, A., Fernández, C., Baldy, V., Hättenschwiler, S., Santonja, M., Milcu, A., Fromin, N., Rancon, A. y Shihan, A. (2019). Temporal shifts in plant diversity effects on carbon and nitrogen dynamics during litter decomposition in a Mediterranean shrubland exposed to reduced precipitation. *Ecosystems, 22*, 939-954.

Schumacher, B. A. (2002). Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. *Ecological Risk Assessment Support Center*, 1-23.

Serrano, J., Richardson, J. E., Pennington, T. D., Cortés- B, R., Cárdenas, D., Elliott, A. y Jiménez, I. (2018). Biotic homogeneity of putative biogeographic units in the Neotropics: A test with *Sapotaceae*. *Diversity and Distributions, 24*, 1121-1135.

Shannon, C. E. y Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.

Shen, G., Wiegand, T., Mi, X. y He, F. (2013). Quantifying spatial phylogenetic structures of fully stem-mapped plant communities. ***Methods in Ecology and Evolution, 4***, 1132-1141.

Sioli, H. (1984). The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river basins and river types. En H. Sioli (ed.), ***The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*** (pp. 127-165). Junk Publishers.

Sleutel, S., Neve, S. de, Singier, B. y Hofman, G. (2007). Quantification of organic carbon in soils: A comparison of methodologies and assessment of the carbon content of organic matter. ***Communications in Soil Science and Plant Analysis, 38***, 2647-2657.

Slik, J. W. F., Aiba, S. I., Brearley, F. Q., Cannon, C. H., Forshed, O., Kitayama, K. y Poulsen, A. D. (2010). Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. ***Global Ecology and Biogeography, 19***, 50-60.

Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. (1998). Local spatial autocorrelation in a biological model. ***Biometry (3.ª ed.), 30***, 690.

Swift, M. J., Heal, O. W. y Anderson, J. M. (1979). ***Decomposition in terrestrial ecosystems***. University of California Press.

Tashi, S., Singh, B., Keitel, C. y Adams, M. (2016). Soil carbon and nitrogen stocks in forests along an altitudinal gradient in the eastern Himalayas and a meta-analysis of global data. ***Global Change Biology, 22***, 2255-2268

Ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., van der Hout, P., Daly, D. C. y Duivenvoorden, J. (2003). A spatial model of tree ***α***-diversity and tree density for the Amazon. ***Biodiversity y Conservation, 12***, 2255-2277.

Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Aguilar, M. y Sarmiento, A. (2003). Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. ***Journal of Ecology, 91***, 743-756.

Tuomisto, H., Ruokolainen, K. y Yli-Halla, M. (2003). Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. ***Science, 299***(5604), 241-244. https://doi.org/10.1126/science.1078037

Velásquez-Tibatá, J., Salaman, P. y Graham, C. H. (2013). Effects of climate change on species distribution, community structure, and conservation of birds in protected areas in Colombia. ***Regional Environmental Change, 13***, 235-248.

Verheyen, K., Vanhellemont, M., Auge, H., Baeten, L., Baraloto, C., Barsoum, N., Bilodeau-Gauthier, S., Bruelheide, H., Castagneyrol, B., Godbold, D., Haase, J., Hector, A., Jactel, H., Koricheva, J., Loreau, M., Mereu, S., Messier, C., Muys, B., Nolet, P. y Scherer, M. (2016). Contributions of a global network of tree diversity experiments to sustainable forest plantations. *Ambio, 45*, 29-41

Williams, B. A., Beyer, H. L., Fagan, M. E., Chazdon, R. L., Schmoeller, M., Sprenkle-Hyppolite, S., Griscom, B. W., Watson, G. E. M., Tedesco, A. M., Gonzalez-Roglich, M., Daldegan, G. A., Bodin, B., Celentano, D., Wilson, S. J., Rhodes, J. R., Alexandre, N. S., Kim, D.-H., Bastos, D. y Crouzeilles, R. (2024). Global potential for natural regeneration in deforested tropical regions. *Nature*, 1-7.

Wirthmann, A. (2000). On the history of tropical geomorphology. En *Geomorphology of the Tropics* (pp. 1-20). Springer.

Zhang, B., Liang, C., He, H. B. y Zhang, X. D. (2013). Variations in soil microbial communities and residues along an altitude gradient on the northern slope of. *Plos One, 8*, e66184.

Zimmermann, M., Meir, P., Bird, M. I., Malhi, Y. y Ccahuana, A. J. Q. (2009). Climate dependence of heterotrophic soil respiration from a soil-translocation experiment along a 3000 m tropical forest altitudinal gradient. *European Journal of Soil Science, 60*, 895-906.

Zuleta, D., Duque, A., Cárdenas, D., Muller-Landau, H. C. y Davies, S. J. (2017). Drought-induced mortality patterns and rapid biomass recovery in a terra firme forest in the Colombian Amazon. *Ecology, 98*, 2538-2546.



Cedrela odorata

Este libro fue editado y publicado por el Instituto de
Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - Ideam.

La impresión se realizó en los talleres de Acierto Publicidad y
Mercadeo E. U. en Bogotá, D. C., en octubre de 2025.

IDEAM





ISBN: 978-958-5489-44-8