UEA Forestal
PrePrint UEA

Sección Forestal
Vol. FOR2626. ep03–1218

| Recibido: 27/08/2026 |
| Aceptado: 24/09/2026 |
| Publicado: 13/10/2026 |

Estructura forestal y biomasa aérea bajo diferentes grados de perturbación en un bosque siempreverde piemontano de la Amazonía central ecuatoriana

Forest structure and aboveground biomass under different degrees of disturbance in a foothill evergreen forest of the central Ecuadorian Amazon

Johana Lisseth Castillo Castillo[1], Yudel García Quintana[1],

https://doi.org/10.59410/PREPRINT-UEA-vFOR2626ep03-1218 Crossref

Resumen

El objetivo del trabajo fue analizar las variaciones de la estructura forestal, la distribución diamétrica y la biomasa aérea entre sitios con diferentes grados de perturbación en un bosque siempreverde piemontano del sector Pindo Mirador, Amazonía ecuatoriana, como base para orientar su manejo silvícola. Se establecieron 15 parcelas permanentes de 0,1 ha, cinco por condición, y se evaluaron 719 árboles con DAP ≥10 cm. Según el historial de intervención, el uso del suelo y la fisonomía de la vegetación, se definieron tres grados de perturbación: bajo (bosque primario), moderado (bosque secundario) y alto (silvopastura). Se analizaron densidad, área basal, volumen, distribución diamétrica, índice de valor de importancia y biomasa aérea. Los sitios con perturbación baja, moderada y alta presentaron, respectivamente, densidades de 684 ± 88,49; 560 ± 170,88 y 194 ± 61,89 árboles ha^{-1}; áreas basales de 28,84 ± 7,07; 17,22 ± 6,83 y 5,00 ± 2,00 m^2 ha^{-1}; y volúmenes de 206,43 ± 78,87; 119,53 ± 55,73 y 24,20 ± 11,60 m^3 ha^{-1}. La biomasa aérea fue de 315,71 ± 75,63; 161,46 ± 85,87 y 40,92 ± 16,85 Mg ha^{-1}, con diferencias entre condiciones ($p < 0,001$). Los árboles con DAP ≥35 cm aportaron 43,7 %, 26,0 % y 8,4 % de la biomasa. Aunque las tres condiciones conservaron una distribución de J invertida, el sitio más intervenido presentó menos árboles grandes. Los resultados respaldan acciones diferenciadas de conservación, recuperación y restauración activa.

Palabras clave

atributos forestales, acumulación de biomasa, distribución diamétrica, bosques amazónicos, gradiente de intervención, importancia de las especies.

Abstract

This study analyzed variations in forest structure, diameter distribution, and aboveground biomass among sites with different disturbance levels in a piedmont evergreen forest in the Pindo Mirador sector of the Ecuadorian Amazon, as a basis for guiding silvicultural management. Fifteen permanent 0.1 ha plots were established, five per condition, and 719 trees with DBH ≥10 cm were evaluated. Based on intervention history, land use, and vegetation physiognomy, three disturbance levels were defined: low (primary forest), moderate (secondary forest), and high (silvopasture). Tree density, basal area, volume, diameter distribution, importance value index, and aboveground biomass were analyzed. Sites with low, moderate, and high disturbance had, respectively, densities of 684 ± 88.49, 560 ± 170.88, and 194 ± 61.89 trees ha^{-1}; basal areas of 28.84 ± 7.07, 17.22 ± 6.83, and 5.00 ± 2.00 m^2 ha^{-1}; and volumes of 206.43 ± 78.87, 119.53 ± 55.73, and 24.20 ± 11.60 m^3 ha^{-1}. Aboveground biomass was 315.71 ± 75.63, 161.46 ± 85.87, and 40.92 ± 16.85 Mg ha^{-1}, with differences among conditions ($p < 0.001$). Trees with DBH ≥35 cm contributed 43.7 %, 26.0 %, and 8.4 % of total biomass. Although all three conditions retained an inverse J-shaped distribution, the more heavily disturbed sites had fewer large trees. The results support differentiated conservation, recovery, and active restoration measures.

Keywords

forest attributes, biomass accumulation, diameter distribution, Amazonian forests, disturbance gradient, species importance.

Direcciones

[1]Universidad Estatal Amazónica. Pastaza, Ecuador. Pastaza, Ecuador. Email: jlcastilloc@uea.edu.ec, ygarcia@uea.edu.ec,

Autor para la correspondencia

Johana Lisseth Castillo Castillo. Universidad Estatal Amazónica. Pastaza, Ecuador. Pastaza, Ecuador. Email: jlcastilloc@uea.edu.ec

Cómo citar

CASTILLO CASTILLO, Johana Lisseth, GARCÍA QUINTANA, Yudel and , 2026. Estructura forestal y biomasa aérea bajo diferentes grados de perturbación en un bosque siempreverde piemontano de la Amazonía central ecuatoriana. PrePrint UEA. Vol. FOR2626. p. ep03–1218. https://doi.org/10.59410/PREPRINT-UEA-vFOR2626ep03-1218

Editores Académicos Billy Daniel Coronel Espinoza

Editorial Editorial de la Universidad Estatal Amazónica 2026

Copyright

Derechos de autor 2026 | PrePrint UEA.
Esta obra está bajo una licencia internacional Creative Commons Atribución 4.0.
Los autores del artículo autorizan a la RACYT a que este artículo sea compartido bajo las condiciones de la Licencia Creative Commons 4.0 (CC-BY 4.0).

1. Introducción

Los bosques ocupan alrededor del 31 % de la superficie terrestre y constituyen una de las principales reservas naturales de carbono del planeta. Además, intervienen en la regulación de las precipitaciones y los flujos de agua, reducen la erosión del suelo y favorecen el reciclaje de nutrientes. Estas funciones dependen de la estructura del rodal, la composición de especies y la permanencia de árboles de distintos tamaños y estados de desarrollo. Por ello, tanto la pérdida de cobertura como las intervenciones que mantienen parcialmente el dosel pueden alterar el funcionamiento y la capacidad de recuperación de estos ecosistemas .

La expansión agropecuaria, la extracción selectiva de madera, la apertura de caminos, los incendios y la fragmentación generan distintos grados de perturbación . Sus efectos se expresan en la reducción de la densidad arbórea, el área basal y el volumen, así como en cambios en la distribución diamétrica, la composición florística y la regeneración. En consecuencia, la cobertura arbórea no basta para determi-

nar la condición del bosque, pues un área arbolada puede presentar una estructura simplificada y menor capacidad para almacenar biomasa y carbono. A escala pantropical, la tala selectiva, los incendios y los efectos de borde provocan reducciones persistentes en la altura del dosel y la biomasa de los bosques tropicales húmedos .

La respuesta del bosque depende de la intensidad, frecuencia, extensión y duración de las intervenciones, además de las condiciones ambientales y del tiempo transcurrido desde el disturbio . Por ello, el grado de perturbación permite comparar condiciones contrastantes sin asumir que todos los cambios representan una degradación irreversible. Este enfoque reconoce tanto la pérdida de atributos forestales como el potencial de recuperación: los bosques ligeramente intervenidos pueden conservar un elevado valor ecológico, mientras que las alteraciones intensas suelen requerir restauración y manejo más activo .

Desde una perspectiva ecológica, la perturbación es un evento que modifica la estructura del ecosistema y la disponibilidad de recursos , pero no equivale necesariamente a degradación. Esta última supone una pérdida persistente de la capacidad del bosque para mantener bienes, servicios y funciones ecológicas; mientras, el cambio de uso del suelo ocurre cuando el bosque se convierte a otra categoría de uso . Así, una perturbación puede ser temporal y seguida de recuperación, mientras que la degradación expresa un deterioro duradero y el cambio de uso implica la sustitución de la cobertura forestal.

En este estudio, las categorías se establecieron de manera operativa para representar un gradiente creciente de intervención. La perturbación baja correspondió al bosque primario, con predominio de vegetación nativa, continuidad del dosel y escasas evidencias de intervención reciente. La moderada se asignó al bosque secundario, entendido como vegetación leñosa que se regenera después de una alteración importante y cuya estructura sucesional continúa en recuperación . La categoría alta correspondió a la condición de silvopastura, sistema que integra árboles, pastos y ganado y que, en los sitios evaluados, presentó una matriz de pastizal con árboles remanentes dispersos . Aunque esta última condición representa estrictamente un cambio de uso del suelo, se incorporó como el extremo de mayor transformación para comparar la pérdida progresiva de estructura y biomasa a lo largo del gradiente.

Entre los atributos más sensibles se encuentran la abundancia de árboles grandes y la biomasa aérea. Los individuos de mayor diámetro concentran una proporción considerable de la biomasa y condicionan la estructura del rodal; por ello, su extracción o mortalidad puede causar pérdidas importantes de carbono aun cuando permanezcan numerosos árboles pequeños . El análisis conjunto de la densidad, el área basal, el volumen, la distribución diamétrica y la biomasa permite identificar con mayor precisión los cambios relacionados con la perturbación. Además, estos atributos no se recuperan a la misma velocidad durante la sucesión secundaria .

Esta problemática es especialmente relevante en la cuenca amazónica por su diversidad biológica y capacidad de almacenamiento de carbono. En la Amazonía ecuatoriana, la altitud, la precipitación, el suelo, el drenaje y el relieve originan formaciones vegetales heterogéneas. Los bosques siempreverde piemontanos ocupan una zona de transición ecológica y presentan características propias de composición, estructura y biomasa, por lo que su condición no debe inferirse únicamente a partir de estudios realizados en otros pisos altitudinales o regiones amazónicas

En Ecuador, estudios recientes han caracterizado la composición florística, la estructura y la biomasa de bosques siempreverdes andino-amazónicos y también han documentado la presión de la extracción maderera sobre los bosques de la región amazónica . Sin embargo, sigue siendo limitada la evidencia que compara, mediante un mismo diseño de muestreo, la estructura forestal y la biomasa aérea del bosque primario, el bosque secundario y silvopastura en la formación piemontana. Esta brecha dificulta reconocer cuáles atributos disminuyen con mayor intensidad y cuáles conservan capacidad de recuperación.

La recuperación de un bosque perturbado no depende solo del número de árboles remanentes, sino también de la conservación de individuos reproductivos, la disponibilidad de semillas, la regeneración natural y la conectividad con otras áreas boscosas. La fragmentación puede restringir el movimiento de dispersores y la llegada de semillas de especies tardías con mayor potencial de almacenamiento de carbono . Asimismo, la densidad puede restablecerse antes que el área basal, la biomasa y la composición; por ello, la presencia de numerosos árboles pequeños no demuestra, por sí sola, una recuperación estructural completa .

Estas variaciones tienen una aplicación silvícola directa. La densidad y la distribución diamétrica permiten evaluar la ocupación del rodal y la continuidad del reemplazo; el área basal, el volumen y la biomasa expresan el nivel de desarrollo y almacenamiento; y los árboles grandes constituyen indicadores del mantenimiento de la complejidad estructural . En conjunto, estos atributos permiten orientar la protección de árboles remanentes y semilleros, el manejo de la regeneración, el enriquecimiento con especies nativas y la restauración de áreas simplificadas. Las medidas deben ajustarse a la condición y al potencial de recuperación de cada sitio, en lugar de aplicar un tratamiento uniforme al gradiente

En este contexto, la investigación se orientó por la siguiente pregunta: ¿cómo varían la estructura forestal y la biomasa aérea a lo largo de un gradiente de intervención representado por bosque primario, bosque secundario y silvopastura en un bosque siempreverde piemontano de la Amazonía central ecuatoriana? De ahí que el objetivo general del trabajo fue analizar las variaciones de la estructura forestal, la distribución diamétrica y la biomasa aérea entre sitios con diferentes grados de perturbación en un bosque siempreverde piemontano del sector Pindo Mirador, Amazonía ecuatoriana, como base para orientar su manejo silvícola. Y los objetivos específicos fueron:

-Comparar la densidad arbórea, el área basal y el volumen entre los sitios con diferentes grados de perturbación.

-Caracterizar la distribución de los individuos por clases diamétricas en las tres condiciones de perturbación.

-Estimar la biomasa aérea total y su distribución por clases

diamétricas entre los diferentes grados de perturbación.

2. Metodología

2.1. Localización del área de estudio

El estudio se realizó en tres sitios representativos de condiciones contrastantes de cobertura y perturbación, ubicados en el sector Pindo Mirador, parroquia Shell, cantón Mera, provincia de Pastaza, en la región central de la Amazonía ecuatoriana. Las parcelas se localizaron entre las coordenadas X: 824 769–827 526 m E y Y: 9 839 178–9 842 060 m N, correspondientes al sistema de referencia WGS 84, proyección UTM, zona 17 Sur (**Figura 1**).

El área presenta un clima cálido y muy húmedo, con precipitaciones medias anuales entre 3 000 y 4 500 mm y temperaturas medias de aproximadamente 18 a 22 °C. Fisiográficamente, corresponde a un paisaje de piedemonte con relieve colinado, pendientes predominantemente moderadas a fuertes, aproximadamente entre 25 y 70 % y drenaje superficial de moderado a bueno. Predominan suelos jóvenes y altamente meteorizados, principalmente de los órdenes Inceptisols, con textura franco-arcillosa a arcillosa, ácidos, de profundidad variable y fertilidad natural baja, debido a la lixiviación intensa asociada con las elevadas precipitaciones. La vegetación corresponde al bosque siempreverde piemontano del norte de la cordillera Oriental de los Andes .

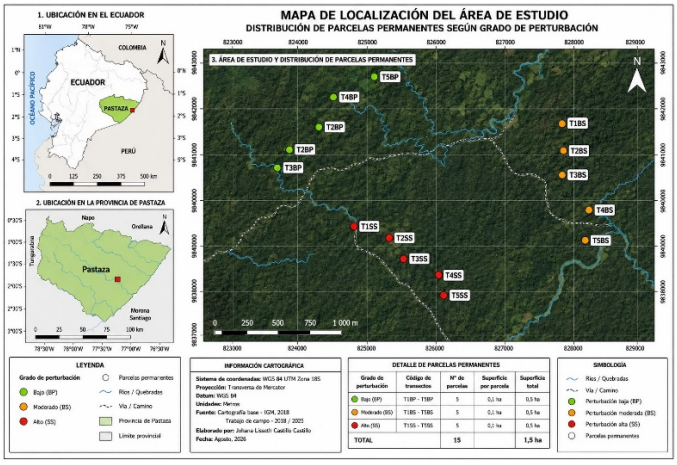


Figura 1 | Localización geográfica del área de estudio correspondiente a tres sitios con diferente grado de intervención en parcelas permanentes.

2.2. Historia de uso y clasificación de los sitios de estudio

La historia de uso de los sitios se reconstruyó mediante entrevistas con propietarios de la zona y se corroboró a través de observaciones de campo. La clasificación de los sitios de estudio consideró los antecedentes de intervención, el uso actual del suelo y características fisonómicas de la vegetación, como la continuidad y estratificación del dosel, la presencia de árboles grandes, tocones y caminos, la proporción de individuos pequeños y medianos, la existencia de árboles remanentes y la cobertura de pastizal. La combinación de criterios históricos, socioeconómicos y estructurales se ha recomendado para diferenciar bosques primarios y secundarios y sus estados sucesionales .

Con base en estos criterios se establecieron tres condiciones. La perturbación baja correspondió a un bosque primario con dosel continuo, estratificación vertical definida, presencia de árboles de grandes dimensiones y escasas evidencias de intervención reciente. La perturbación moderada estuvo representada por un bosque secundario en recuperación después del cese de actividades previas de extracción de madera, con dosel en formación, estratificación menos definida y predominio de árboles pequeños y medianos. La perturbación alta correspondió a silvopastura utilizada para el pastoreo de ganado bovino, caracterizada por una matriz de pastizal con árboles remanentes dispersos y ausencia de un dosel forestal continuo.

No se dispuso de registros documentales que permitieran determinar con precisión la edad del bosque secundario, el año de establecimiento de silvopastura ni su carga ganadera histórica. Por esta razón, tales variables no se utilizaron para asignar los grados de perturbación. La clasificación fue operativa y representó condiciones contrastantes de cobertura e intervención existentes durante el inventario forestal.

2.3. Diseño de muestreo

Se aplicó un muestreo estratificado según la condición de perturbación, considerando como estratos el bosque primario, el bosque secundario y silvopastura. En una primera etapa, los sitios fueron seleccionados de manera dirigida mediante un reconocimiento previo del área y la verificación de su correspondencia con los criterios de cobertura, estructura e historia de uso establecidos para cada condición. Dentro de cada sitio se distribuyeron cinco parcelas permanentes, procurando una separación mínima de 100 m entre ellas para disminuir la dependencia espacial. Se evitaron zonas de transición entre coberturas, caminos, cursos de agua y otros elementos que pudieran generar efectos de borde, excepto cuando formaban parte de la condición evaluada.

El muestreo estuvo constituido por 15 parcelas permanentes de 0,1 ha (1 000 m^2), con una asignación equivalente de cinco parcelas por grado de perturbación. La superficie evaluada fue de 0,5 ha por condición y 1,5 ha en total. Las parcelas de perturbación baja se identificaron como T1BP–T5BP; las de perturbación moderada, como T1BS–T5BS; y las de perturbación alta, como T1SS–T5SS.

Las parcelas se distribuyeron entre 1 122 y 1 353 m s. n. m. Las correspondientes a perturbación baja se localizaron entre 1 122 y 1 292 m.s.n.m.; las de perturbación moderada, entre 1 330 y 1 353 m.s.n.m.; y las de perturbación alta, entre 1 162 y 1 169 m.s.n.m **(Tabla 1).** Debido a esta distribución, particularmente a la mayor altitud del bosque secundario, no fue posible separar completamente la variación asociada con la condición de perturbación de aquella relacionada con la altitud y otras características propias de cada sitio.

Cada parcela se consideró una unidad de muestreo y análisis. No obstante, debido a que cada condición de perturbación estuvo representada por un solo sitio espacialmente diferenciado, las cinco parcelas constituyeron submuestras dentro de cada sitio y no réplicas independientes de la perturbación a escala regional. En consecuencia, las comparaciones se interpretaron como asociaciones entre las condiciones específicas estudiadas y los atributos forestales, sin atribuirles un efecto causal exclusivo al grado de perturbación.

Tabla 1 | Características generales de las parcelas de muestreo.

Grado de perturbación	Parcelas (códigos)	Tamaño (ha)	Condición de cobertura	Pendiente (%)	Altitud (msnm)	X	Y
Bajo	T1BP	0,1	Bosque primario	20	1122	825468	9839978
Bajo	T2BP	0,1	Bosque primario	15	1221	825496	9840083
Bajo	T3BP	0,1	Bosque primario	10	1234	825513	9840096
Bajo	T4BP	0,1	Bosque primario	25	1272	825737	9840162
Bajo	T5BP	0,1	Bosque primario	30	1292	825749	9840212
Moderado	T1BS	0,1	Bosque secundario	15	1330	827526	9841986
Moderado	T2BS	0,1	Bosque secundario	15	1338	827468	9842060
Moderado	T3BS	0,1	Bosque secundario	5	1346	827394	9842036
Moderado	T4BS	0,1	Bosque secundario	10	1350	827275	9842049
Moderado	T5BS	0,1	Bosque secundario	5	1353	826711	9841924
Alto	T1SS	0,1	Silvopastura	15	1162	824769	9839342
Alto	T2SS	0,1	Silvopastura	20	1166	824838	9839344
Alto	T3SS	0,1	Silvopastura	5	1167	824910	9839329
Alto	T4SS	0,1	Silvopastura	10	1169	824937	9839244
Alto	T5SS	0,1	Silvopastura	15	1163	824961	9839178

2.4. Inventario forestal

Se realizó un inventario inicial en febrero de 2018, mediante el establecimiento y delimitación de parcelas permanentes, donde se identificaron los árboles y se efectuó la primera medición. En marzo de 2025 se remidieron las mismas parcelas, manteniendo sus dimensiones, ubicación, códigos y criterio de inclusión. Durante la remedición se evaluaron los árboles supervivientes registrados en 2018 y se incorporaron como nuevos reclutas los individuos que alcanzaron un DAP ≥10 cm.

Para cada árbol se registró el código de la parcela, el número de identificación, la especie, la familia botánica, el DAP, las alturas total y comercial, la posición social, la calidad del fuste y el estado fitosanitario. Los individuos registrados en 2018 que se encontraron muertos en pie durante la remedición se contabilizaron separadamente y se excluyeron de los análisis de composición florística, estructura del componente vivo, volumen maderable y biomasa aérea viva. La base analítica incluyó 719 individuos vivos con DAP ≥10 cm: 342 en perturbación baja, 280 en moderada y 97 en alta. Este mismo universo se utilizó en las tablas de distribución diamétrica, posición social y calidad del fuste.

El DAP se midió con cinta diamétrica a 1,30 m del suelo y, en terrenos inclinados, desde el lado superior de la pendiente. En árboles con deformaciones, la medición se realizó 50 cm por encima de la irregularidad, registrando el punto de medición. En individuos bifurcados por debajo de 1,30 m, cada tallo con DAP ≥10 cm se midió separadamente; cuando la bifurcación se encontraba por encima de esa altura, se efectuó una sola medición. Las alturas total y comercial se determinaron con un hipsómetro láser (Nikon Forestry Pro II), mediante el método trigonométrico. La altura comercial se midió hasta la primera bifurcación o defecto que limitara el aprovechamiento del fuste.

La identificación botánica se efectuó en campo mediante caracteres vegetativos y reproductivos. Para los individuos no identificados se recolectaron muestras y fotografías, posteriormente comparadas con material del Herbario Amazónico del Ecuador (ECUAMZ) y literatura especializada. La nomenclatura se verificó en *Plants of the World Online*.

2.5. Determinación de la estructura forestal

La variación de la estructura forestal se evaluó mediante el índice de valor de importancia de las especies, la densidad arbórea, el área basal, el volumen maderable, la posición social y la calidad del fuste.

2.5.1. Cálculo del índice de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI) se utilizó para determinar la importancia ecológica de las especies en función del grado de perturbación. Este índice integra la abundancia o densidad relativa, frecuencia y dominancia relativa, procedimiento basado en .

La densidad relativa se calculó mediante:

$$DR_i = \frac{N_i}{N} \times 100 \quad (1)$$

La frecuencia relativa se obtuvo mediante:

$$FR_i = \frac{F_i}{\sum F_i} \times 100 \quad (2)$$

La dominancia relativa se determinó mediante:

$$DoR_i = \frac{AB_i}{AB_T} \times 100 \quad (3)$$

El índice de valor de importancia se obtuvo:

$$IVI_i = DR_i + FR_i + DoR_i \quad (4)$$

2.5.2. Cálculo de densidad, área basal y volumen maderable

La densidad de árboles se determinó en cada parcela como el número de individuos registrados en relación con la superficie y se expresó en árboles ha^{-1}:

$$D = \frac{N}{A} \quad (5)$$

donde D representa la densidad ($ind.\ Ha^{-1}$), N el número de individuos y A la superficie inventariada (ha).

El área basal individual se estimó a partir del DAP expresado en centímetros; los valores individuales se sumaron por parcela y se expandieron a hectárea:

$$AB_i = \frac{\pi {DAP_i}^2}{40\,000} \quad (6)$$

donde AB_i corresponde al área basal individual (m^2) y DAP_i al diámetro expresado en centímetros. El área basal total se obtuvo mediante la sumatoria de los individuos:

$$AB_T = \sum_{i=1}^{n} AB_i \quad (7)$$

y se expresó posteriormente en $m^2\ ha^{-1}$.

El volumen comercial se estimó a partir del área basal, la altura comercial y un factor de forma constante de 0,5, utilizado ante la ausencia de ecuaciones específicas para todas las especies . Debido a que este factor puede variar según las características del árbol y del sitio, los resultados se consideraron estimaciones comparativas y no cubicaciones exactas. Las palmas fueron excluidas por su arquitectura diferenciada. Los volúmenes individuales se sumaron por parcela y se expresaron en $m^3\ ha^{-1}$.

$$V_i = AB_i \times H_i \times f \quad (8)$$

donde V_i corresponde al volumen (m^3), AB_i al área basal (m^2), H_i a la altura comercial (m) y f al factor de forma.

2.5.3. Valoración de la posición social y calidad del fuste

La posición social de cada árbol se determinó mediante su altura relativa, ubicación dentro del dosel y grado de exposición de la copa a la luz. Se utilizaron cinco categorías: 1, predominante o emergente; 2, dominante; 3, codominante; 4, dominado o intermedio; y 5, suprimido, de acuerdo con la clasificación biosocial de Kraft descrita por .

La calidad del fuste se evaluó visualmente considerando su rectitud y la presencia de defectos o daños visibles. Se utilizaron tres categorías: 1, calidad alta, correspondiente a árboles con fuste recto y sin daños visibles; 2, calidad media, para árboles con pocos defectos o daños; y 3, calidad baja, para individuos con varios defectos o daños evidentes .

2.6. Distribución de individuos por clases diamétricas y clasificación de árboles según su condición silvícola

2.6.1. Distribución de los individuos por clases diamétricas

La estructura diamétrica se caracterizó a partir de los individuos vivos con DAP ≥10 cm, umbral utilizado habitualmente en inventarios de la estructura arbórea de bosques tropicales. Los individuos se agruparon en seis clases mutuamente excluyentes de 5 cm de amplitud: 10–15, 15–20, 20–25, 25–30, 30–35 y ≥35 cm. El empleo de intervalos diamétricos constantes permite resumir y comparar la distribución de tamaños del arbolado entre condiciones forestales . Para cada parcela se calcularon la frecuencia absoluta y la densidad por hectárea de cada clase; posteriormente, los resultados se resumieron por grado de perturbación.

2.6.2. Categorías de desarrollo y condición silvícola

La condición silvícola de los árboles se describió mediante las categorías de desarrollo definidas a partir del DAP, considerando que la clasificación por tamaños permite evaluar la disponibilidad de árboles de futura cosecha y la continuidad estructural del rodal . Se establecieron tres categorías para los individuos incluidos en el inventario: reserva futura (10–20 cm), desarrollo intermedio (20–35 cm) y árboles grandes o preferentes (≥35 cm). Estos límites se definieron con fines descriptivos y comparativos, de acuerdo con el intervalo diamétrico observado y los objetivos del estudio, por lo que no corresponden a diámetros mínimos de corta.

La regeneración natural, correspondiente a individuos con DAP<10 cm, no fue cuantificada debido a que se encontraba fuera del umbral de inclusión del inventario forestal. Esta separación es consistente con los procedimientos que evalúan los árboles con DAP≥10 cm en las parcelas principales y la regeneración menor de 10 cm en unidades específicas de muestreo . En consecuencia, la ausencia de estos individuos en la base de datos no se interpretó como ausencia de regeneración en el bosque. Las categorías se utilizaron exclusivamente para describir la estructura y el potencial silvícola del rodal y no constituyen una autorización de aprovechamiento.

2.7. Estimación de la biomasa aérea

2.7.1. Estimación de biomasa individual y total por hectárea

La biomasa aérea viva se estimó mediante un procedimiento indirecto no destructivo, utilizando ecuaciones alométricas aplicadas a las variables dasométricas registradas en el inventario. Estas ecuaciones permiten estimar la masa seca de los individuos en pie a partir del diámetro, la altura y la densidad básica de la madera .

Para los árboles dicotiledóneos se utilizó la ecuación pantropical propuesta por para bosques tropicales húmedos:

$$(\text{AGB} = \rho \times exp[-1{,}499 + 2{,}148 ln(D_i) + 0{,}207 (lnD_i)^2 - 0{,}0281 (lnD_i)^3 \quad (9)$$

donde:

AGB_i = biomasa aérea del individuo (kg);

ρ = densidad específica de la madera (g cm^{-3});

D_i = DAP (cm);

ln = logaritmo natural.

La densidad básica de la madera se obtuvo de la Global Wood Density Database, considerando preferentemente los registros correspondientes a especies de América tropical . Los nombres científicos se estandarizaron antes de realizar la consulta. Cuando existieron varios registros para una especie, se utilizó su valor promedio. Para los taxones sin información específica se utilizó la media global (ρ) para América del Sur tropical (0,632 g/cm3) .

Debido a las diferencias anatómicas y de crecimiento entre los árboles dicotiledóneos y las palmas, la biomasa de estas últimas se estimó mediante la ecuación general propuesta por :

$\mathrm{AGB}_i = \exp\,[2{,}4647 + 1{,}3777\,\ln(\mathrm{H}_i)]$ (10)

donde AGB_i es la biomasa aérea individual de las palmas (kg de materia seca) y H_i la altura del tallo (m). La ecuación de fue desarrollada con palmas amazónicas de varios géneros y se empleó como modelo general ante la ausencia de ecuaciones locales por especie.

Las estimaciones individuales obtenidas en kilogramos se convirtieron a megagramos mediante:

$$AGB_{Mg} = \frac{AGB_{Kg}}{1000} \quad (11)$$

Posteriormente, la biomasa aérea total de cada parcela se calculó mediante la suma de la biomasa individual de todos los árboles y palmas registrados:

$$AGTB_T = \sum_{i=1}^{n} AGB_i \quad (12)$$

Debido a que cada parcela presentó una superficie de 0,1 ha, la biomasa acumulada se extrapoló a una hectárea utilizando un factor de expansión de 10:

Po

steriormente se estandarizó a hectárea:

$$AGB_{ha} = AGB_p \times 10 \quad (13)$$

La biomasa aérea total se expresó en Mg ha^{-1}. Para cada grado de perturbación se obtuvieron cinco valores correspondientes a las parcelas del sitio y se resumieron mediante la media y la desviación estándar. Estos valores se trataron como unidades de análisis dentro de cada sitio, no como réplicas regionales independientes de la perturbación.

2.7.2. Estimación de biomasa aérea por clases diamétricas

La biomasa aérea por clase diamétrica se determinó agrupando las estimaciones individuales de biomasa de acuerdo con las mismas clases utilizadas para caracterizar la distribución diamétrica:

$$AGB_j = \sum_{i=1}^{n_j} AGB_i \quad (14)$$

La contribución porcentual de cada clase respecto de la biomasa total se determinó mediante:

$$AGB_{j(\%)} = \frac{AGB_j}{AGB_T} \times 100 \quad (15)$$

Este procedimiento permitió establecer la proporción de biomasa almacenada en los diferentes intervalos diamétricos.

2.7.3. Determinación del índice de valor de importancia de biomasa

El índice de valor de importancia de biomasa se empleó para establecer la contribución de cada especie tanto a la estructura como al almacenamiento de biomasa del bosque .

La biomasa aérea relativa de cada especie se determinó mediante:

$$BAR_i = \frac{AGB_i}{AGB_T} \times 100 \quad (16)$$

El índice se obtuvo integrando la densidad relativa, el área basal relativa y la biomasa aérea relativa:

$$IVB_i = \frac{DR_i + ABR_i + BAR_i}{3} \quad (17)$$

donde DR_i representa la densidad relativa, ABR_i el área basal relativa y BAR_i la biomasa aérea relativa. De esta manera, el índice permite identificar las especies que combinan una representación importante en número de individuos, ocupación del espacio basal y almacenamiento de biomasa.

2.8. Determinación del aporte de los árboles grandes a la biomasa aérea

Para determinar el aporte de biomasa de los árboles de mayor tamaño se identificaron los árboles con DAP ≥ 35 cm, considerado el umbral operativo correspondiente a la clase diamétrica superior del inventario y no a una definición universal de árbol grande. En cada parcela se sumó su biomasa y se calculó el porcentaje aportado a la biomasa total:

$$A_{AMT} = \frac{\sum AGB_{AMT}}{AGB_T} \times 100 \quad (18)$$

donde A_{AMT} representa el aporte porcentual de los árboles de mayor tamaño, $\sum AGB_{AMT}$ su biomasa acumulada y AGB_T la biomasa total.

2.9. Procesamiento estadístico de los datos

Los datos fueron procesados con el programa estadístico OriginPro 2024, OriginLab Corporation, Northampton, MA, USA.

Las diferencias en densidad, área basal y volumen maderable se evaluaron mediante ANOVA de una vía, con el grado de perturbación como factor fijo y la parcela como unidad de análisis (n = 5 por condición). La normalidad de los residuos se comprobó con Shapiro–Wilk y la homogeneidad de varianzas con Levene basado en la mediana. Cuando no se rechazaron estos supuestos ($p > 0{,}05$), se aplicó ANOVA y la comparación de Tukey con $\alpha = 0{,}05$. Debido a que las parcelas fueron submuestras de un único sitio por condición, la inferencia se restringió a los sitios estudiados.

Las asociaciones entre el grado de perturbación y las categorías de posición social y calidad del fuste se evaluaron mediante pruebas χ^2 de independencia de Pearson.

La biomasa total por hectárea y la biomasa por clases diamétricas se compararon entre grados de intervención mediante ANOVA de una vía y Tukey (α = 0,05), con la parcela como unidad de análisis. Los valores de cero de las clases diamétricas sin árboles se conservaron como observaciones válidas. Para densidad, área basal, volumen y biomasa total, los residuos cumplieron Shapiro–Wilk (W = 0,897; 0,963; 0,927 y 0,939; p = 0,085; 0,739; 0,243 y 0,373, respectivamente) y Levene (F = 0,677; 1,121; 3,222 y 1,370; p = 0,526; 0,358; 0,076 y 0,291). En las seis clases diamétricas, Shapiro–Wilk presentó W = 0,885–0,975 (p = 0,057–0,919) y Levene F = 0,632–2,289 (p = 0,144–0,548); por tanto, tampoco se rechazaron los supuestos teóricos de normalidad y homogeneidad de la varianza.

El porcentaje de biomasa aportado por los árboles con DAP ≥35 cm y el coeficiente de Gini corregido se calcularon por parcela y se compararon entre grados de intervención mediante la prueba de Kruskal–Wallis, debido a la asimetría de las respuestas.

3. Resultados y discusión

3.1. Variación de la estructura forestal

3.1.1. Índice de valor de importancia

El IVI mostró diferencias descriptivas entre las tres condiciones estudiadas. En la condición de perturbación baja, *Wettinia maynensis* presentó el valor más elevado (46,43), explicado principalmente por su abundancia relativa (29,53%). Le siguió *Alchornea glandulosa* (43,41), cuya importancia estuvo asociada especialmente con su dominancia relativa (25,83%). También destacaron *Piptocoma discolor* (19,60), *Miconia splendens* (14,02) e *Inga velutina* (13,31) (**Figura 2A**).

En la condición moderada, *P. discolor* alcanzó el mayor IVI (39,87), seguida de *M. splendens* (22,82), *Croton lechleri* (17,75) y *W. maynensis* (16,59) (**Figura 2B**). La importancia de *P. discolor*, *M. splendens* y *C. lechleri* fue compatible con la presencia de un dosel en recuperación y con el historial de intervención del bosque secundario.

La condición de silvopastura presentó una mayor concentración del IVI en pocas especies. *M. splendens* registró un valor de 92,28 y *P. discolor* de 58,30; conjuntamente representaron el 50,19% del IVI total. Les siguieron *Ilex* sp. (30,25), *Hieronyma duquei* (28,66), *Clusia rosea* (25,26) y *Lozania klugii* (23,75) (**Figura 2C**). Este predominio fue consistente con la menor complejidad estructural y florística observada en esta condición.

En conjunto, se observó un recambio de las especies con mayor importancia ecológica. *W. maynensis* y *A. glandulosa* caracterizaron principalmente la condición de perturbación baja, mientras que *P. discolor* y *M. splendens* aumentaron su importancia en las condiciones moderada y alta. La relevancia de *W. maynensis* y *A. glandulosa* coincide con lo informado por para un bosque siempreverde amazónico-andino de Ecuador. En un contexto neotropical más amplio, la diferenciación florística entre bosques en recuperación puede estar relacionada con la historia de uso, las condiciones ambientales y las fuentes de propágulos disponibles en el paisaje .

La importancia alcanzada por *P. discolor* y *M. splendens* en los sitios más intervenidos, junto con la presencia destacada de *C. lechleri* en el bosque secundario, es compatible con una composición propia de etapas tempranas o intermedias de la sucesión, en las que suelen aumentar las especies demandantes de luz y de rápido crecimiento. En particular, describieron a *P. discolor* como una especie de crecimiento rápido y frecuente en bosques secundarios de la Amazonía ecuatoriana. De manera complementaria, la intervención selectiva puede modificar la composición de las comunidades arbóreas amazónicas y afectar especialmente el componente de árboles grandes . No obstante, el amplio solapamiento de las estrategias demográficas entre bosques secundarios y maduros indica que la composición no debe interpretarse únicamente a partir del estado sucesional .

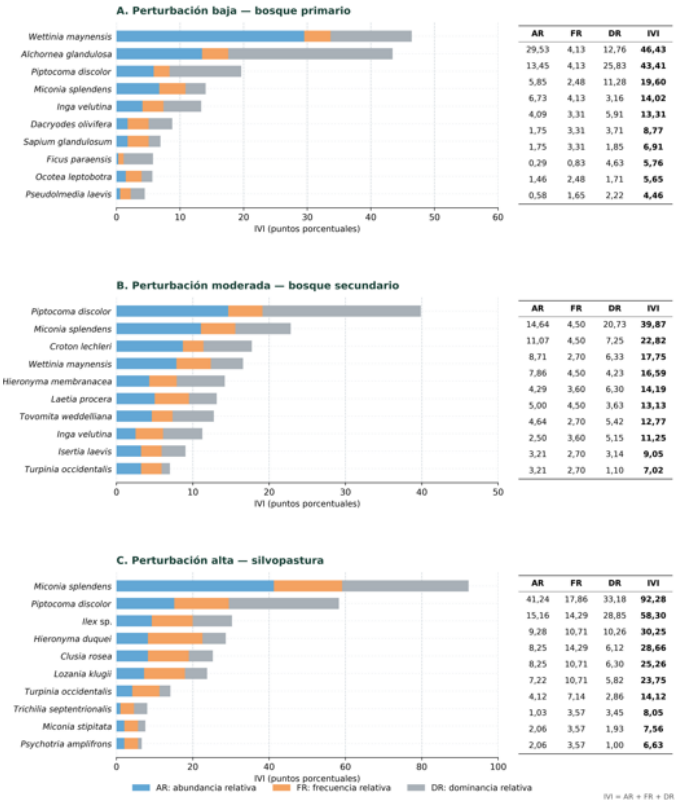


Figura 2 | Índice de valor de importancia de las especies por grado de perturbación. Valores descriptivos calculados con densidad, frecuencia y dominancia relativa.

3.1.2. Densidad, área basal y volumen maderable

Los atributos estructurales presentaron valores menores en los sitios con mayor grado de perturbación **(Tabla 2)**. La densidad fue de 684 ± 88,49; 560 ± 170,88 y 194 ± 61,89 árboles ha^{-1} en las condiciones baja, moderada y alta, respectivamente (F = 23,827; p < 0,001). La prueba de Tukey separó la condición alta de las dos coberturas boscosas, mientras que baja y moderada no difirieron entre sí. La diferencia relativa entre los grados bajo y alto fue de 71,6%.

El área basal fue de 28,84 ± 7,07; 17,22 ± 6,83 y 5,00 ± 2,00 m^2 ha^{-1} en perturbación baja, moderada y alta, respectivamente (F = 21,184; p < 0,001); Tukey diferenció las tres condiciones. El volumen maderable presentó 206,43 ± 78,87;

119,53 ± 55,73 y 24,20 ± 11,60 m^3 ha^{-1} (F = 13,172; p < 0,001). En esta variable, la condición alta difirió de las coberturas boscosas, pero baja y moderada no se separaron estadísticamente. Estas comparaciones describen diferencias entre sitios y no un efecto causal aislado de la perturbación.

El bosque secundario mantuvo una densidad estadísticamente semejante a la del bosque primario, pero presentó menor área basal y volumen maderable. Este patrón indica que la recuperación de la abundancia de tallos puede anteceder a la restitución del tamaño de los árboles y de la complejidad estructural. Los atributos estructurales de los bosques secundarios siguen trayectorias de recuperación diferentes y dependen de la historia de uso, la edad sucesional y las condiciones del sitio . Por ello, una densidad elevada de árboles pequeños no necesariamente representa una recuperación equivalente del área basal, el volumen o la biomasa.

Tabla 2 | Atributos estructurales (densidad de árboles, área basal y volumen de madera) en sitios con diferentes grados de perturbación.

Atributos estructurales	Grado de perturbación			p
	Bajo	Moderado	Alto	
Densidad (árboles ha^{-1})	684 ± 88,49 a	560 ± 170,88 a	194 ± 61,89 b	<0,001
Área basal (m^2 ha^{-1})	28,84 ± 7,07 a	17,22 ± 6,83 b	5,00 ± 2,00 c	<0,001
Volumen maderable (m^3 ha^{-1})	206,43 ± 78,87 a	119,53 ± 55,73 a	24,20 ± 11,60 b	<0,001

Leyenda: Valores expresados como media ± desviación estándar (n = 5 parcelas por condición). Letras diferentes dentro de una fila indican diferencias de Tukey (α = 0,05).

3.1.3. Posición social y calidad del fuste

La posición social se asoció significativamente con el grado de perturbación (χ^2 = 175,933; gl = 8; p < 0,001; V de Cramér = 0,350). En las condiciones baja y moderada predominaron los árboles codominantes, con 36,0% y 32,9%, respectivamente. En silvopastura 81,4% fueron dominantes, 11,3% codominantes y no se registraron individuos intermedios ni suprimidos **(Tabla 3).**

Tabla 3 | Distribución absoluta y porcentual de los árboles por posición social según el grado de perturbación.

Posición social	Grado de perturbación		
	Bajo n (%)	Moderado n (%)	Alto n (%)
Emergente	2 (0,6)	37 (13,2)	7 (7,2)
Dominante	99 (28,9)	64 (22,9)	79 (81,4)
Codominante	123 (36,0)	92 (32,9)	11 (11,3)
Intermedio	72 (21,1)	33 (11,8)	0 (0,0)
Suprimido	46 (13,5)	54 (19,3)	0 (0,0)

La calidad alta del fuste predominó en las tres condiciones: 74,9% en perturbación baja, 62,5% en moderada y 99,0% en alta **(Tabla 4).** La asociación fue significativa y de magnitud pequeña (χ^2 = 50,178; gl = 4; p < 0,001; V de Cramér = 0,187); sin embargo, dos frecuencias esperadas fueron menores de cinco. Por ello, se realizó un contraste complementario agrupando las categorías media y baja, que confirmó la asociación (χ^2 = 49,762; gl = 2; p < 0,001; V de Cramér = 0,263) y cumplió el supuesto de frecuencias esperadas.

Tabla 4 | Distribución absoluta y porcentual de la calidad del fuste

Grado de perturbación	Calidad del fuste			
	Alta n (%)	Media n (%)	Baja n (%)	Total
Baja	256 (74,9)	82 (24,0)	4 (1,2)	342
Moderada	175 (62,5)	98 (35,0)	7 (2,5)	280
Alta	96 (99,0)	1 (1,0)	0 (0,0)	97

Leyenda: Calidad alta: fuste recto y sin daños visibles; media: pocos defectos o daños; baja: varios defectos o daños.

3.2. Distribución diamétrica y condición silvícola

3.2.1. Distribución de los individuos por clases diamétricas

La distribución de los individuos se concentró en las clases diamétricas inferiores, con una forma compatible con una J invertida. Esta configuración caracteriza rodales heterogéneos con numerosos árboles pequeños y cantidades decrecientes hacia las clases superiores. La distribución se asoció con el grado de perturbación (χ^2 = 24,383; gl = 10; p = 0,0066; V de Cramér = 0,130), aunque la magnitud de la asociación fue pequeña.

La clase de 10–15 cm reunió 36,84% de los individuos en perturbación baja, 50,00% en moderada y 47,42% en alta. A partir de esta clase, la frecuencia disminuyó generalmente conforme aumentó el DAP, configurando una estructura irregular o disetánea **(Tabla 5; Figura 3).** Este comportamiento puede interpretarse como evidencia de incorporación continua de individuos a las primeras clases inventariables, siempre que el reclutamiento y el crecimiento compensen la mortalidad y el paso de árboles hacia las clases superiores. En los bosques naturales, la distribución exponencial negativa puede representar una estructura demográficamente equilibrada, pero únicamente bajo determinados supuestos sobre reclutamiento, crecimiento diamétrico y mortalidad. Además, las estrategias demográficas de las especies pueden superponerse ampliamente entre las distintas etapas de la sucesión neotropical, por lo que la distribución por tamaños debe interpretarse junto con la composición florística y la historia de uso . En consecuencia, la forma de J invertida no constituye, por sí sola, una prueba concluyente de estabilidad, regeneración favorable o sostenibilidad del rodal.

La pendiente de la distribución fue más pronunciada en las coberturas con perturbación moderada y alta. En estos sistemas, la elevada proporción de árboles entre 10 y <15 cm coexistió con una marcada reducción del componente de mayor tamaño. Los individuos con DAP ≥35 cm representaron el 10,53% en la perturbación baja, pero disminuyeron al

5,71% en la moderada y al 2,06% en la condición alta. La J invertida observada en los ambientes más intervenidos no necesariamente refleja una regeneración más favorable; también puede resultar de la proliferación o permanencia de árboles pequeños, combinada con la pérdida selectiva, mortalidad o escasa incorporación de individuos a las clases superiores. Además, los bosques secundarios neotropicales pueden conservar diferencias florísticas asociadas con su historia de uso, aun cuando recuperen la densidad de individuos en las clases diamétricas inferiores . Por ello, los bosques degradados pueden presentar una elevada densidad de tallos pequeños y, simultáneamente, mantener menor área basal, biomasa y complejidad estructural que los bosques de referencia (Caron et al. 2021; Bourgoin et al. 2024).

Los residuos ajustados precisaron la asociación. La clase 10–15 cm estuvo subrepresentada en el sitio con perturbación baja (RA = −3,38) y sobrerrepresentada en el moderado (RA = 2,85); la clase ≥35 cm estuvo sobrerrepresentada en la condición baja (RA = 2,92) y subrepresentada en la condición alta (RA = −2,19). Estas desviaciones muestran que las diferencias no fueron uniformes entre clases y se concentraron especialmente en los extremos de la distribución.

Tabla 5 | Distribución absoluta y porcentual de individuos por clase diamétrica según el grado de perturbación.

Clase DAP (cm)	Bajo n (%)	Moderado n (%)	Alto n (%)	Total
10–15	126 (36,84)	140 (50,00)	46 (47,42)	312
15–20	101 (29,53)	60 (21,43)	25 (25,77)	186
20–25	39 (11,40)	38 (13,57)	17 (17,53)	94
25–30	24 (7,02)	18 (6,43)	4 (4,12)	46
30–35	16 (4,68)	8 (2,86)	3 (3,09)	27
≥35	36 (10,53)	16 (5,71)	2 (2,06)	54
Total	342 (100,00)	280 (100,00)	97 (100,00)	719

La elevada contribución de los árboles con DAP ≥35 cm confirma que la biomasa del rodal no depende únicamente de la densidad, sino también de la permanencia de individuos de grandes dimensiones. Este resultado coincide con la evidencia obtenida en la Amazonía central, donde un número reducido de árboles grandes del dosel concentró la mayor parte del carbono almacenado, la productividad primaria y los flujos de carbono del ecosistema , así como con evaluaciones recientes que muestran reducciones persistentes de la altura del dosel y la biomasa después de la tala, los incendios y otros procesos de degradación En gradientes de regeneración amazónica, la proporción de árboles grandes también explicó una parte importante de las diferencias estructurales entre bosques secundarios y coberturas de referencia; incluso después de 20–25 años, el área basal de los bosques en recuperación permaneció por debajo de la registrada en los bosques de control.

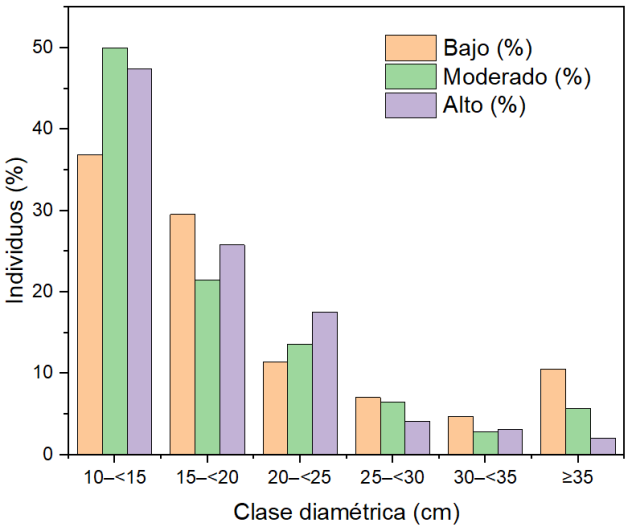


Figura 3 | Distribución porcentual de 719 individuos vivos con DAP ≥10 cm por clase diamétrica y grado de perturbación.

3.2.2. Categorías de desarrollo y condición silvícola

La condición silvícola estuvo dominada por árboles de reserva futura (10–20 cm), que representaron 498 individuos y 69,3% del total. Los árboles de desarrollo intermedio (20–35 cm) sumaron 167 individuos (23,2%), mientras que solo 54 (7,5%) pertenecieron a la categoría de árboles grandes o preferentes (≥35 cm). La disponibilidad de esta última categoría disminuyó de 36 individuos en el bosque con perturbación baja a 16 en el moderado y dos en la silvopastura (**Tabla 6**).

Los individuos de reserva futura conformaron la mayor categoría del arbolado inventariable; sin embargo, su incorporación a tamaños mayores dependerá de la supervivencia y del crecimiento diamétrico. La representación de árboles grandes fue menor en el sitio con perturbación alta, en concordancia con la clase ≥35 cm. Como no se midieron individuos con DAP <10 cm, estos resultados no permiten evaluar directamente la regeneración natural.

Tabla 6 | Distribución de árboles por categorías de desarrollo según el grado de perturbación.

Grado de perturbación	Biomasa aérea total (Mg ha⁻¹)	Diferencia relativa (%)	Grupo de Tukey
Bajo	315,71 ± 75,63	-	a
Moderado	161,46 ± 85,87	48,9 %	b
Alto	40,92 ± 16,85	87,0 %	c

3.3. Variación de la biomasa aérea

3.3.1. Biomasa aérea total

La biomasa aérea total difirió entre las condiciones (F = 21,272; p < 0,001). Los sitios con perturbación baja, moderada y alta presentaron 315,71 ± 75,63, 161,46 ± 85,87 y 40,92 ± 16,85 Mg ha^{-1}, respectivamente **(Tabla 7; Figura**

4). Tukey separó las tres condiciones ($p < 0,05$). En términos relativos, la biomasa fue 48,9% menor en el sitio moderado y 87,0% menor en el alto respecto del sitio con perturbación baja.

Las diferencias fueron más amplias para la biomasa que para la densidad y coincidieron con la menor representación de árboles grandes en los sitios más intervenidos. El bosque secundario presentó una densidad semejante a la del bosque primario, pero una biomasa menor, patrón compatible con una recuperación más rápida de la abundancia de individuos que del área basal, el tamaño de los árboles y la estructura del dosel. Esta trayectoria concuerda con estudios amazónicos que muestran que la recuperación de la biomasa depende de la restitución de los individuos de mayor tamaño y puede permanecer incompleta después de intervenciones intensas

La presencia de numerosos árboles pequeños no compensó la menor biomasa asociada con los individuos grandes. No obstante, estas diferencias no pueden atribuirse exclusivamente a la perturbación: los sitios también variaron en altitud, pendiente e historia de uso. En particular, el bosque secundario se ubicó a mayor altitud que las otras condiciones.

Tabla 7 | Biomasa aérea total según el grado de perturbación.

Grado de perturbación	Reserva futura 10–20 cm	Desarrollo intermedio 20–35 cm	Grandes o preferentes ≥35 cm	Total
Bajo	227	79	36	342
Moderado	200	64	16	280
Alto	71	24	2	97
Total	498 (69,3 %)	167 (23,2 %)	54 (7,5 %)	719

Leyenda: media ± desviación estándar de cinco parcelas por condición; letras diferentes indican diferencias de Tukey ($\alpha = 0,05$).

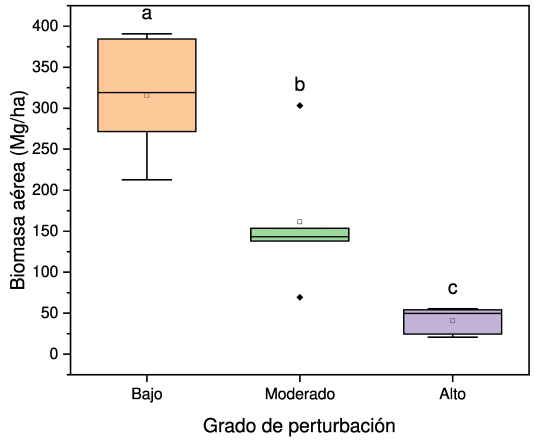


Figura 4 | Distribución de la biomasa aérea total por grado de perturbación (Mg ha^{-1}; n = 5 parcelas por condición).

Leyenda: letras diferentes indican diferencias de Tukey ($\alpha = 0,05$).

3.3.2. Biomasa aérea por clases diamétricas

La biomasa aérea difirió entre condiciones en las clases 10–15 cm ($F = 6,208$; $p = 0,014$), 15–20 cm ($F = 16,557$; $p < 0,001$), 25–30 cm ($F = 7,077$; $p = 0,009$) y ≥35 cm ($F = 6,437$; $p = 0,013$). No se detectaron diferencias en 20–25 cm ($F = 3,280$; $p = 0,073$) ni 30–35 cm ($F = 2,602$; $p = 0,115$) (**Tabla 8; Figura 5**). La principal separación se concentró en los extremos del gradiente. En la clase ≥35 cm, el bosque con perturbación baja alcanzó 145,42 ± 83,04 Mg ha^{-1}, frente a 52,23 ± 70,87 Mg ha^{-1} en perturbación moderada y 4,59 ± 6,34 Mg ha^{-1} en alta. La elevada variabilidad del bosque secundario revela que la presencia de pocos árboles grandes cambia considerablemente entre parcelas. En las clases 20–25 y 30–35 cm, la ausencia de diferencias sugiere una contribución relativamente más semejante de los árboles medianos; sin embargo, estos estratos no compensaron la pérdida de biomasa del componente ≥35 cm. La importancia del extremo superior de la distribución coincide con estudios que identifican a los árboles grandes como determinantes de la variación espacial de biomasa en bosques tropicales .

Tabla 8 | Biomasa aérea por clases diamétricas según el grado de perturbación.

Clases diamétricas (cm)	Grado de perturbación			p
	Bajo	Moderado	Alto	
10–15	42,54 ± 24,15 a	28,70 ± 11,72 ab	8,16 ± 1,48 b	0,014
15–20	53,54 ± 19,00 a	24,10 ± 8,66 b	9,07 ± 5,28 b	0,001
20–25	26,08 ± 11,68 a	23,77 ± 6,07 a	11,07 ± 11,20 a	0,073
25–30	25,09 ± 12,55 a	18,38 ± 9,68 ab	3,62 ± 2,10 b	0,009
30–35	23,03 ± 18,96 a	14,29 ± 10,19 a	4,41 ± 6,10 a	0,115
≥35	145,42 ± 83,04 a	52,23 ± 70,87 ab	4,59 ± 6,34 b	0,013

Leyenda: biomasa en Mg ha^{-1}, expresada como media ± desviación estándar (n = 5 parcelas por condición). Letras distintas dentro de cada clase indican diferencias de Tukey ($\alpha = 0,05$).

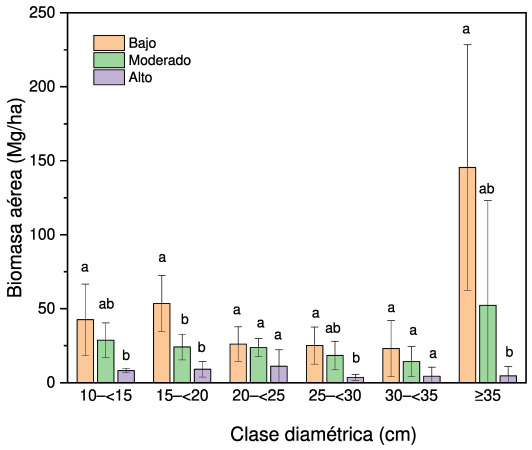


Figura 5 | Biomasa aérea media por clase diamétrica y grado de perturbación (Mg ha^{-1}; n = 5 parcelas por condición).

Leyenda: Las barras de error representan la desviación estándar y las letras comparan condiciones dentro de cada clase mediante Tukey (α = 0,05).

3.3.3. Índice de valor de importancia de biomasa

El IVB mostró diferencias en las especies dominantes entre condiciones. En el bosque con perturbación baja, *W. maynensis* (63,17) y *A. glandulosa* (58,34) presentaron los valores más elevados y concentraron conjuntamente 40,5 % del índice. La primera destacó por su abundancia y biomasa relativa, mientras que la segunda presentó una mayor contribución del área basal. Este comportamiento coincide con lo señalado por quienes observaron que especies poco abundantes pueden alcanzar un IVB elevado cuando incluyen individuos grandes (**Figura 6**).

En el bosque secundario, *P. discolor* registró el mayor IVB (52,56), seguida por *M. splendens* (25,49), *C. lechleri* (21,12) y *W. maynensis* (20,85). El predominio de *P. discolor* concuerda con su carácter pionero, rápido crecimiento y frecuente presencia en bosques secundarios de la Amazonía ecuatoriana . La importancia de *M. splendens* y *C. lechleri* también refleja el avance de especies favorecidas por la apertura del dosel y las condiciones sucesionales.

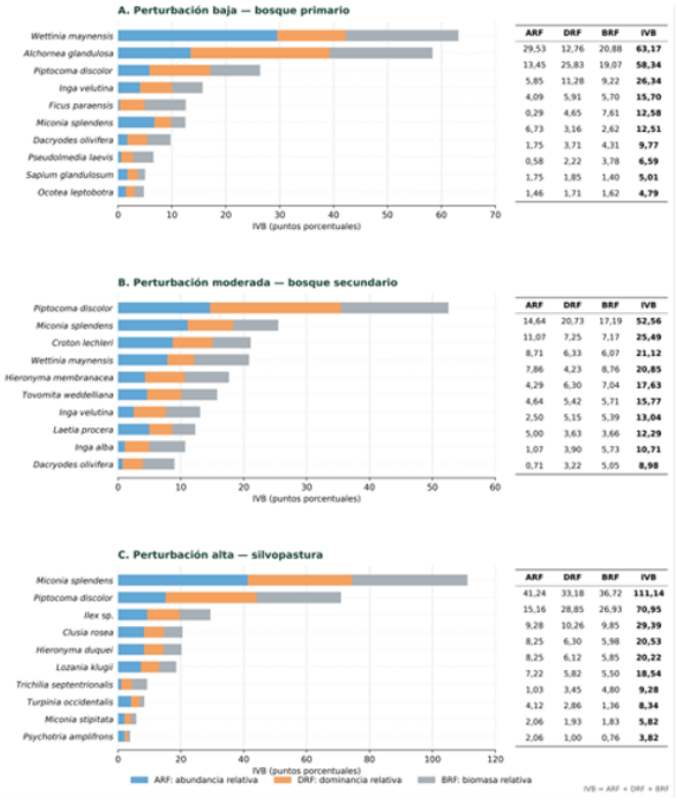


Figura 6 | Índice de valor de importancia de biomasa por grado de perturbación. Valores relativos calculados con densidad, área basal y biomasa.

La condición de silvopastura presentó la mayor concentración del índice: *M. splendens* alcanzó 111,14 puntos y *P. discolor* 70,95, reuniendo entre ambas 60,7 % del IVB. Esta distribución fue consistente con una comunidad en la que pocas especies concentraron la abundancia, el área basal y la biomasa remanente.

No obstante, el elevado IVB de *M. splendens* en silvopastura no implica una biomasa total mayor, porque el índice se calcula con valores relativos dentro de cada condición. En conjunto, se observó un recambio de las especies con mayor contribución estructural y una concentración de la biomasa remanente en pocos taxones en el sitio de silvopastura; esta asociación no demuestra por sí sola causalidad.

3.4. Contribución de los árboles grandes a la biomasa aérea

El porcentaje de biomasa aportado por los árboles con DAP ≥35 cm disminuyó desde 43,7 ± 16,4 % en el bosque con perturbación baja hasta 26,0 ± 19,8 % en el moderado y 8,4 ± 11,6 % en silvopastura.

(**Tabla 9**). La prueba de Kruskal–Wallis detectó diferencias entre los grados (H = 8,06; gl = 2; p = 0,018); la comparación por pares, con ajuste de Holm, confirmó la separación entre perturbación baja y alta (p ajustada = 0,024), mientras que las demás comparaciones no fueron significativas.

Tabla 9 | Contribución de los árboles con DAP ≥35 cm a la biomasa aérea y su concentración entre grados de perturbación.

Grado de perturbación	Biomasa aportada por árboles con DAP ≥ 35 cm (%)	Coeficiente de Gini corregido
Bajo	43,7 ± 16,4 a	0,533 ± 0,133
Moderado	26,0 ± 19,8 ab	0,525 ± 0,075
Alto	8,4 ± 11,6 b	0,444 ± 0,070

Leyenda: media ± desviación estándar (n = 5 parcelas por condición). Para el aporte de árboles con DAP ≥35 cm: Kruskal–Wallis H = 8,06; gl = 2; p = 0,018; letras distintas indican la diferencia bajo–alto después del ajuste de Holm. Para Gini: H = 2,24; gl = 2; p = 0,326.

El coeficiente de Gini corregido fue 0,533 ± 0,133, 0,525 ± 0,075 y 0,444 ± 0,070 en los grados bajo, moderado y alto, respectivamente, sin diferencias significativas (H = 2,24; gl = 2; p = 0,326). Por tanto, el resultado central no es un cambio concluyente en la desigualdad general de la biomasa entre individuos, sino la pérdida de la biomasa específicamente asociada a árboles grandes. La menor concentración observada en la condición de silvopastura no representa una estructura más equilibrada; corresponde a un rodal con biomasa total reducida y casi sin individuos ≥35 cm.

La elevada contribución de los árboles con DAP ≥35 cm confirma que la biomasa del rodal no depende únicamente de la densidad, sino también de la permanencia de individuos de grandes dimensiones. Este resultado coincide con la evidencia pantropical sobre el aporte desproporcionado de los árboles grandes a la biomasa forestal y con evaluaciones recientes que muestran reducciones persistentes de la altura del dosel y la biomasa después de la tala, los incendios y otros procesos de degradación

3.5. Implicaciones para el manejo silvícola

Los resultados permiten plantear necesidades silvícolas diferenciadas para las tres condiciones estudiadas. En el bosque con perturbación baja, la prioridad debe centrarse en conservar la estructura remanente mediante la protección de árboles grandes, emergentes, semilleros y especies de elevado valor ecológico, así como en minimizar los daños ocasionados por eventuales intervenciones y mantener sectores sin aprovechamiento. La elevada contribución de los

individuos con DAP ≥35 cm a la biomasa indica que la extracción o mortalidad de pocos árboles podría representar pérdidas desproporcionadas de carbono y volumen. En el bosque con perturbación moderada, la abundancia de individuos pequeños y medianos constituye una reserva potencial para la recuperación estructural; por ello, se recomienda proteger los árboles de futura cosecha, conservar los semilleros y aplicar tratamientos de liberación únicamente cuando el seguimiento confirme competencia que limite su crecimiento.

La condición de silvopastura requiere intervenciones de restauración más activas. Sus menores valores de densidad, área basal, volumen y biomasa, junto con la escasa representación de los estratos intermedios y suprimidos, indican una estructura simplificada y posibles limitaciones para recuperar espontáneamente los atributos del bosque de referencia en el corto plazo. En esta condición se recomienda proteger los árboles remanentes, excluir temporalmente el ganado en núcleos de restauración, favorecer la regeneración natural asistida y realizar enriquecimiento con especies nativas de distintos grupos sucesionales. La restauración activa puede acelerar la recuperación del carbono en bosques tropicales modificados, siempre que se acompañe de protección y mantenimiento posterior . Asimismo, la conectividad con parches boscosos debe conservarse o restablecerse, debido a su importancia para el movimiento de dispersores, la llegada de semillas y la recuperación potencial del carbono .

El seguimiento debe efectuarse por parcela e incluir densidad, mortalidad, reclutamiento, incremento diamétrico, área basal, composición florística, supervivencia de los árboles con DAP ≥35 cm y biomasa aérea. También deben establecerse subparcelas para evaluar plántulas, brinzales y latizales con DAP <10 cm, componente que no fue incluido en el inventario actual. El empleo conjunto de indicadores de estructura, composición y regeneración permite valorar con mayor precisión la trayectoria de recuperación de los bosques amazónicos . Las decisiones de conservación, manejo o restauración deberán ajustarse al grado de modificación y a los atributos ecológicos remanentes de cada condición .

4. Conclusiones

Los sitios con mayor grado de perturbación presentaron menores valores en los atributos estructurales. Entre las condiciones de cobertura baja y alta, la densidad fue 71,6 % menor, el área basal 82,7 % menor y el volumen maderable 88,3 % menor.

La distribución diamétrica mantuvo una tendencia de J invertida en las tres condiciones de cobertura; sin embargo, la abundancia de árboles pequeños no implicó por sí sola una recuperación estructural favorable. Los individuos con DAP ≥35 cm representaron 10,53 % en perturbación baja y 2,06 % en alta, lo que evidencia el menor componente arbóreo de gran tamaño en silvopastura.

La biomasa aérea fue de 315,71 Mg ha^{-1} en el sitio con perturbación baja y de 40,92 Mg ha^{-1} en perturbación alta, con una diferencia relativa de 87,0 %. Los árboles con DAP ≥35 cm fueron relevantes para este contraste: aportaron 43,7 % y 8,4 % de la biomasa total, respectivamente.

Las especies de mayor importancia también variaron entre condiciones. *W. maynensis* y *A. glandulosa* se destacaron en el bosque menos intervenido, mientras *P. discolor* y *M. splendens* dominaron las condiciones moderada y alta. Este recambio se asoció con una estructura más simplificada y con una mayor concentración de la importancia ecológica en pocas especies pioneras.

Los resultados sustentan estrategias diferenciadas: conservación de árboles grandes, semilleros y especies de alto valor ecológico en el bosque primario; protección de la reserva futura y recuperación estructural en el bosque secundario; y restauración activa, enriquecimiento con especies nativas y protección de árboles remanentes en silvopastura.

Contribuciones de los autores

Johana Lisseth Castillo Castillo: Curación de datos, Análisis formal y Redacción – Preparación del borrador original

Yudel García Quintana: Curación de datos, Análisis formal y Redacción – Preparación del borrador original

: Conceptualización, Curación de datos, Supervisión y Redacción – Revisión y edición

Todos los autores aporbaron la version enviada y editada.[0.5em]

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

5. Referencias

BELLO, Carolina, CROWTHER, Thomas W., RAMOS, Danielle Leal, MORÁN-LÓPEZ, Teresa, PIZO, Marco A. and DENT, Daisy H., 2024. Frugivores enhance potential carbon recovery in fragmented landscapes. *Nature Climate Change*. Online. 15 June 2024. Vol. 14, no. 6, p. 636–643. DOI 10.1038/s41558-024-01989-1.

BOURGOIN, C., CECCHERINI, G., GIRARDELLO, M., VANCUTSEM, C., AVITABILE, V., BECK, P. S. A., BEUCHLE, R., BLANC, L., DUVEILLER, G., MIGLIAVACCA, M., VIEILLEDENT, G., CESCATTI, A. and ACHARD, F., 2024. Human degradation of tropical moist forests is greater than previously estimated. *Nature*. Online. 18 July 2024. Vol. 631, no. 8021, p. 570–576. DOI 10.1038/s41586-024-07629-0.

BOUSFIELD, Christopher G., MASSAM, Mike R., PERES, Carlos A. and EDWARDS, David P., 2023. Large-scale impacts of selective logging on canopy tree beta-diversity in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology*. Online. 10 June 2023. Vol. 60, no. 6, p. 1181–1193. DOI 10.1111/1365-2664.14403.

CARON, Tassiana Maylla Fontoura, CHUMA, Victor Juan Ulises Rodriguez, SANDI, Alexander Arévalo and NORRIS, Darren, 2021. Big trees drive forest structure patterns across a lowland Amazon regrowth gradient. *Scientific Reports*. Online. 9 February 2021. Vol. 11, no. 1, p. 3380. DOI 10.1038/s41598-021-83030-5.

CHAVE, J., ANDALO, C., BROWN, S., CAIRNS, M. A., CHAMBERS, J. Q., EAMUS, D., FÖLSTER, H., FROMARD, F., HIGUCHI, N., KIRA, T., LESCURE, J.-P., NELSON, B. W., OGAWA, H., PUIG, H., RIÉRA, B. and

YAMAKURA, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. Online. 22 August 2005. Vol. 145, no. 1, p. 87–99. DOI 10.1007/s00442-005-0100-x.

CURTIS, J. T. and MCINTOSH, R. P., 1951. An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*. Online. July 1951. Vol. 32, no. 3, p. 476–496. DOI 10.2307/1931725.

EWERS, Robert M. *et al.*, 2024. Thresholds for adding degraded tropical forest to the conservation estate. *Nature* [online]. 2024, vol. 631, no. 8022, pp. 808–813. DOI 10.1038/s41586-024-07657-w. Available from: https://doi.org/10.1038/s41586-024-07657-w

FAO, 2024. *El estado de los bosques del mundo 2024*. Online. Roma: FAO. ISBN 978-92-5-138875-4.

FIAMONCINI-PASTÓRIO, Fábio, FIORENTIN-DOS-SANTOS, Kristiana and DE-GASPER, André Luís, 2023. Classification systems for secondary forests in four neotropical countries: Synthesis and conceptual analysis. *Bosque (Valdivia)*. Online. 2023. Vol. 44, no. 3, p. 469–479. DOI 10.4067/s0717-92002023000300469.

GARATE-QUISPE, Jorge, HERRERA-MACHACA, Marx, PAREJA AUQUIPATA, Victor, ALARCÓN AGUIRRE, Gabriel, BAEZ QUISPE, Sufer and CARPIO-VARGAS, Edgar Eloy, 2024. Resilience of Aboveground Biomass of Secondary Forests Following the Abandonment of Gold Mining Activity in the Southeastern Peruvian Amazon. *Diversity*. Online. 15 April 2024. Vol. 16, no. 4, p. 233. DOI 10.3390/d16040233.

GARCÍA-COX, Walter, LÓPEZ-TOBAR, Rolando, HERRERA-FEIJOO, Robinson J., TAPIA, Aracely, HEREDIA-R, Marco, TOULKERIDIS, Theofilos and TORRES, Bolier, 2023. Floristic Composition, Structure, and Aboveground Biomass of the Moraceae Family in an Evergreen Andean Amazon Forest, Ecuador. *Forests*. Online. 10 July 2023. Vol. 14, no. 7, p. 1406. DOI 10.3390/f14071406.

GARCÍA-QUINTANA, Yudel, ARTEAGA-CRESPO, Yasiel, TORRES-NAVARRETE, Bolier, ROBLES-MORILLO, Marco, BRAVO-MEDINA, Carlos and SARMIENTO-ROSERO, Alexandra, 2020. Ecological quality of a forest in a state of succession based on structural parameters: A case study in an evergreen Amazonian-Andean forest, Ecuador. *Heliyon*. Online. July 2020. Vol. 6, no. 7, p. e04592. DOI 10.1016/j.heliyon.2020.e04592.

GILES, André L., SCHIETTI, Juliana, ROSENFIELD, Milena F., MESQUITA, Rita C., VIEIRA, Daniel Luis Mascia, VIEIRA, Ima C. G., POORTER, Lourens, BRANCALION, Pedro H. S., PEÑA-CLAROS, Marielos, SIQUEIRA, João, OLIVEIRA JUNIOR, Luis, DO ESPÍRITO-SANTO, Mário Marcos, SARMENTO, Priscila Sanjuan de Medeiros, FERREIRA, Joice N., BERENGUER, Erika, BARLOW, Jos, ELIAS, Fernando, CASSOL, Henrique Luis Godinho, SILVA, Richarlly C., RIBEIRO, Sabina Cerruto, MEDEIROS, Natália, JUNQUEIRA, André B., MASSOCA, Paulo, FERREIRA, Marciel Jose, GASTAUER, Markus, FERREIRA, Leandro V., DE ALMEIDA, Danilo Roberti Alves, ARAGÃO, Luiz E. O. C. and JAKOVAC, Catarina C., 2024. Simple ecological indicators benchmark regeneration success of Amazonian forests. *Communications Earth & Environment*. Online. 20 December 2024. Vol. 5, no. 1, p. 780. DOI 10.1038/s43247-024-01949-9.

GONZÁLEZ, Juan Elías, CORONEL ESPINOZA, Billy, QUEVEDO TUMAILLI, Viviana, UVIDIA CABADIANA, Hernán, OLIVA M., Deny, MORÓN, Carlos Jesús and ROBLES CAMPO, Morillo, 2021. Potencial de la biomasa y la cinética del modelo de secado de Piptocoma discolor (pigüe) como fuente de energía renovable en el Ecuador. *Enfoque UTE*. Online. 4 January 2021. Vol. 12, no. 1, p. 74–90. DOI 10.29019/enfoqueute.695.

GOODMAN, Rosa C., PHILLIPS, Oliver L., DEL CASTILLO TORRES, Dennis, FREITAS, Luis, CORTESE, Sebastián Tapia, MONTEAGUDO, Abel and BAKER, Timothy R., 2013. Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*. Online. December 2013. Vol. 310, p. 994–1004. DOI 10.1016/j.foreco.2013.09.045.

IPCC, 2023. *Climate Change 2022 - Mitigation of Climate Change*. Online. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press. ISBN 9781009157926.

JAKOVAC, Catarina C., *et al.*, 2022. Strong floristic distinctiveness across Neotropical successional forests. *Science Advances*. Online. July 2022. Vol. 8, no. 26, p. eabn1767. DOI 10.1126/sciadv.abn1767.

KÖHL, M., MAGNUSSEN, S. S. and MARCHETTI, M., 2006. Sampling methods, remote sensing and GIS multiresource forest inventory. Berlin: Springer. DOI 10.1007/978-3-540-32572-7

KUNERT, Norbert and APARECIDO, Luiza Maria T., 2024. Ecosystem carbon fluxes are tree size-dependent in an Amazonian old-growth forest. *Agricultural and Forest Meteorology* [online]. 2024, vol. 346, article 109895. DOI 10.1016/j.agrformet.2024.109895. Available from: https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.109895

LÓPEZ-TOBAR, Rolando, HERRERA-FEIJOO, Robinson J., GARCÍA-ROBREDO, Fernando, MATEO, Rubén G. and TORRES, Bolier, 2024. Timber harvesting and conservation status of forest species in the Ecuadorian Amazon. *Frontiers in Forests and Global Change*. Online. 16 August 2024. Vol. 7, p. 1389852. DOI 10.3389/ffgc.2024.1389852.

LUTZ, James A., FURNISS, Tucker J. and JOHNSON, Daniel J. *et al.*, 2018. Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography* [online]. 8 May 2018, vol. 27, no. 7, p. 849–864. DOI 10.1111/geb.12747. Available from: https://doi.org/10.1111/geb.12747

MAZA, Byron, RODES-BLANCO, Marina and ROJAS, Edison, 2022. Aboveground Biomass Along an Elevation Gradient in an Evergreen Andean–Amazonian Forest in Ecuador. *Frontiers in Forests and Global Change*. Online. 6 April 2022. Vol. 5, p. 738585. DOI 10.3389/ffgc.2022.738585.

NEVES, Raphael Lobato Prado; SCHWARTZ, Gustavo and LOPES, José do Carmo Alves, 2026. Post-harvest silviculture reduces cutting cycles: the case of *Tachigali glauca*, an Amazonian commercial species. *New Forests* [online]. 2026, vol. 57, article 68. Available from: https://doi.org/10.1007/s11056-026-10214-0.

PATINO UYAGUARI, Javier, LOZANO CARPIO, Pablo Enrique, TIPÁN, Cristian, NAVARRETE ALVARADO, Henrry Ubaldo, LOPEZ AGUIRRE, Marlon Rolando, ASANZA NOVILLO, Gricelda Mercedes and TORRES NAVARRETE, Segundo Bolier, 2015. Composición florística y estructura de un bosque siempreverde piemontano de 600 a 700 m s.n.m. en la cuenca del río Piatúa, Napo, Ecuador. *Revista Amazónica. Ciencia y Tecnología*. Online. 28 August 2015. Vol. 4, no. 2, p. 166–192. DOI 10.59410/RACYT-v04n02ep04-0052.

PEÑA, Claros M., FREDERICKSEN, T.S., ALARCÓN, A., BLATE, G.M., CHOQUE, U., LEAÑO, C., LICONA, J.C., MOSTACEDO, B., PARIONA, W., VILLEGAS, Z. and PUTZ, F.E., 2008. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management*. Online. September 2008. Vol. 256, no. 7, p. 1458–1467. DOI 10.1016/j.foreco.2007.11.013.

PHILIPSON, Christopher D., CUTLER, Mark E. J., BRODRICK, Philip G., ASNER, Gregory P., BOYD, Doreen S., MOURA COSTA, Pedro, FIDDES, Joel, FOODY, Giles M., VAN DER HEIJDEN, Geertje M. F., LEDO, Alicia, LINCOLN, Philippa R., MARGROVE, James A., MARTIN, Roberta E., MILNE, Sol, PINARD, Michelle A., REYNOLDS, Glen, SNOEP, Martijn, TANGKI, Hamzah, SAU WAI, Yap, WHEELER, Charlotte E. and BURSLEM, David F. R. P., 2020. Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. *Science*. Online. 14 August 2020. Vol. 369, no. 6505, p. 838–841. DOI 10.1126/science.aay4490.

PICARD, Nicolas, FONTON, Noël, BOYEMBA BOSELA, Faustin, FAYOLLE, Adeline, LOUMETO, Joël, NGUA AYECABA, Gabriel, SONKÉ, Bonaventure, YONGO BOMBO, Olga Diane, MAÏDOU, Hervé Martial and NGOMANDA, Alfred, 2025. Selecting allometric equations to estimate forest biomass from plot- rather than individual-level predictive performance. *Biogeosciences*. Online. 13 March 2025. Vol. 22, no. 5, p. 1413–1426. DOI 10.5194/bg-22-1413-2025.

POGGIO, Laura, DE SOUSA, Luis M., BATJES, Niels H., HEUVELINK, Gerard B. M., KEMPEN, Bas, RIBEIRO, Eloi and ROSSITER, David, 2021. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *SOIL*. Online. 14 June 2021. Vol. 7, no. 1, p. 217–240. DOI 10.5194/soil-7-217-2021.

POUDEL, Sanjok, PENT, Gabriel and FIKE, John, 2024. Silvopastures: Benefits, Past Efforts, Challenges, and Future Prospects in the United States. *Agronomy*. Online. 26 June 2024. Vol. 14, no. 7, p. 1369. DOI 10.3390/agronomy14071369.

ROMERO, Flora Magdaline Benitez *et al.*, 2022. Aboveground biomass allometric models for large trees in southwestern Amazonia. *Trees, Forests and People* [online]. 2022, vol. 9, article 100317. Available from: https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100317

SCHORN, Markus E., KAMBACH, Stephan, CHAZDON, Robin L., CRAVEN, Dylan, FARRIOR, Caroline E., MEAVE, Jorge A., MUÑOZ, Rodrigo, VAN BREUGEL, Michiel, AMISSAH, Lucy, BONGERS, Frans, HÉRAULT,

Bruno, JAKOVAC, Catarina C., NORDEN, Natalia, POORTER, Lourens, VAN DER SANDE, Masha T., WIRTH, Christian, DELGADO, Diego, DENT, Daisy H., DEWALT, Saara J., DUPUY, Juan M., FINEGAN, Bryan, HALL, Jefferson S., HERNÁNDEZ-STEFANONI, José L., LOPEZ, Omar R. and RÜGER, Nadja, 2024. Tree demographic strategies largely overlap across succession in Neotropical wet and dry forest communities. *Ecology*. Online. 19 July 2024. Vol. 105, no. 7, p. e4321. DOI 10.1002/ecy.4321.

TORRES, Bolier, VASSEUR, Liette, LÓPEZ, Rolando, LOZANO, Pablo, GARCÍA, Yudel, ARTEAGA, Yasiel, BRAVO, Carlos, BARBA, Cecilio and GARCÍA, Antón, 2020. Structure and above ground biomass along an elevation small-scale gradient: case study in an Evergreen Andean Amazon forest, Ecuador. *Agroforestry Systems*. Online. 2 August 2020. Vol. 94, no. 4, p. 1235–1245. DOI 10.1007/s10457-018-00342-8.

TORRES, Bolier, HERRERA-FEIJOO, Robinson J., TORRES-NAVARRETE, Alexandra, BRAVO, Carlos and GARCÍA, Antón, 2024. Tree Diversity and Its Ecological Importance Value in Silvopastoral Systems: A Study along Elevational Gradients in the Sumaco Biosphere Reserve, Ecuadorian Amazon. *Land*. Online. 24 February 2024. Vol. 13, no. 3, p. 281. DOI 10.3390/land13030281.

TURNER, Monica G. and SEIDL, Rupert, 2023. Novel Disturbance Regimes and Ecological Responses. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. Online. 2 November 2023. Vol. 54, no. 1, p. 63–83. DOI 10.1146/annurev-ecolsys-110421-101120.

ZAWIEJA, Bogna, TURCZAŃSKI, Krzysztof, NAJGRAKOWSKI, Tomasz and KAŹMIERCZAK, Katarzyna, 2021. The use of measurable traits of trunk and crown to assess the biosocial classes of oak trees (Quercus robur L.). *BALTIC FORESTRY*. Online. 18 June 2021. Vol. 27, no. 1. DOI 10.46490/BF542.