

Estimación e interpretación de indicadores de biodiversidad forestal considerando la información de los inventarios forestales nacionales



Con el apoyo de:



RESUMEN

Los bosques desempeñan un papel clave para mitigar la creciente pérdida de biodiversidad y cumplir los compromisos internacionales adquiridos en materia de reducción de emisiones y secuestro de carbono como respuesta al cambio climático. Para evaluar la biodiversidad y estudiar los impactos del cambio global sobre ella se requiere información fiable. En este sentido, los inventarios forestales nacionales (IFN) son las mayores fuentes de información forestal a nivel nacional y son idóneos para realizar ese seguimiento a largo plazo.

Esta publicación es resultado de un curso impartido por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (INIA-CSIC), con apoyo de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la

Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés), la Universidad Federal de Amazonas (UFAM) y el Instituto Forestal de Chile (INFOR). El curso, organizado por la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID), se centró en América Latina y el Caribe y describió la importancia de dar seguimiento a la biodiversidad, así como a la planificación y el diseño de dicho seguimiento; asimismo, presentó los principales indicadores de biodiversidad forestal, considerando marcos legales internacionales. Se incluyó, igualmente, un capítulo teórico práctico sobre gestión de datos de biodiversidad y sobre la estimación de índices usando diferentes herramientas de cálculo. Por último, se definieron los actuales intereses de armonización de los IFN entre los representantes de la región que asistieron al curso.

AGENCIA ESPAÑOLA DE COOPERACIÓN INTERNACIONAL PARA EL DESARROLLO (AECID)

Centro de Formación de la Cooperación Española en La Antigua Guatemala (CFCE Antigua)

Dirección del Centro: **Jesús Molina**

Coordinación del Área de Formación: **María Luisa Aumesquet**

Redacción: **Iciar Alberdi, Patricia Adame, Isabel Aulló-Maestro, Laura Hernández, Fernando Montes, Álvaro Rubio-Cuadrado, Nerea Oliveira, e Isabel Cañellas (INIA, ICIFOR, Centro Nacional del CSIC), Carla Ramírez-Zea (FAO), Joberto V. de Freitas (UFAM) y Gerardo Vergara (INFOR).**

Edición de estilo: **Isabel Aguilar**

Diagramación: **Felix Rivera / Blanca Alvarez**

Guatemala, febrero 2023

AECID

© Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo

Av. Reyes Católicos 4, 28040 Madrid, España



CONTENIDO

SIGLARIO	6
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LOS SISTEMAS FORESTALES Y LA BIODIVERSIDAD	7
Importancia de los sistemas forestales	7
Gestión forestal sostenible. Criterios e indicadores	8
Cambio global y biodiversidad	9
CAPÍTULO 2. MEDICIONES DE LA BIODIVERSIDAD	10
Introducción general a la biodiversidad biológica	10
Mediciones de biodiversidad	11
Introducción general a los indicadores de biodiversidad	14
Manejo y análisis e interpretación de datos	15
CAPÍTULO 3. MARCO POLÍTICO-LEGAL Y DATOS DE IFN SOBRE BIODIVERSIDAD EN AMÉRICA LATINA	16
CAPÍTULO 4. COMPOSICIÓN DE ESPECIES Y RETOS PARA IDENTIFICARLAS: EL CASO DE BRASIL	19
Desafíos de la identificación botánica en los inventarios forestales nacionales	19
La identificación de especies en el caso del IFN de Brasil	20
Resultados y lecciones aprendidas	23
CAPÍTULO 5. INVENTARIO DE BIODIVERSIDAD EN CHILE: EL CASO DE LOS ARTRÓPODOS	24
Introducción	24
Hallazgos del inventario de biodiversidad de artrópodos	26
Conclusiones y desafíos futuros	27
CAPÍTULO 6. MÉTODOS Y ESTIMACIONES DE BIODIVERSIDAD FORESTAL EN ESPAÑA	28
Objetivos del Inventario Forestal Nacional español	28
Datos inventariados actualmente en el Inventario Forestal Nacional español	29
Necesidades de información forestal: Requerimientos nacionales e internacionales	32
CAPÍTULO 7. INDICADORES DE COMPOSICIÓN	33
Riqueza de especies	33
Índice de Shannon	34
Índice de Uniformidad	34
Índice de Simpson	35

Índice de Diversidad Específica de Margalef	35
Índice de Berger-Parker	35
Índice de Mingling	35
Índice de Segregación de Pielou	36
Índice de Mezcla de Gadow	36
CAPÍTULO 8. INDICADORES DE ESTRUCTURA	37
Introducción a la diversidad estructural en los bosques	37
Estructura horizontal, estructura vertical y mezcla de especies	39
Índices que consideran solo la variabilidad de los estratos de diámetros y alturas	39
Índices que consideran distancias entre pies en la parcela y la composición	40
Técnicas del momento de segundo orden	41
CAPÍTULO 9. INDICADORES FUNCIONALES	42
Superficie forestal	42
Existencias	42
Biomasa y carbono	42
Microhábitats	43
Índice de Área Foliar	43
Índice de Cambio	43
CAPÍTULO 10. INDICADORES DE PAISAJE	44
Herramientas cartográficas	46
Nuevas tecnologías	47
CAPÍTULO 11. INTERÉS DE ARMONIZAR LOS INDICADORES DE BIODIVERSIDAD EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE	49
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
ANEXO. INTRODUCCIÓN A LAS HERRAMIENTAS Y FUNCIONES A EMPLEAR: EXCEL Y SCRIPTS R.	54
Caso práctico en Excel	54
Caso práctico en R	60

SIGLARIO

AECID

Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo

CDB

Convención de Diversidad Biológica

CITES

Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres

CMNUCC

Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

CNUDL

Convención de Naciones Unidas contra la Desertificación

CSIC

Consejo Superior de Investigaciones Científicas

ENFIN

Red Europea de Inventarios Forestales Nacionales

FRA

Evaluación de Recursos Forestales Mundiales

GPS

Sistema de posicionamiento global (siglas en inglés)

ICIFOR

Instituto de Ciencias Forestales

IFN

Inventario forestal nacional

INFOR

Instituto Forestal de Chile

INIA

Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria

IVI

Índice de Importancia

LAC

América Latina y el Caribe

NDC

Contribuciones determinadas a nivel nacional (siglas en inglés)

ODS

Objetivos de Desarrollo Sostenible

REDD+

Reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación de los bosques (siglas en inglés)

SFB

Servicio Forestal Brasileño

SIG

Sistema de información geográfica

UFAM

Universidad Federal de Amazonas

UICN

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN A LOS SISTEMAS FORESTALES Y LA BIODIVERSIDAD

Importancia de los sistemas forestales

La importancia de los sistemas forestales para mitigar el cambio climático, proporcionar productos y energía renovables, y contribuir al desarrollo de una economía más sostenible está recibiendo una creciente atención técnica, mediática y política. Los sistemas forestales tienen un papel esencial en la conservación de la diversidad biológica, la regulación del ciclo hidrológico y la lucha contra la desertificación, proporcionando, asimismo, lugares de ocio y disfrute para el conjunto de la sociedad.

Sin embargo, estas cualidades de los ecosistemas forestales también se ven afectadas por crecientes amenazas, entre las que destacan los incendios forestales, el cambio climático, así como el abandono y la falta de gestión de los bosques. Los sistemas forestales suponen casi la tercera parte de la superficie terrestre. (FAO, 2020). Esta superficie es mayor si tomamos en cuenta otras áreas cubiertas principalmente por arbustos, conocidas como otras tierras boscosas, que son muy relevantes para algunas regiones forestales, como la cuenca mediterránea (SoEF, 2020; FAO, 2020). Los ecosistemas forestales son uno de los repositorios terrestres

de biodiversidad más importantes, albergando cerca de dos tercios de la biodiversidad del planeta; juegan un papel clave en la regulación de los ciclos biogeoquímicos globales, como el del agua y el carbono, y proporcionan recursos y servicios esenciales a millones de personas. Los bosques suministran cerca de cinco mil productos diferentes, aunque la aportación del sector forestal al producto interno bruto (PIB) mundial no es muy importante (aproximadamente, 2%).



Gestión forestal sostenible. Criterios e indicadores

Desde la celebración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo Sostenible, en 1992, se han formulado criterios e indicadores a través de varias instancias internacionales y nacionales orientadas a la evaluación y seguimiento de la gestión en los bosques. Estas actividades se han llevado a cabo sobre todo en el marco de una serie de grandes iniciativas internacionales, como el Proceso de Helsinki (denominado Proceso Europeo sobre Criterios e Indicadores para una Ordenación Forestal Sostenible); el Proceso de Montreal (iniciativa que se ocupa de los criterios e indicadores de

los bosques templados y boreales fuera de Europa); la Propuesta de Tarapoto sobre criterios e indicadores para la sostenibilidad de la selva del Amazonas, y la Reunión de Expertos sobre Criterios e Indicadores en América Latina, realizada en "Lepaterique" Honduras, entre otras.

Para responder a las diferentes demandas de información internacional, como los Criterios e Indicadores de Forest Europe, o aquellas vinculadas a las diferentes políticas nacionales e internacionales, es necesario disponer de datos que puedan proporcionar información a gran escala y a largo plazo. En este sentido, cabe mencionar que los inventarios forestales nacionales (IFN) constituyen la principal fuente de información forestal. En 2003 se

creó la Red Europea de Inventarios Forestales Nacionales (ENFIN) con el objeto de proporcionar datos armonizados sobre los ecosistemas forestales a través de la información disponible en los IFN de los países.

También hay que destacar, como fuente de información forestal a gran escala, a la Red Paneuropea de Bosques de IPC, centrada principalmente en la salud forestal. Esta red fue creada en 1985 con el objeto de generar datos estandarizados.

En la actualidad, los países de Europa trabajan en la integración de toda la información oficial en una Plataforma Europea de Información Forestal, FISE.



Cambio global y biodiversidad

Desde la mitad del siglo XX, los seres humanos han alterado los ecosistemas a un ritmo y escala incomparables con cualquier otro período anterior. Este proceso, denominado cambio global, abarca no solo el cambio climático, sino también la alteración del paisaje, los cambios en el uso del suelo, la contaminación y la pérdida de biodiversidad.

Las predicciones sobre el cambio climático apuntan a un aumento de las temperaturas y la aridez, así como a la intensidad y frecuencia de los fenómenos extremos, como las olas de calor y las sequías. De hecho, el cambio climático está alterando globalmente los ecosistemas forestales a un ritmo sin precedentes, con efectos sobre el crecimiento de los árboles, la distribución de plagas y enfermedades, el incremento del decaimiento y la mortalidad, así como la disminución de la productividad forestal y los servicios ecosistémicos. Esto, junto a

la pérdida de biodiversidad, conlleva a la degradación de los ecosistemas forestales, comprometiendo el funcionamiento y los servicios de los ecosistemas y, con ello, el bienestar humano en zonas extensas.

Por consiguiente, los grandes retos para la sostenibilidad de los sistemas forestales son, en la actualidad, el cambio global y la pérdida de biodiversidad.

La necesidad de contar con información sobre los sistemas naturales que sea fiable y comparable a nivel internacional es de gran importancia no solo para el desarrollo de políticas, sino también para el avance de la ciencia y la técnica y para asegurarnos que la gestión que realizamos sea sostenible y respete al medio ambiente.

Existen numerosos instrumentos diferentes para controlar los retos comentados con anterioridad. A la par, se cuenta con legislaciones nacionales e internacionales entre cuyas implicaciones destaca que los países tengan la obligación de informar sobre diferentes aspectos

relacionados con el medio ambiente, la bioeconomía y el clima, entre otros. Ya hemos comentado la necesidad de tener información sobre los sistemas forestales para asegurar que su gestión sea sostenible. Pero esta necesidad de información forestal ha cambiado en los últimos años y, además, depende de las diferentes escalas políticas en las que se pueda utilizar (local, regional, nacional o internacional) o, incluso, en las diferentes regiones del mundo. Por todo ello, es de elevada importancia que se realice un esfuerzo por evaluar de la misma forma la dinámica y procesos de los sistemas forestales, para lo cual se requeriría armonizar la toma de datos de campo, su proceso de cálculo, los indicadores a utilizar, así como el cálculo de estos indicadores.

En este trabajo se presenta una metodología de evaluación de la biodiversidad forestal a través de ciertos indicadores e índices que nos permitan conocer con detalle nuestros sistemas forestales, así como el efecto de las acciones antrópicas y bióticas sobre ellos.



CAPÍTULO 2

MEDICIONES DE LA BIODIVERSIDAD

Introducción general a la diversidad biológica

La diversidad biológica es un concepto muy amplio que puede referirse a diferentes significados según el campo en el que se utilice. Esto da lugar, en ocasiones, a conceptos erróneos o malentendidos. Por ello, establecer definiciones claras sobre la diversidad biológica y los términos clave relacionados es el primer paso para su buen seguimiento y gestión. Así, según el artículo 2 del Convenio de Diversidad Biológica, la biodiversidad se define como «la diversidad dentro de las especies (genes), entre las especies y la de

los ecosistemas». Esta definición incluye las tres dimensiones de la biodiversidad y considera, también, a las plantas y animales domésticos.

Una de las características clave de la diversidad biológica es la interconexión entre todos los organismos que la conforman, incluido el ser humano. Por este motivo, la pérdida de biodiversidad implica la pérdida de numerosos servicios que la naturaleza provee y que son esenciales para el funcionamiento de la vida, pero también de nuestra sociedad y economía.



Mediciones de biodiversidad

¿Por qué es tan importante el seguimiento de la biodiversidad?

El seguimiento o monitoreo de la biodiversidad es necesario para documentar su estado a lo largo del tiempo y evaluar así el cumplimiento de los objetivos de conservación. Además, es clave para avanzar en el conocimiento de la biodiversidad biológica, evaluar la eficacia de las medidas de gestión de especies y hábitats, identificar las amenazas, y valorar el cumplimiento de los acuerdos internacionales en materia de conservación. También es la base fundamental para la gestión y gobernanza de la biodiversidad.

Este seguimiento, definido como la recopilación y análisis de observaciones o mediciones repetidas para evaluar los cambios en las condiciones y el progreso hacia un objetivo de gestión, puede aplicarse a las tres dimensiones de la biodiversidad. Idealmente, los programas de seguimiento también deben considerar los factores y presiones relacionados con los cambios, así como los resultados de gestión, gobernanza y políticas (Werner et al., 2016).

Para facilitar el estudio y seguimiento se han propuesto diversas clasificaciones o esquemas de la biodiversidad biológica. Whittaker (1972) propuso los términos de diversidad alfa (comunidad), beta (entre comunidades) y gamma (paisaje, integra las anteriores), con el objeto de estimar la diversidad de un paisaje o región a distintas

escalas. Noss (1990), por su parte, propone un marco conceptual con una jerarquización de la biodiversidad que facilita la selección de indicadores sobre composición, estructura y funciones del estado de la diversidad, cada uno de los cuales abarca múltiples niveles de organización o escalas.

Se puede definir el seguimiento de la biodiversidad según su objetivo. Así, existe el seguimiento de vigilancia, que se centra en la detección de cambios a largo plazo para hallar cambios de algún componente de la biodiversidad, como la composición de especies de un ecosistema, entre otros; el seguimiento operativo o de impacto, que se utiliza para evaluar el cumplimiento de actividades de gestión con respecto a un plan gestor o el efecto de las intervenciones sobre los objetivos de gestión, entre otros.

Con respecto a la toma de datos o mediciones según el método de recopilación, cabe diferenciar la toma de datos sistemática, que sigue un diseño rígido para maximizar su valor (algunos ejemplos son la teledetección o los datos recogidos sobre el terreno); la toma de datos oportunista, realizada durante un trabajo de rutina que pueda generar información valiosa cuando se efectúan inspecciones o patrullas exhaustivas (por ejemplo, en la gestión de zonas protegidas); recopilación de datos de terceros, es decir, cuando los datos son proporcionados por organismos estatales o internacionales (por ejemplo, la FAO, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN]), iniciativas globales o de ciencia ciudadana, etc., y que pueden ser usados como indicadores (Hernández et al., 2022).



En la etapa de la planificación y el diseño del seguimiento hay que considerar el equilibrio entre tres elementos clave de la muestra a medir o evaluar: la resolución (que el detalle o escala de medición sea suficiente para los objetivos marcados); la replicabilidad (definir, describir y documentar meticulosamente los procedimientos de trabajo y

los materiales utilizados, hasta el punto de que alguien totalmente no familiarizado con el proyecto pueda repetir [replicar] el estudio y llegar a los mismos resultados); y la representatividad (tener una cantidad suficiente de datos que asegure la caracterización robusta de un componente de la biodiversidad en estudio).



Figura 2.1. Elementos clave a considerar en la etapa de planificación del muestreo de biodiversidad

Fuente: modificado de Werner et al. (2016)

Además, en esta etapa es preciso tomar en cuenta otras consideraciones importantes como evitar la pseudoreplicación, caracterizada porque las unidades de muestreo no son espacialmente independientes y, por consiguiente, no constituyen verdaderas réplicas (sino que se trata de un doble recuento del mismo lugar); evitar el sesgo de muestreo, que es uno de los principales defectos del muestreo aleatorio, pues conduce a resultados que no representan con exactitud el área, las condiciones o

las poblaciones estudiadas (aleatorizar la disposición de los lugares de muestreo o, incluso, su disposición en una red sistemática, serían medidas para evitar esta fuente específica de sesgo).

Otras consideraciones importantes son el efecto borde, que consiste en ser consciente de la proximidad a los bordes del hábitat (o ecotonos), tomándolos en cuenta en la planificación; los efectos de la escala (por ejemplo, la riqueza de especies depende en gran medida de la escala); y definir una línea de referencia («control») como punto de referencia para evaluar el estado de conservación a largo plazo.

La variabilidad es uno de los retos más importante en el diseño de muestreos y es inherente a ecosistemas naturales como los forestales. Al respecto, cabe mencionar que la estratificación es una buena medida a considerar siempre que el área de estudio no sea homogénea, debido a que la heterogeneidad del hábitat suele traducirse en alta variabilidad de muchos de los parámetros de respuesta que se miden. Esto se consigue distribuyendo las unidades de muestreo de forma más estratégica según tipos de hábitat predefinidos.

Además, las unidades de muestreo permanentes se consideran idóneas para hacer el seguimiento a largo plazo, de manera que cada vez más programas de seguimiento eligen esta opción (Ramírez et al., 2022). Las especies se distribuyen de forma irregular debido a la heterogeneidad ambiental de hábitats y recursos. El muestreo permanente y el estudio repetido de las mismas unidades de muestreo permiten reducir esta gran fuente de variabilidad, a la vez que permiten hacer un seguimiento robusto a largo plazo. Además, controlar la variación estacional en la toma de datos tomando en cuenta las diferentes estaciones (por ejemplo, la estación seca y la lluviosa) resulta idóneo para evitar tanto el submuestreo como el sobremuestreo en la composición; los datos cuantitativos («numéricos») son preferibles frente a los cualitativos siempre que sea posible, pues permiten análisis más objetivos (menos sesgo), potentes y significativos, son mucho más reproducibles y comparables. Por último, cabe mencionar que las jornadas periódicas de intercalibración de equipos de campo para homogeneizar la toma de datos son también muy adecuadas.



Introducción general a los indicadores de biodiversidad

Un indicador se define comúnmente como una medida basada en datos verificables que transmite información; en el caso del seguimiento de la biodiversidad, se refiere a índices que sirven para medir, evaluar o describir los componentes de esta según criterios de gestión o conservación. Además, en programas de seguimiento a largo plazo, los indicadores muestran tendencias para poder evaluar si se progresa o retrocede en el cumplimiento de un criterio.

En la elección de indicadores para hacer el seguimiento es recomendable considerar algunas características: deben ser sensibles y específicos para la condición (estado) ambiental, presión o respuesta en cuestión. La sensibilidad se refiere a la capacidad de detección rápida de cambios. También deben ser medibles, si es posible, cuantitativamente, para poder analizar la fiabilidad de los resultados; además, es preciso que sean alcanzables, asegurando contar con los recursos disponibles; y económicos (rentables) y sostenibles para garantizar su aplicación a largo plazo. Otra característica de los indicadores es que sean relevantes en cuanto al cumplimiento de los objetivos de seguimiento acordados, tomando en cuenta la gestión de los recursos naturales y la política.

Además, deben responder tanto a cambios positivos como negativos. Si es posible, es mejor la elección de múltiples indicadores que sean intuitivos, conceptos suficientemente fáciles para ser comunicados de forma efectiva a todas las partes interesadas, equipos de campo y usuario final. Por último, es idónea la disponibilidad de información previa, ya que los datos históricos pueden servir como una valiosa línea de referencia.

Como se analizará en capítulos posteriores, la elección de indicadores de seguimiento se puede hacer por niveles o escalas, por grupos de indicadores (función, estructura y composición), o mediante la combinación de ambos esquemas.



Manejo y análisis e interpretación de datos

Se estima que el 20-25% del presupuesto de los programas de seguimiento a largo plazo debería ser destinado al manejo y gestión de los datos registrados. Una característica de los datos sobre biodiversidad es su heterogeneidad y elevada cantidad (Hernández et al., 2022), lo que hace que se generen en poco tiempo grandes volúmenes de información poco manejable, con una alta probabilidad de errores en su procesado.

En este sentido, es aconsejable el uso de programas informáticos de gestión de bases de datos simples, ya que normalmente varias personas procesarán y gestionarán los datos en un equipo de trabajo. También es importante considerar la

personalización o automatización de una base de datos (por ejemplo, listas desplegadas para una introducción rápida y sin errores de registro en campo); el control de calidad (detectar y corregir datos erróneos, tratar los datos que faltan), y la documentación exhaustiva (cuándo/dónde/cómo se registraron los datos y por quién). Según Werner et al. (2016), el 10% del presupuesto debería destinarse al control de calidad. Además, es conveniente evitar la introducción manual de datos en los formularios de campo por tabletas, teléfonos inteligentes o unidades de sistema de posicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés).

El análisis de los datos debe tomarse en cuenta durante la planificación del estudio y antes del comienzo del muestreo para evitar fallos de diseño y maximizar la utilidad y eficiencia de los recursos para el seguimiento. Algunas de las preguntas críticas

para obtener un buen resultado son: comprobar que los métodos de análisis son los adecuados para obtener resultados significativos y fiables con el menor esfuerzo posible y con los datos disponibles; analizar cuántas unidades de muestreo hay que medir y su frecuencia para optimizar la toma de datos, y cómo se van a compartir los resultados y con qué nivel de confianza. Para cumplir con estos objetivos, es aconsejable el uso de métodos estadísticos, ya que la estadística proporciona una estimación fiable de la probabilidad de error («significación» estadística, probabilidad de que una tendencia sea real o solo una coincidencia); ayuda a garantizar que las decisiones de gestión se basen en supuestos correctos; permite reproducibilidad y comparabilidad, y sus resultados son ampliamente aceptados por la comunidad científica.



CAPÍTULO 3

MARCO POLÍTICO-LEGAL Y DATOS DE IFN SOBRE BIODIVERSIDAD EN AMÉRICA LATINA

Las convenciones de las Naciones Unidas que resultaron de la Agenda 21 de desarrollo sostenible –como la Convención de Diversidad Biológica (CDB), la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) y la Convención de Naciones Unidas contra la Desertificación (CNUCLD)– han determinado un camino de acción conjunta de los países en favor de la conservación de la biodiversidad. A partir de estas convenciones, los países parte han definido estrategias nacionales o planes de acción, tales como la revisión y determinación de las metas de biodiversidad para cumplir con las metas Aichi de la CDB.

El Acuerdo de París indica «la importancia de asegurar la integridad de todos los ecosistemas, incluyendo los océanos, y la protección de la biodiversidad, reconocida como Madre Tierra por algunas culturas», lo cual garantiza la integración de los temas de biodiversidad en la acción climática. Las contribuciones determinadas a nivel nacional (NDC, por sus siglas en inglés) ofrecen la oportunidad de integración de la biodiversidad en las políticas de cambio climático, en las cuales los bosques juegan un rol crítico en cuanto a mitigación, adaptación y conservación de la biodiversidad. Asimismo, las estrategias o planes de acción para la reducción de las emisiones debidas a la deforestación

y la degradación de los bosques (REDD+ por sus siglas en inglés), como parte de las salvaguardas sociales y ambientales, incluyen indicadores sobre la conservación de la biodiversidad. Las estrategias o planes de acción en materia de restauración ofrecen una excelente oportunidad para mejorar la conservación de la biodiversidad, evitando la deforestación, mejorando ecosistemas nativos degradados y la conectividad de hábitats, y desarrollando sistemas de paisajes productivos sostenibles, incluyendo un manejo de áreas protegidas de mayor calidad.



Adicionalmente, se ha solicitado a los países integrar las metas de conservación de la biodiversidad en el objetivo 15 de desarrollo sostenible (ODS). La Evaluación de Recursos Forestales Mundiales (FRA, por sus siglas en inglés) –coordinada por la Oficina de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés)– aporta a la meta 15.1, relativa a asegurar la conservación y el establecimiento y uso sostenible de los ecosistemas terrestres.

América Latina y el Caribe (LAC) contribuye a la conservación de la biodiversidad mediante el compromiso de aumentar la proporción de bosques ubicados

dentro de áreas protegidas. La figura 3.1 muestra el aumento de la proporción desde 1990 hasta 2020, según los datos de FRA (FAO, 2021). En relación con la función de los bosques de la región, cabe indicar que el 11% de los bosques se destina específicamente a la conservación de la biodiversidad, pero el 25% de los bosques tiene usos múltiples, incluyendo la función de conservación (FAO, 2021).

El porcentaje de bosque primario en la región puede ser un buen indicador de conservación de la diversidad biológica; según los datos de FRA correspondientes a 2020, hay un 65% de bosques primarios en la región LAC (FAO, 2021).

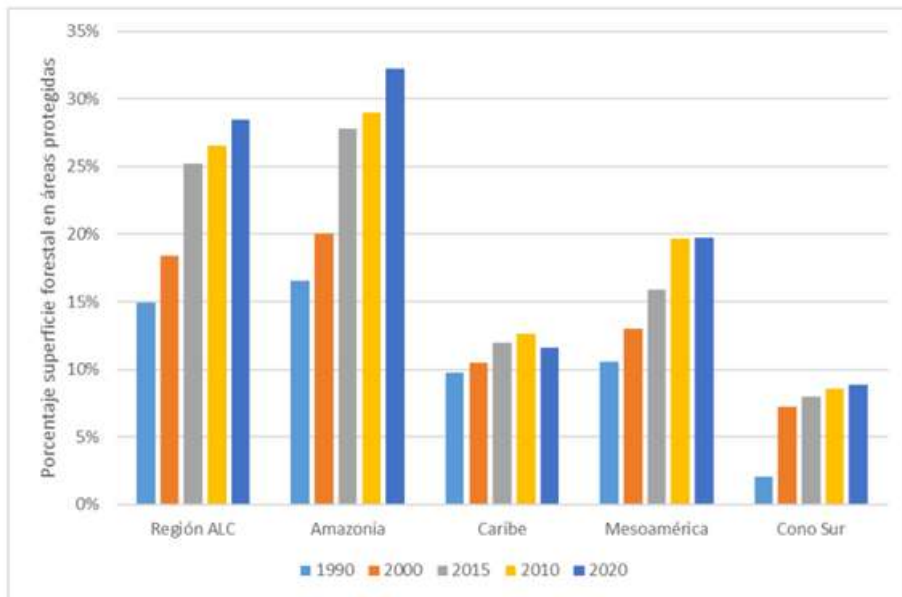


Figura 3.1. Porcentaje de superficie forestal en áreas protegidas

Fuente: FAO (2021)

Un análisis de la FAO sobre las NDC registradas en la CMNUCC determinó que la mayoría de acciones climáticas y el camino al desarrollo se generan a partir de iniciativas que promueven la conservación de la biodiversidad, los ecosistemas y el uso adecuado de la tierra (Crumpler et al., 2019).

El impacto adverso sobre los recursos genéticos es uno de los más reportados en el componente de situaciones de vulnerabilidad y riesgos de las NDC (Crumpler et al., 2020), por lo que la conservación de los ecosistemas constituye una acción importante para reducir la pérdida de biodiversidad. Las acciones de mitigación frente al cambio climático relacionadas con los bosques de manera directa aportan a la conservación de la biodiversidad, y lo positivo para América Latina es que el 100% de la conservación y usos sostenibles de los bosques de la región están integrados en las NDC (Crumpler et al., 2020).

Los IFN, por su parte, son instrumentos clave para la recolección de datos de campo sobre el estado de la biodiversidad de los bosques. En diciembre de 2022 se determinó un nuevo marco sobre biodiversidad pero, previo a ello y en relación con las metas Aichi, los IFN se relacionaron con el objetivo B, concerniente a la reducción de las presiones directas sobre la diversidad biológica, y el objetivo D, relativo a aumentar los beneficios de la diversidad biológica.

En la actualidad, el vínculo de los IFN a los informes sobre diversidad biológica en LAC ha sido considerado de forma marginal. Algunos ejemplos son los datos encontrados en el Sexto informe sobre diversidad biológica del Perú, en el cual se definió el porcentaje de carbono de la biomasa aérea estimado a partir de uno de los IFN, el indicador 4.5, reportado de 2013 a 2017 (Ministerio de Ambiente de Perú, 2019)". En el caso de Costa Rica, el indicador que se recopila con datos del IFN para la Estrategia nacional de biodiversidad 2025 es el relacionado con mejorar el conocimiento de las especies amenazadas para reducir el número de ellas que han sido declaradas como amenazadas o en peligro de extinción (Gobierno de Costa Rica, s/f).

La información de los IFN para la implementación de las políticas y el reporte de avances sobre los indicadores de diversidad biológica se pueden relacionar con:

- Estado de ecosistemas: hábitats vulnerables y ecosistemas degradados
- Bosques protegidos
- Bosques productivos
- Deforestación
- Degradación de los bosques
- Restauración - conectividad de hábitats
- Estado de las especies raras, amenazadas y en peligro de extinción
- Manejo sostenible de productos maderables, no maderables y recursos genéticos
- Manejo y control de especies exóticas invasivas
- Estado de la diversidad genética, estudios poblacionales
- Ampliar el uso de especies para alimentación y otros productos forestales y no forestales



CAPÍTULO 4

COMPOSICIÓN DE ESPECIES Y RETOS PARA IDENTIFICARLAS: EL CASO DE BRASIL

Desafíos de la identificación botánica en los inventarios forestales nacionales

Conocer la composición de especies que se dan en un bosque es muy importante para mejorar su gestión y conservación. Del mismo modo, el conocimiento de la flora de un país debe ser una de las bases principales para definir programas y políticas de uso sostenible de los recursos forestales.

Los inventarios forestales nacionales (IFN) pueden producir información sobre las especies forestales de todo el país y, en el caso de los países con grandes extensiones de bosques tropicales naturales, esto también puede suponer un gran reto, pues una gran diversidad de especies, numerosos árboles por unidad de superficie y la existencia de diferentes formas de vida son características que siempre se encuentran presentes.

Además, en inventarios forestales realizados en los países tropicales sigue siendo práctica común identificar las especies basándose únicamente en su nombre común, que puede ser información suficiente para el mercado de la madera, pero no para el manejo forestal sostenible, los estudios científicos y de biodiversidad en el contexto de los IFN. Los nombres comunes varían entre regiones para una misma especie (Hopkins & Ferreira, 2004;

Martins-da-Silva et al., 2012), lo que puede provocar dudas y errores en la producción y gestión de la información.

Los inventarios deben proporcionar información para la formulación de políticas y programas nacionales de gestión y conservación de los bosques, así como para el cumplimiento de los acuerdos y procesos internacionales, como los convenios sobre diversidad biológica (CDB), especies amenazadas (CITES) y la evaluación global de los recursos forestales (FRA/FAO), entre otros. La importancia de capturar información sobre biodiversidad en los inventarios forestales aumentó notablemente a partir de 1992 con la conferencia Rio92 (Rondeaux, 1999) y los procesos resultantes, incluyendo el avance de los IFN (Chirici et al., 2012; Corona et al., 2011).

Para garantizar la calidad de la identificación de especies en el IFN, es importante definir una estrategia que contemple los procedimientos desde la recogida de muestras botánicas en el campo hasta su identificación en herbarios especializados. Este capítulo busca describir la estrategia adoptada por el IFN de Brasil, así como algunos resultados y lecciones aprendidas en los últimos años.

La identificación de especies en el caso del IFN de Brasil

Brasil es un país de gran extensión territorial (851 millones de ha), con una cobertura forestal estimada de 499 millones de hectáreas, de las cuales el 92% está conformado por bosques naturales y el 64% se encuentra en la Amazonía brasileña (SFB, 2019a), una región de bosques de gran diversidad que se extiende por otros ocho países. Según Cazzolla Gatti & Souza (2022), se estima que existen unas 73,000 especies en todo el mundo y unas 9,000 aún por descubrir, con un 40% solo en Sudamérica, y que en la Amazonía hay unas 16,000 especies de árboles (ter Steege, 2013). En esta región se puede encontrar, en una hectárea, unos 600 árboles con DAP ≥ 10 cm y hasta más de 300 especies arbóreas (Gentry, 1990).

El IFN de Brasil es coordinado por el Servicio Forestal Brasileño (SFB); utiliza una cuadrícula nacional regular de puntos de muestreo (20 km x 20 km), con una unidad de muestreo conglomerada compuesta por cuatro subunidades de 20 m x 50 m, con pocas variaciones regionales. El diámetro mínimo de los árboles incluidos en las subunidades es de 10 centímetros. La recogida de datos sobre el terreno la realizan contratistas, y el SFB forma a los equipos de campo y también controla la calidad del trabajo. Se puede encontrar una descripción más completa del IFN en Freitas et al. (2016), en el manual de campo (SFB, 2019b).

Recolección de datos de campo

La estrategia para la identificación de especies consiste en dar prioridad a la recogida de muestras botánicas para su identificación en herbarios y su posterior asociación con datos arbóreos. El objetivo de cada equipo de campo debe ser recoger muestras de cada especie arbórea percibida como nueva, es decir, que aún no se haya dado en el conglomerado (figura 4.1). Al registrar los datos sobre el árbol del que se ha recogido la muestra, el recolector le da un nombre de campo y, a los árboles que parecen ser de la misma especie que los registrados, también se les da este mismo nombre para facilitar la asignación del nombre científico en la fase de tratamiento de los datos.

El equipo de campo del IFN está compuesto por cinco personas: un jefe o jefa (ingeniero o ingeniera forestal), dos asistentes técnicos profesionales y dos asistentes locales para ayudar en las tareas de campo. Una de las personas que funge como asistente técnico tiene la función de organizar la recogida de muestras botánicas, incluida su preparación en el campamento para luego enviarlas al herbario. Entre las habilidades requeridas, debe ser capaz de reconocer la aparición de nuevas especies en la unidad de muestreo, juzgar cuándo es necesaria una nueva recolección debido a dudas, establecer la relación entre árboles de especies no recolectadas con árboles recolectados botánicamente, y preparar y registrar correctamente las muestras para enviarlas en lotes al herbario. El nivel de calidad de las muestras, en cuanto a la conservación de la estructura de las hojas y ramas, el secado y la no infección por hongos también son responsabilidad suya en la fase de campo.

Identificación en herbario

Las muestras botánicas se envían a un herbario previamente designado para la región en la que se recogieron los datos. Más de 20 herbarios participan en el IFN en Brasil. Cada herbario cuenta con sus propios procedimientos internos y casi siempre es necesaria una adaptación de ellos para dar cabida al gran volumen de muestras que produce el IFN. En general, se requiere un tratamiento de descontaminación de las muestras antes de entrar en el ambiente del herbario, y es obligatorio un control de calidad de las muestras recibidas por el herbario para la elaboración de estadísticas de gestión. Las muestras deben conservarse adecuadamente durante toda la fase de herbario, manteniendo su identificación original y las condiciones de temperatura y humedad.

En el proceso de identificación, las muestras se separan inicialmente por familia botánica; la existencia de material fértil, como flores, frutos e inflorescencias, facilita enormemente esta tarea que realizan taxónomos o taxónomas generalistas o especialistas por familia botánica, cuando es posible. Un taxónomo o taxónoma identifica cada muestra por comparación con la colección del herbario; también se emplean

herbarios virtuales y la bibliografía disponible. La identificación se realiza por nivel de familia, género y especie (epíteto específico); al hacerlo siempre se proporciona el nombre completo y actualizado, así como el nombre de la persona responsable de la identificación en el herbario.

Cuando las muestras contienen estructuras fértiles pasan a formar parte de la colección del herbario. Siempre se comparte un duplicado de cada muestra con el herbario del Jardín Botánico de Río de Janeiro, que sirve de depósito nacional de la colección producida por el IFN de Brasil.

Como parte de la estrategia de identificación del IFN, en la que participan herbarios de diferentes regiones y estados del país, se comparte con los herbarios estaciones de digitalización por cámaras, para que las muestras botánicas fértiles sean fotografiadas en alta resolución e incorporadas al herbario virtual REFLORA, del Jardín Botánico de Río de Janeiro (<http://reflora.jbrj.gov.br/>), que ha contribuido a ampliar el acceso a la información botánica para todos y todas (Canteiro et al., 2019).

El trabajo en red

Considerando el tamaño del país y las peculiaridades de las formaciones forestales en los diferentes biomas brasileños, el SFB trabaja con más de 20 herbarios nacionales implicados en la identificación botánica de las especies forestales registradas por el IFN. Así, las muestras botánicas recogidas se envían a un herbario designado en cada región o estado. El SFB apoya el trabajo de los herbarios mediante la contratación de jóvenes taxónomos y taxónomas que refuerzan las condiciones de trabajo de los herbarios y apoyan las visitas de especialistas en diferentes familias botánicas a los distintos herbarios de la red. Eventualmente, las y los taxónomos pueden apoyar de forma temporal a otros herbarios para optimizar el ritmo de trabajo. También se puede organizar grupos de trabajo con la participación de taxónomos y taxónomas de varios herbarios para acelerar la identificación botánica de herbarios en regiones con gran número de muestras, como es típico en la Amazonía. Aproximadamente cada dos años se celebra una reunión con taxónomos y taxónomas de los herbarios para intercambiar experiencias y reciclar. El herbario del Jardín Botánico de Río de Janeiro es integrador y facilitador de la comunicación, fuente de referencia para procedimientos y centralizador de duplicados de otros herbarios; asimismo, proporciona acceso a las muestras a través del herbario virtual REFLORA. El SFB cuenta en su equipo con un técnico o técnica que se encarga de la comunicación y gestión del trabajo de los herbarios, así como de facilitar la comunicación entre las empresas contratadas y los herbarios.

Actualización de la base de datos y procesamiento

Los herbarios envían a la SFB el resultado de la identificación de cada muestra botánica para que pueda actualizarse la base de datos del IFN. Esta actualización consiste en alimentar la lista general de especies del IFN y asociar el nombre de la especie al árbol del que se ha recogida la muestra; posteriormente, dicho nombre se asocia con el registro de los árboles que se suponía eran de esa misma especie. Así, es posible procesar los datos, generando resultados e indicadores que dependen de la variable especie a diferentes escalas espaciales y para diferentes resultados en temas como biodiversidad, silvicultura y gestión forestal sostenible. Debido al gran número de árboles inventariados, las limitaciones en la recogida de muestras botánicas, el predominio de muestras no fértiles y las eventuales dificultades de identificación en los herbarios, siempre habrá una parte de identificaciones solo a nivel de género; otra parte solo a nivel de familia, y otra parte con árboles sin identificación definida. La mejora de los procedimientos y del control de calidad sobre el terreno puede reducir estas lagunas. Por otra parte, es posible complementar y mejorar la identificación de especies en el próximo ciclo del IFN, ya que las unidades de muestreo son permanentes.



Figura 4.1. Registro fotográfico del proceso de identificación botánica de especies en el Inventario Forestal Nacional de Brasil. De arriba abajo, de izquierda a derecha: a) registro de la información sobre el terreno; b) observación de las muestras por el equipo

sobre el terreno; c) organización de las muestras en el herbario; d) identificación de la muestra por comparación; e) digitalización de la muestra botánica; y detalle de la muestra identificada lista para entrar en la colección del herbario. Fotos: A. Krueger (a, c) y, Servicio Forestal Brasileño/A. Dib (b, d, e). Krueger

Resultados y lecciones aprendidas

La adopción de la identificación de especies mediante la recogida sistemática de muestras botánicas y su identificación en herbarios puede mejorar la calidad de los datos, los resultados y las aplicaciones de los IFN. En el caso de Brasil, ya se han realizado más de 120,000 recolecciones botánicas que han permitido identificar más de 3,000 especies de árboles (Freitas et al., 2021). Como las muestras se recogen en una cuadrícula regular de puntos por todo el país, se amplían los conocimientos sobre la flora nacional, ya que las regiones tradicionalmente más remotas no están, por lo general, suficientemente cubiertas por los equipos de los herbarios. Esto permite descubrir posibles nuevas especies y apariciones de especies en algunas regiones.

Los resultados del Inventario Forestal Nacional de Brasil se han elaborado para cada estado, y es posible indicar algunos ejemplos ya disponibles. En el estado de Santa Catarina (sur de Brasil), por ejemplo, se registraron 848 especies pertenecientes a 322 géneros de 99 familias botánicas, solo para individuos por encima del diámetro mínimo de inclusión en el inventario forestal, de las cuales 37 están en la lista oficial de especies amenazadas (SFB, 2018). En el estado de Espírito Santo (sudeste de Brasil), se encontraron 613 especies pertenecientes a 613 especies de árboles, distribuidas en 238 géneros y 840 familias, de las cuales 31 se encuentran en la lista de especies amenazadas en diferentes niveles (SFB, 2019c). Para el estado de Ceará (noreste de Brasil), mientras tanto, el IFN identificó 346 especies distribuidas en 196 géneros y 66 familias, y registró 104 nuevas ocurrencias de especies para el estado (SFB, 2016).

El proceso de identificación de especies en el IFN se realiza a gran escala debido al volumen de muestras recogidas, lo cual requiere inversiones en personal especializado, formación y contratación de taxónomos y taxónomas para la fase de herbario. Los resultados serán mejores cuanto mayor sea el esfuerzo de recogida de muestras, conglomerado a conglomerado. Aunque siempre habrá una parte con especies sin identificar, la mejora de los procedimientos y la supervisión y el control de calidad del trabajo de campo pueden reducir esta fracción. Dado que el IFN se basa en parcelas permanentes, es posible repetir las recolecciones para alguna confirmación o, incluso, complementar las recolecciones en el siguiente ciclo para reducir lagunas de información.



CAPÍTULO 5 INVENTARIO DE BIODIVERSIDAD EN CHILE: EL CASO DE LOS ARTRÓPODOS

Introducción

En Chile, el inventario y monitoreo de los ecosistemas forestales es realizado por el Instituto Forestal (INFOR, www.infor.cl), organismo dependiente del Ministerio de Agricultura (www.minagri.gob.cl) a través del Inventario Nacional Continuo de Ecosistemas Forestales. Como parte de sus acciones, este inventario realiza levantamientos de datos de biodiversidad de flora y fauna en bosques nativos y formaciones xerofíticas en diversos hábitats y regiones climáticas.

Se trata del primer inventario de biodiversidad terrestre de formaciones vegetacionales nativas, vertebrados e invertebrados a gran escala en el país, realizado a través de un muestreo sistemático de malla irregular de 5 x 7 km (figura 5.1), para lo cual se utilizan diseños específicos para el levantamiento de datos de flora arbórea, formaciones xerofíticas, vertebrados e invertebrados en cada punto de muestreo.

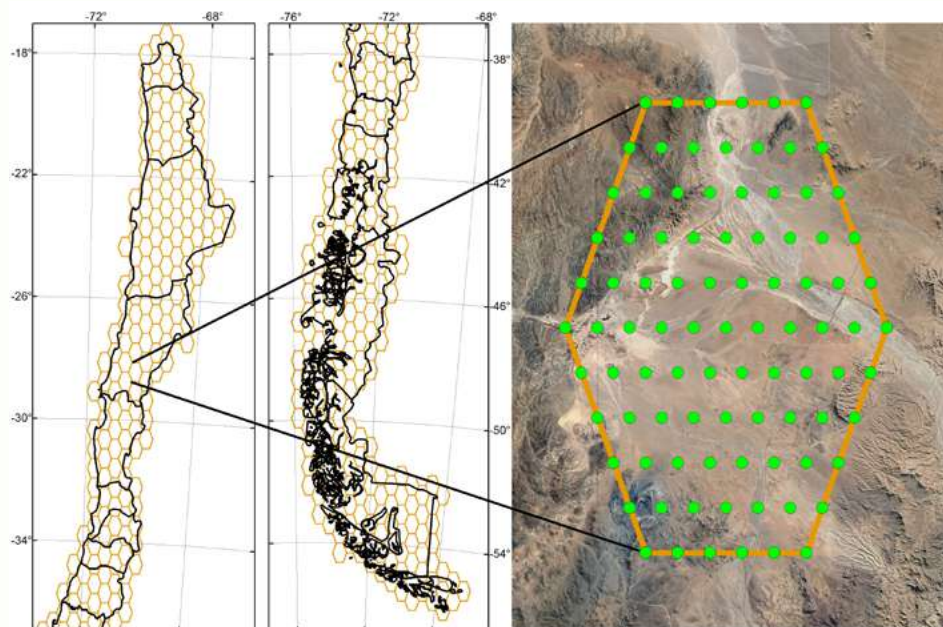


Figura 5.1. Malla de unidades muestrales de biodiversidad y detalle de malla de muestreo

Fuente: Vergara et al. (2021)

Para la biodiversidad de artrópodos, el diseño comprende el levantamiento de datos a través de distintos métodos de recolección, tales como trampas de intercepción, colectas manuales, trampas de luz, colectas con luz UV, entre otras técnicas (figura 5.2). El proceso destaca por haber contribuido al descubrimiento de decenas de nuevas especies de artrópodos para el país. Su objetivo es contar con información fiable y adecuada para el estudio de la biodiversidad, para así contribuir al diseño de políticas públicas y privadas que apunten a la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en estos ecosistemas.



Figura 5.2. Trabajo de campo utilizando distintas técnicas de muestreo

Fuente: ULS/Alberto Castex

Hallazgos del inventario de biodiversidad de artrópodos

Uno de los grandes hallazgos del inventario de biodiversidad ha sido el descubrimiento de 104 nuevas especies de insectos y arácnidos (artrópodos), especialmente de algunas familias de ortópteros (langostas), coleópteros (escarabajos) y escorpiones (alacranes) endémicos del Cono Sur (figura 5.3). A través de distintas técnicas de muestreo se han recolectado especímenes en 142 hábitats a lo largo de ocho regiones del país, con especial énfasis en 14 áreas naturales protegidas. En resumen, este inventario en curso ya

ha registrado cerca de 1,800 especies de 256 familias, correspondientes a 33 órdenes. Un 67% de los ambientes muestreados presenta una o más especies nuevas. Del total de nuevas especies registradas en el inventario, alrededor del 39.1% correspondió a ácaros (Acari); el 16.1%, a arañas camello (Solifugae); y el 13.8%, a arañas (Araneae). El resto estuvo representado por diversos grupos, incluyendo Pseudoscorpiones (10.3%), Coleoptera (6.9%), Scorpiones (5.7%), Orthoptera (3.4%) e Hymenoptera y Chilopoda, con 1.1% cada uno.

Figura 5.3. *Brachistosternus Llullaillaco* (Scorpiones, Bothriuridae)

Fuente: ULS/Alberto Castex



Conclusiones y desafíos futuros

En la actualidad, Chile posee datos insuficientes acerca de la presencia y distribución de mamíferos, artrópodos, reptiles y aves asociados con el bosque nativo y las formaciones xerofíticas. Por ello, la implementación de este primer inventario de biodiversidad ha sido una oportunidad única y valiosa para contar con información al respecto, lo cual se ha logrado mediante el uso de una metodología que contribuirá a entender de mejor manera el rol que cumplen estas especies en el funcionamiento de los diversos ecosistemas de Chile. Uno de los mayores desafíos se ha presentado a nivel taxonómico debido a la falta de especialistas en ciertos grupos de artrópodos y a la necesidad de realizar muestreos más extensivos, con el objeto de construir una línea de base robusta de la biodiversidad, que contribuya de forma efectiva a la conservación y manejo de estas especies. Para los próximos años, se espera levantar información en regiones aún no exploradas, fortalecer colaboraciones con otros ministerios y universidades, así como potenciar el análisis de los datos colectados.

CAPÍTULO 6

MÉTODOS Y ESTIMACIONES DE BIODIVERSIDAD FORESTAL EN ESPAÑA

Objetivos del Inventario Forestal Nacional español

Los objetivos del Inventario Forestal Nacional de España han ido variando y adaptándose a la evolución de las nuevas tecnologías, así como a las necesidades que en cada momento ha manifestado la sociedad. Así, en el primer IFN (IFN1 1965-1974), el objetivo principal era conocer el volumen de la madera y los crecimientos de las principales especies forestales. Sin embargo, en el segundo IFN (IFN2 1986-1996) se desarrolló una nueva metodología que favoreció un aumento en el conocimiento de los sistemas forestales. En efecto, en esa ocasión se incluyeron parámetros sobre la calidad de los árboles, el estado sanitario de la masa y el medio físico (MMA 1990). En el tercer inventario (IFN3 1997-2007) se amplió la información obtenida con valores estadísticos del sector para cumplimentar los criterios e indicadores de sostenibilidad de los bosques de la Conferencia Ministerial de Protección de los

Bosques en Europa, tomándose los datos necesarios para realizar la valoración de los ecosistemas forestales, la estimación de la biodiversidad forestal y los trabajos de comparación o evolución de los ecosistemas arbolados (como consecuencia de la medición repetida de parcelas) (DGCN, 2001; Alberdi et al., 2014).

En la actualidad se finaliza el cuarto ciclo (IFN4), en el que las estimaciones de los productos y servicios proporcionados por el bosque se basan en las formaciones arboladas (ecosistemas forestales). Destaca la consolidación de la metodología para la estimación de la biodiversidad forestal (Alberdi et al., 2012; Vallejo, 2013) y la inclusión de nuevas variables relacionadas con el seguimiento de la calidad de madera o productos forestales no maderables (Alberdi et al., 2017).

Datos inventariados actualmente en el Inventario Forestal Nacional español

Las parcelas son permanentes desde el IFN2 y se localizan en las intersecciones de la malla kilométrica de la cuadrícula UTM que coinciden con un uso forestal arbolado. En el centro de estas parcelas se entierra un rejón metálico que posibilita su localización en ciclos posteriores, con la ayuda de un detector de metales. Los datos recolectados son de distinta naturaleza. Hay tanto datos de control y características generales de la parcela (como orientación, pendiente y altitud), como mediciones concretas de árboles individuales; datos de matorral; datos relacionados con la biodiversidad; datos de calidad de la madera, de edad, diversidad genética, y datos de productos forestales no maderables.

Características generales de la parcela

Los datos inventariados se clasifican en los siguientes bloques: a) control, itinerario de acceso y referencia e identificación; b) clasificación de la parcela; c) estructura de edades y origen; d) riesgos (erosión e incendios); e) selvicultura; f) fisiografía de la parcela; g) fotografía de la parcela; y h) observaciones.

Datos dendrométricos de árbol individual

En este inventario, los árboles se clasifican en función de los datos que se toman de ellos:

- Regenerado: Pies menores (aquellos árboles cuyo diámetro normal es menor que 7.5 cm y mayor que 2.5 cm) localizados en la subparcela de 5 m de radio. Se contabiliza el número de estos, agrupándolos por especie y anotando su altura total media.

Regenerados ($d < 2.5$ cm) localizados en la subparcela de 5 m de radio. Se asignan las cifras 0, 1, 2 o 3 según el número: nulo, escaso (entre 1 y 4 plantas), normal (entre 5 y 15) o abundante (más de 15) por especie.

- Pies mayores (árboles $d \geq 7.5$ cm) seleccionados en función de su diámetro, según parcelas concéntricas de 5, 10, 15 y 25 m. Se anota el rumbo y distancia de estos con respecto al centro de la parcela (identificando al árbol para comparaciones en posteriores ciclos), la especie, el diámetro normal, la altura total, la calidad del árbol (en 6 categorías) y la forma de cubicación (clasificación en 6 formas de la forma del fuste para un mejor ajuste de la ecuación de cubicación). También se anota el estado fitosanitario y parámetros especiales en el caso de pinos resinados, alcornoques, árboles que brotan de cepa, pies inclinados y pies bifurcados.

Datos de matorral leñoso

Se anota la fracción de cuba cubierta y altura media de las diferentes especies, géneros o grupos determinados en un listado previo en la subparcela de 10 m de radio (cercana a 200 especies).

Datos de biodiversidad forestal

Para satisfacer las nuevas necesidades de información, se diseñó una metodología para la toma adicional de datos (Alberdi et al., 2013), que permite estimar indicadores sencillos de biodiversidad forestal. Las nuevas variables tomadas en campo, junto con las ya medidas en el «inventario clásico», hacen posible estudiar los tres componentes de la biodiversidad forestal: composición, estructura y funcionalidad (Schulze y Mooney, 1994).

En la toma de datos de campo, los grupos de variables muestreados en el IFN4 han sido los siguientes (figura 6.1):

- Naturalidad de la masa
- Cobertura del suelo
- Estructura de la masa
- Madera muerta
- Ramoneo
- Edades
- Frecuencia de elementos singulares
- Conservación: especies amenazadas y especies invasoras

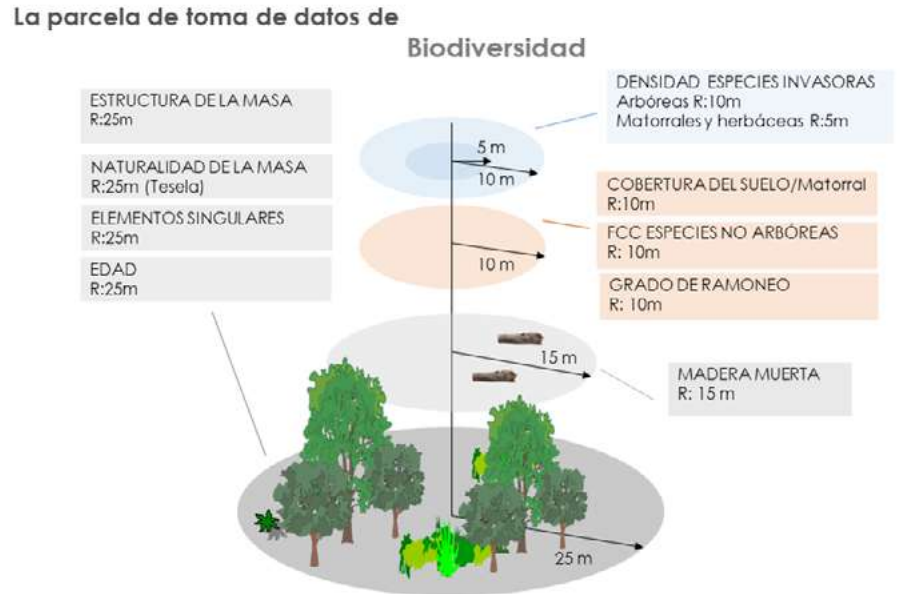


Figura 6.1. Toma de datos de variables relacionadas con la biodiversidad forestal en el Inventario Forestal Nacional de España



Datos de calidad de la madera

Dado que en las estadísticas forestales nacionales se carece de información sobre la calidad de la madera de las principales especies productoras españolas, se ha desarrollado recientemente un protocolo de toma de datos para estimarla de manera visual. La clasificación en diferentes calidades se lleva a cabo en función de variables cualitativas y cuantitativas del fuste de los árboles en pie, así como de diversos factores bióticos relativos a la copa.

Productos forestales no maderables

En el IFN4 se ha ampliado la toma de datos relativa a los productos no madereros, lo cual generará una información más amplia de estos subsectores. En este sentido, se toman, por ejemplo, muestras de corcho que, tras ser analizadas en el laboratorio del INIA, proporcionan valores de producción y calidad del corcho. También se ha mejorado la toma de datos relacionada con la resinación y la piña.



Necesidades de información forestal: Requerimientos nacionales e internacionales

Para realizar una acertada toma de decisiones de política y una adecuada gestión de los ecosistemas forestales, es necesario contar con una base teórica robusta de información, conocer las tendencias y ser capaces de evaluar las consecuencias de las diferentes actuaciones (Noss, 1999; Carpenter et al., 2006). Por ello, para satisfacer las nuevas demandas de información, tanto nacionales como internacionales, cada país ha desarrollado metodologías para las variables adicionales cuyo muestreo se adapta a las mediciones tradicionales de sus respectivos diseños de IFN. Además, la mayoría de los países ha desarrollado estrategias nacionales sobre diversidad biológica.

En España, destacan la Estrategia forestal española (2000), el Inventario español del patrimonio natural y de la biodiversidad (RD 556/2011), el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad (RD 1274/2011) y la Estrategia española de conservación vegetal (2014-2020).

Los diferentes requerimientos de información a los que deben dar respuesta los países y, en concreto, el IFN español, se encuentran en función de los objetivos y políticas, tanto nacionales como internacionales, por lo que cambian en el tiempo. Por esta razón, el IFN de España es multiobjetivo y flexible, y se va adaptando a las diferentes necesidades manteniendo la coherencia de su serie de datos histórica (Alberdi et al., 2017).



CAPÍTULO 7

INDICADORES DE COMPOSICIÓN

La mayoría de los métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies de un ecosistema se refiere a la diversidad alpha (α), en la cual se evalúa la riqueza de especies de una comunidad particular que se considera homogénea.

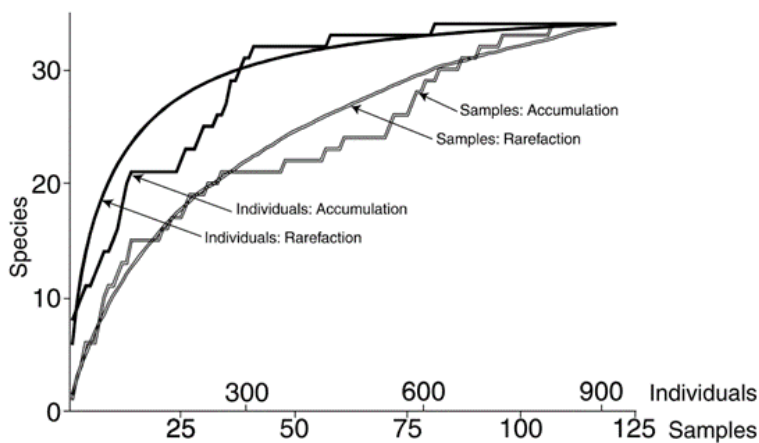
Riqueza de especies

La riqueza es el número de especies (S) presentes en el sistema. El valor de este indicador aumenta con la superficie muestreada, de manera que la incorporación de nuevas especies es muy pequeña a partir de un cierto tamaño de parcela (Del Río et al., 2003).

Los bosques con mayor S sufren menos el impacto de las perturbaciones y pueden retener mejor sus reservas de carbono, lo cual es una estrategia de mitigación que se considera crucial frente al cambio climático (Guyot et al., 2016; Oliver et al., 2015).

En los inventarios que se basan en una red de parcelas de muestreo independientes, el área creciente se logra mediante la agregación de parcelas no contiguas. La relación entre el área de las parcelas agregadas y su número de especies correspondiente se conoce como curva de rarefacción. Cuanto más pequeñas son las parcelas individuales, más probable es que se muestreen más ecosistemas diferentes para un área agregada dada y se alcancen antes los valores máximos del número de especies en la curva de rarefacción (Crist & Veech, 2006; Gotelli & Colwell, 2001; Steinmann et al., 2011).

Las curvas acumuladas y de rarefacción (figura 7.1) constituyen el método estadístico para estimar el número esperado de especies en una muestra aleatoria de individuos tomados de un inventario. Calculan el número esperado de especies de cada muestra si todas las muestras fueran reducidas a un tamaño estándar.



$$E(S) = \sum 1 - \frac{(N - N_i)/n}{N/n}$$

donde:

$E(S)$ = número esperado de especies

N = número total de individuos de la muestra

N_i = número de individuos de la i -ésima especie

n = tamaño de la muestra estandarizado

Figura 7.1. Curvas acumuladas y de rarefacción (Gotelli & Colwell, 2001)

Índice de Shannon

El Índice de Shannon proporciona información sobre la diversidad de especies y aumenta con el número de especies presentes, tomando valores mayores cuando las proporciones de las distintas especies son similares.

$$H' = - \sum p_i \cdot \log(p_i)$$

Para estimar las abundancias relativas p_i de las distintas especies en un ecosistema se suele recurrir a muestreos, produciéndose una infraestimación de la biodiversidad. Por ello, se propone una corrección del Índice de Shannon en función del número de especies y del número de individuos de la muestra:

$$H' = - \sum p_i \cdot \log(p_i) + \frac{s-1}{2N} - \frac{1 - \sum p_i^{-1}}{12N^2} \frac{\sum (p_i^{-1} - p_i^{-2})}{13N^3}$$

donde p_i es la abundancia relativa de cada especie (en número de individuos o en cobertura), s es el número de especies y N el número total de individuos de la muestra.

Índice de Uniformidad

El Índice de Uniformidad (evenness) se deriva del Índice de Shannon (H') y permite conocer el reparto de las especies en proporciones, sin que influya el número de especies:

$$Ev = \frac{H'}{\log(n)}$$

Varía entre 0, valor que toma cuando todos los individuos pertenecen al mismo grupo, y 1, si los individuos se reparten homogéneamente en los distintos grupos.



Índice de Simpson

Este índice mide la probabilidad de que dos individuos de la población extraídos al azar sean de la misma especie ($\sum p_i^2$). Los valores próximos a 1 indican dominancia de alguna especie.

Para medir la diversidad se utiliza el complementario del Índice de Simpson, con valores que varían de 0 a 1, y donde valores próximos a 1 indican mayor diversidad:

$$1 - D = 1 - \sum p_i^2$$

Índice de Diversidad Específica de Margalef

Se basa en la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies (S) en función del número de individuos existentes en la muestra analizada (N):

$$D_{MG} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

El valor mínimo que puede adoptar es 0, y ocurre cuando solo existe una especie en la muestra ($S = 1$, por lo que $S - 1 = 0$). Por debajo de 2 se considera una región de baja biodiversidad y, por encima de 5, una de alta biodiversidad.

Índice de Berger-Parker

Expresa la importancia proporcional de la especie más abundante. Esta métrica está muy sesgada por el tamaño y la riqueza de la muestra:

$$D = \frac{n_{max}}{N}$$

donde n_{max} es el número de individuos de la especie más abundante, y N es el número total de individuos de la muestra.

Índice de Mingling

El Índice Mingling (M), propuesto por Gadow y Fuldne, describe la variedad de especies en la vecindad de un árbol de referencia dado, y se ha definido como la proporción de los n vecinos más cercanos que no pertenecen a la misma especie.

$$M_i = \frac{1}{n} \sum m_{ij}$$

En este caso, m_{ij} toma valor 1, si el árbol i y el árbol j son de diferentes especies, o 0 si son de la misma especie; n es el número de vecinos considerados; i se refiere a los árboles de muestra evaluados.

Índice de Segregación de Pielou

Expresa la distribución de la mezcla de especies, estimando el grado de mezcla con el método del árbol vecino más próximo. Una masa con igual Índice de Shannon de composición puede tener una mezcla muy diferente según las especies se mezclen en grupos o pie a pie. El Índice de Segregación de Pielou estima el grado de mezcla con el método del árbol vecino más próximo.

$$S = 1 - \frac{N \cdot (b + c)}{v \cdot n + w \cdot m}$$

Donde N es el número de pies analizado; b es el número de pies de la especie 1 con vecino más próximo de la especie 2; c es el número de pies de la especie 2 con vecino más próximo de la especie 1; m y n se refieren al número de árboles de la especie 1 y 2, respectivamente; y por último, v y w son el número de árboles de las especies 1 y 2 que se espera que sean el vecino más próximo. De esta forma se tiene una medida de la mezcla de especies considerando el patrón espacial.

Este índice varía entre -1 y 1. Si es menor que 0 indica que la mezcla observada es mayor que la esperada y, por consiguiente, existe una tendencia de las dos especies a asociarse (competencia interespecífica mayor). Si es mayor que 0, existe una tendencia de agrupamiento de árboles de una misma especie (competencia intraespecífica mayor).

Se trata de un índice que puede verse influenciado por la distribución espacial de la masa (regular o agregados) al utilizar solo el vecino más próximo. Otra aplicación de este índice es la caracterización de tratamientos silvícolas aplicados en un rodal.

Índice de Mezcla de Gadow

Este índice tiene en cuenta más vecinos y, adicionalmente, se calcula con facilidad con más de dos especies:

$$DM(n) = \frac{1}{N} \sum DM(n)_i$$

$$DM(n)_i = \frac{1}{n} \sum V_{ij}$$

donde DM (n) es el índice de mezcla de la masa calculado con n vecinos; N es el número de árboles analizado; DM (n)_i es el índice de mezcla del árbol i calculado con n vecinos; V_{ij} = 0 cuando el árbol vecino j pertenece a la misma especie que i y 1 cuando pertenece a otra especie.

Su valor varía entre 0 y 1: cuanto más próximo a 1, más mezcladas se encuentran las especies y, cuanto más próximo a 0, más se agrupan. Se aconseja el uso de 3 vecinos, tomando únicamente los valores 0, 0.33, 0.67 y 1. Si se representa la frecuencia de cada una de estas cuatro clases de mezcla, tanto para la masa total como por especie, se interpretan mejor los datos que si solo se observa el valor medio del rodal.

CAPÍTULO 8

INDICADORES DE ESTRUCTURA

Introducción a la diversidad estructural en los bosques

La diversidad o complejidad estructural de los bosques pretende cuantificar la distribución de los árboles y otros componentes del bosque en el espacio tridimensional, ampliando la clásica caracterización de la estructura forestal que consideraba solo la biomasa, la distribución diamétrica o la altura del dosel. Así, a nivel de rodal, una mayor complejidad estructural se manifiesta con más diversidad de tamaños de árboles y morfologías de copa, una conexión más grande entre las copas de los árboles o una mayor variedad de tipos funcionales. La diversidad estructural depende, pues, de la cantidad de especies diferentes y tipos funcionales existentes que aportan una mayor o menor complementariedad en la arquitectura del dosel, así como una variada distribución de tamaños. Factores como perturbaciones naturales, las condiciones macro y microclimáticas, la distribución de tipos funcionales (herbáceas, matorral, regeneración, lianas y árboles), el tipo de propagación y dispersión y la actividad antrópica, tienen una relación directa con la estructura del bosque (Ehbrecht et al., 2021).

Una mayor diversidad estructural se encuentra asociada con más nichos ecológicos y, por consiguiente, con una mayor biodiversidad biológica, así como con una mayor estabilidad y resiliencia frente a perturbaciones o cambios ambientales. Así, durante las últimas décadas se están fomentando los enfoques de gestión de «silvicultura próxima a la naturaleza», con el objeto de mejorar la provisión de hábitats mediante el aumento de la cantidad de elementos estructurales como la madera muerta, la diversidad de especies y los árboles maduros o de gran tamaño (del Rio et al., 2003).

La estructura del rodal puede definirse a través de la composición de especies, el tamaño y la distribución espacial de los árboles y otra vegetación dentro de un rodal forestal. Incluye características verticales (diferenciación de capas o estratos entre el suelo y el dosel o sotobosque), horizontales (distribución del tamaño del diámetro de las especies de árboles consideradas individualmente o como comunidad, y el patrón espacial de los árboles, los huecos, etc.), y la riqueza de especies. Así, los componentes más importantes para caracterizar la estructura forestal son:

- **Los árboles**, que suponen el componente más relevante de la estructura forestal. Las variables o atributos más importantes son la diversidad de especies (diferentes características morfológicas) y edades, el diámetro medio (dbh), las alturas y sus distribuciones en el rodal, la densidad y competencia entre individuos, la densidad o número de árboles por superficie, la forma de la copa, la esbeltez, la conicidad del fuste y el vigor, entre otros.
- **La madera muerta** es un elemento fundamental en el ciclo de nutrientes del ecosistema forestal y constituye el hábitat de numerosos organismos. Variables importantes para caracterizar este componente son los árboles muertos en pie, los árboles muertos caídos y ramas grandes o troncos, los tocones y restos leñosos y la variabilidad y grado de descomposición de ellos.
- **Los pies de gran tamaño** o árboles maduros son el hábitat de numerosos epífitos y animales que construyen en ellos su refugio.
- **Las lianas**, sobre todo en bosques tropicales y subtropicales, aportan significativa complejidad a la estructura del bosque. Este tipo de bosque está experimentando cambios estructurales a gran escala; el más evidente es el aumento de la abundancia y la biomasa de las lianas (Schnitzer et al., 2012). A nivel de comunidad, las lianas parecen influir en la composición de las especies arbóreas, compitiendo intensamente con algunas de ellas. A nivel de ecosistema, alteran sustancialmente la dinámica del carbono, los nutrientes y el agua de los bosques.
- **Sotobosque y regeneración.** Una elevada riqueza de especies en el regenerado conduce a una mayor complejidad estructural en el futuro. Además, estratos de regenerado, matorral y herbáceas generan hábitat, refugio y alimento a numerosos taxones de insectos, grandes y pequeños mamíferos, y pájaros, entre otros.

Así, considerando estos componentes clave de la estructura forestal, Storch et al. (2018) proponen un grupo sencillo de variables, mediciones e indicadores del bosque (diversidad de tipo de corteza, frutos o floración, riqueza de pies adultos y regenerado, presencia de madera muerta, etc.) utilizados para evaluar la estructura forestal y la biodiversidad asociada con los bosques. Además, al momento de interpretar estas variables es preciso tomar en cuenta la naturaleza dinámica de los ecosistemas forestales. Las comunidades forestales no son estáticas, sino más bien cambian con el tiempo dependiendo de los pulsos de factores internos y externos, así como de los procesos de regeneración, crecimiento, desarrollo y muerte. Es importante considerar el estado de desarrollo para la correcta estimación, evaluación y comparación de la diversidad estructural de los bosques.

Estructura horizontal, estructura vertical y mezcla de especies

Aunque se puede caracterizar la estructura forestal mediante indicadores sencillos como los propuestos por Storch et al. (2018), podemos estimar otros índices más complejos y descriptivos mediante datos recogidos de forma rutinaria en los inventarios forestales: composición de especies, cobertura, categoría de desarrollo, diámetros, alturas y posición de los árboles. Así, pueden distinguirse tres grandes tipologías de índices de estructura: métodos que permiten caracterizar el patrón espacial de los árboles en la parcela; métodos que se utilizan para caracterizar la asociación espacial entre especies, y aquellos que permiten caracterizar la diferenciación o la diversidad de estratos de diámetros y alturas (del Rio et al., 2003). Estos índices se calculan para cada parcela de inventario con un mínimo número de pies adultos (3 y 4 pies, dependiendo del índice). Varios autores proponen, además, la utilización de índices de diversidad conjunta para una más completa caracterización de la diversidad estructural, que considere la distribución espacial, la diversidad o mezcla de especies y la diferenciación de tamaños (Storch et al., 2018). Además, en los últimos años se está experimentando el potencial de los sensores remotos para estimar índices de diversidad estructural de los bosques, con buenos resultados (Meng et al., 2016).

Índices que consideran solo la variabilidad de los estratos de diámetros y alturas

Índice de Shannon para estratos de diámetros y alturas

El Índice de Shannon (H') se puede utilizar para caracterizar la diversidad vertical o diametral, calculando la proporción p_i con el número de individuos de cada estrato i de alturas o diámetros.

$$H' = -\sum p_i \cdot \log(p_i)$$

En este caso, los valores por parcela presentarán una mayor diversidad estructural vertical u horizontal cuando mayor sea el valor del Índice de Shannon. Es preciso considerar que, según como se tomen los estratos, pueden tener un mayor o menor sentido biológico, considerando el estado de desarrollo de una masa. Por ejemplo, en masas con alturas máximas iguales y estructuras diferentes se puede obtener el mismo valor de este índice, ya que da mucho peso al número de estratos de altura/diámetro.

Índice de Uniformidad

En ocasiones es más interesante conocer el reparto de las dimensiones en proporciones, sin que influya el número de clases de alturas o diámetros (n). Este es el caso del Índice de Uniformidad (E_v):

$$E_v = \frac{H'}{\log_2(n)}$$

$$H = -\sum \left(\frac{h \cdot p_i}{n \cdot h_i} \right) \cdot \log_2 \left(\frac{h \cdot p_i}{n \cdot h_i} \right)$$

Este índice varía entre 0, valor que toma cuando todos los individuos pertenecen al mismo grupo, y 1, si los individuos se reparten homogéneamente en los distintos grupos.

Índice de Importancia (IVI)

Este indicador puede ser considerado de composición o de estructura, puesto que combina variables relacionadas con ambos grupos. Mide la importancia de una especie en un ecosistema/comunidad/rodal y está relacionado con su dominancia, así que resulta interesante en estudios a largo plazo para observar cambios en dominancia o composición. En la vegetación arbórea, el IVI de una especie es la suma de tres componentes: IVI 1 (porcentaje de presencia de la especie), IVI 2 (número de pies de la especie relativo al total), e IVI 3 (área basimétrica relativa de la especie con respecto al área total). Este índice puede variar, pues, de 0-300%.

Índices que consideran distancias entre pies en la parcela y la composición

Métodos del vecino más cercano

Este tipo de índice es de gran utilidad para caracterizar la microestructura, es decir, la estructura que forma un árbol y los árboles más próximos. Las variables que utiliza son: la distancia entre cada árbol y su vecino más cercano, la distancia entre puntos aleatorios y el árbol más cercano y la densidad del rodal.

Índice de Uniformidad de Ángulos de Gadow

El Índice de Uniformidad de Ángulos de Gadow (IG) permite hacer una estimación de la distribución espacial de la masa a partir de los ángulos entre árboles sin medir distancias con al menos 4 vecinos.

$$IG = \frac{1}{n} \sum z_{ij} \text{ siendo } z_{ij} = 1, \text{ si } w_{ij} \leq w \text{ y } z_{ij} = 0, \text{ si } w_{ij} > w$$

El método se basa en medir los ángulos (w_{ij}) desde el árbol i a los 4 vecinos y analizar si son mayores o menores del ángulo esperado en caso de que los 4 vecinos se repartieran homogéneamente (w). Los valores que puede tomar el índice son: 0 indica estricta regularidad; 0.25, regularidad; 0.5 aleatoriedad; 0.75, irregularidad (agregados); y 1 cuando es muy irregular.

Índices de diferenciación de altura y diámetro

Utilizan la posición relativa de los árboles en el rodal. Se basa en la relación de diámetros entre el árbol más delgado y el más grueso, con al menos 3 vecinos:

$$TD(n) = \frac{1}{N} \sum TD(n)_i \text{ y } TD(n)_i = \frac{1}{N} \sum 1 - \frac{d_{min}}{d_{max}}$$

donde $TD(n)$ es el índice de diferenciación de la masa calculado con n vecinos; $TD(n)_i$ es el índice de diferenciación en diámetro del árbol i calculado con n vecinos; N es el número de árboles medidos; d_{min} y d_{max} son los diámetros menor y mayor entre i y cada uno de sus n vecinos. Se realiza mediante el mismo procedimiento **con la altura**. Este índice varía entre 0 y 1, siendo mayor la diferenciación cuando se aproxima a 1.

Métodos de mezcla de especies

Estos índices consideran la **riqueza o variedad de especies** y las proporciones de cada una de ellas en el rodal, así como el **grado de mezcla** o cómo se reparten las diferentes especies en el espacio.

En el capítulo anterior sobre estimadores de la composición se hizo referencia a algunos de estos índices que no toman en cuenta la distancia entre árboles, como el Índice de Segregación de Pielou y el Índice de Mezcla de Mingling.

Técnicas del momento de segundo orden

Mientras que los índices de estructura que han sido mencionados no proporcionan información acerca de la variabilidad de una escala determinada, las funciones del momento de segundo orden proporcionan información acerca de la distribución espacial de los individuos o de sus características en un rango de escalas. Estas técnicas de análisis del patrón espacial se basan en la función $K(d)$ de Ripley (1977):

$$\lambda K(d) = \sum_{i=1}^n \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^n \frac{\delta_{ij}(d)}{n}$$

$$\delta_{ij}(d) = \begin{cases} 1 & \text{si } d_{ij} \leq d \\ 0 & \text{si } d_{ij} > d \end{cases}$$

donde d es la distancia para la que se calcula la función, siendo conveniente restringir el rango de análisis de 0 a la mitad de la longitud de la dimensión más pequeña de la parcela; λ es el número de puntos por unidad de superficie; n es el número total de puntos en la parcela, y d_{ij} es la distancia entre el punto i y el punto j .

Para caracterizar el patrón espacial, la función estimada con los datos del área de estudio se compara con los cuantiles de simulaciones de una distribución aleatoria. Para las distancias en las que la función empírica tome valores mayores que el cuantil superior, la distribución sería en agregados, mientras que cuando la función empírica tome valores menores que el cuantil inferior, la distribución sería regular.

A partir de la función $K(d)$ se ha desarrollado la función bivalente $K12(d)$, que permite caracterizar las interacciones espaciales (asociación o repulsión) entre especies o grupos funcionales (Ledo et al., 2010), así como la función de correlación de la marca $kmm(d)$ y el variograma de la marca $km(d)$, cuyo objeto es analizar la correlación espacial de una variable o marca asociada con los árboles, como el diámetro o la altura (Montes et al., 2008).

CAPÍTULO 9

INDICADORES FUNCIONALES

Introducción

Las funciones específicas de los hábitats forestales se refieren a características que resultan de procesos y hacen que los ecosistemas forestales funcionen (Franklin, 1988). Algunos de estos indicadores son comunes con las características estructurales.

Superficie forestal

La extensión de los bosques y de las superficies forestales no arboladas y, particularmente, su evolución en el tiempo, constituyen criterios objetivos de evaluación de la sostenibilidad de las políticas de gestión forestal.

El indicador incluye datos totales, así como porcentajes relativos a la superficie total, la superficie forestal arbolada y desarbolada clasificada por tipos de bosque (coníferas, frondosas y mixtas), grupos de especies o especies dominantes, y disponibilidad para el suministro de madera.

Existencias

Se refiere a la cuantificación de las existencias en densidad y volumen, usando en este último caso ecuaciones por especie en función del diámetro normal y la altura. La información se puede ofrecer por tipos de bosque (coníferas y frondosas) y por criterios de disponibilidad de suministro de madera.

Biomasa y carbono

Desde el Protocolo de Kioto (2008) y el Acuerdo de París (2015) se solicita a los países que estimen y notifiquen las emisiones y absorciones de CO₂ de los bosques. El carbono fijado por un bosque se encuentra almacenado en tres compartimentos: fracción de biomasa viva, fracción de biomasa muerta y suelo.

Para el cálculo de la fracción de biomasa viva (que incluye la parte aérea y la subterránea) existen diferentes métodos:

1. Factores de biomasa (Biomass Factors, BF): Cualquier factor que pueda usarse solo o en combinación con otros factores para estimar la biomasa a partir del volumen (IPCC, 2006).
2. Ecuaciones de biomasa (Biomass Equations, BE):
 - a. Ecuaciones alométricas en función del diámetro normal para especies arbóreas (Montero et al., 2005) y en función de la fracción de cabida cubierta y altura media para el matorral (Montero et al., 2020).
 - b. Ecuaciones de ratio de copa para especies arbóreas en función del diámetro normal y del radio de copa (Menéndez-Miguélez et al., 2021).

La fracción de biomasa muerta es el resultado de la mortalidad de la vegetación, en la que influyen factores como las perturbaciones naturales, la dinámica y procesos de las masas forestales, la gestión forestal, la composición de las especies, las existencias de biomasa viva y las condiciones climáticas. Las variables anotadas para estimar el volumen de esta fracción de biomasa son el tipo de madera muerta y la fase de decaimiento en la que se encuentra (Alberdi et al., 2014). La biomasa de árboles muertos se deriva de las estimaciones de volumen, considerando la densidad de especies (Sabaté et al., 2005) y las clases de descomposición registradas según el IPCC (IPCC, 2006).

Por último, el carbono, tanto de la biomasa viva como muerta, se estima considerando la fracción de carbono por especie (Montero et al., 2005).

Microhábitats

Los microhábitats relacionados con árboles se reconocen como importantes sustratos y estructuras para la biodiversidad en los bosques (fauna y flora). El proyecto INTEGRATE+ estableció un Catálogo de microhábitats de los árboles (<http://www.integrateplus.org>), fijando como indicadores la densidad de cavidades por ha y la densidad de árboles huecos por ha.

Índice de Área Foliar

El Índice de Área Foliar (LAI) se calcula como la superficie total de hojas por m². Este indicador está relacionado con la productividad y la actividad fotosintética. El LAI se puede estimar por medio de métodos directos e indirectos. Entre los primeros se encuentran los ensayos destructivos en los que se mide el peso de la biomasa foliar y se determina el área foliar específica. Entre los métodos indirectos podemos encontrar aquellos basados en ecuaciones alométricas, que estiman la biomasa foliar a partir de otras variables como el diámetro, y los métodos basados en la probabilidad de intercepción de la luz por las hojas, que miden la fracción de huecos en función del ángulo con el cenit (Weiss et al. 2004); la mayoría de instrumentos que miden el LAI (LAI2000®, fotografía hemisférica) se basa en estos últimos.

Índice de Cambio

Entre los aspectos más relevantes de la dinámica forestal se encuentran los procesos de sustitución en las especies dominantes, ya que la composición del estrato arbóreo determina los procesos biogeoquímicos y la adecuación del hábitat para la fauna, comunidad fúngica y especies del estrato herbáceo y matorral. El Índice de Cambio RE se basa en las diferencias de diámetro normal (como indicador de la edad del árbol) entre individuos de diferentes especies para caracterizar el cambio de especie dominante; también puede caracterizar cambios en la representación de especies de grupos funcionales diferentes, por ejemplo, especies pertenecientes a estratos altitudinales con distintos requerimientos hídricos (Ledo et al., 2009):

$$RE = \sum_{t=1}^{t_{\max}} \Delta_t \cdot r(\Delta_t)$$

siendo t_{\max} el número de intervalos de diferencias de diámetro de los árboles; mientras que Δ_t , la diferencia de diámetro media del intervalo t y $r(\Delta_t)$ viene dado por:

$$r(\Delta_t) = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n f(i, j) I_{ij}(\Delta_t - \delta, \Delta_t + \delta)}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n I_{ij}(\Delta_t - \delta, \Delta_t + \delta)}$$

donde $f(i, j)$ toma valor 1 si los árboles i, j pertenecen a la misma especie, y -1 si los árboles i, j pertenecen a especies diferentes (o grupos de especies), ponderado por un factor inversamente proporcional al producto de las probabilidades de selección de los árboles i, j en caso de parcelas anidadas o relascópicas, y $I_{ij}(\Delta_t - \delta, \Delta_t + \delta)$ toma valor 1 si la diferencia de diámetros entre los pies i y j está dentro del intervalo $[\Delta_t - \delta, \Delta_t + \delta]$. Para estudiar la dinámica entre 2 especies se emplea la versión bivariante del índice RE12 (Ledo et al., 2009b), que caracteriza el remplazo de la especie 1 por la 2 de forma similar al índice RE, pero $f(i, j)$ toma el valor 1 si el de mayor diámetro entre los árboles i y j pertenece a la especie 1, y -1 si el de mayor diámetro entre los árboles i y j pertenece a la especie 2.

Varios de los indicadores funcionales mencionados, como superficie forestal o cálculo de la fracción de biomasa viva, también podrían calcularse al aplicar herramientas de análisis de imágenes de teledetección (ver capítulo 10, sobre nuevas tecnologías), tanto de sensores remotos activos (radar, LiDAR), como pasivos (ForeStereo, Landsat, Sentinel, Terra, ICESat-2...), así como mediante la gestión de datos satelitales en la nube (Google Earth Engine).

CAPÍTULO 10

INDICADORES DE PAISAJE

El paisaje es una entidad espaciotemporal integrada cuya expresión morfológica y funcional se debe fundamentalmente a las relaciones que se dan entre sus componentes, y no a una suma de las cualidades de estos (Etter, 1991). En sí, es una porción heterogénea y extensa del territorio que se compone de un

mosaico de teselas con diferentes tipos de hábitats que interaccionan entre sí (Saura, 2010). La extensión del paisaje a estudiar dependerá del objetivo final, pero habrá que tomar en consideración que una mayor extensión probablemente derivará en una mayor heterogeneidad, lo que, desde una perspectiva ecológica,

dará como resultado un paisaje mucho más complejo.

El mosaico territorial está compuesto por tres estructuras principales, tal como se observa en la figura 10.1.

Figura 10.1. a) Teselas (en azul) y borde (en rojo); b) corredores (en naranja); c) matriz (en amarillo)



- Las teselas o parches son áreas bien definidas y relativamente homogéneas con características diferentes a las de las zonas adyacentes. Constituyen las unidades básicas del paisaje. La franja que limita cada tesela se denomina borde.
- Los corredores son franjas delgadas que conectan teselas que se encuentran separadas en el espacio. Se trata de elementos clave a la hora de conectar ecosistemas o hábitats y de fomentar la conservación de la biodiversidad.
- La matriz es el resto de porción del territorio en la que están presentes todos los elementos del paisaje.

Los hábitats o ecosistemas que se encuentran en este mosaico territorial interactúan entre sí, de manera que son estas relaciones las que definen el paisaje. Por ello es imposible evaluar la biodiversidad de un punto del paisaje, aun conociendo sus características locales, si no se toma en consideración el contexto espacial en el que se encuentra y, por supuesto, las interacciones tanto espaciales como temporales que se dan en él.

Antes de ahondar en el estudio de la biodiversidad a nivel de paisaje, es importante entender que para caracterizar un paisaje es necesario cuantificar los aspectos que determinan su composición y estructura, así

como los procesos ecológicos que se producen en él. La composición del paisaje se refiere a los tipos de hábitats que se encuentran presentes en él y a la extensión que ocupan, mientras que la configuración o estructura hace referencia a la distribución de estos hábitats en el territorio, aludiendo a su regularidad o irregularidad de ellos o a la fragmentación y la conectividad que presentan. Estos dos criterios son muy importantes al caracterizar el paisaje ya que, con una misma composición, la estructura puede ser totalmente diferente (por ejemplo, en función de la fragmentación del paisaje, como se puede ver en la figura 10.2). La fragmentación está íntimamente ligada a la pérdida de hábitat, es uno de los procesos que más amenaza a la conservación de

la biodiversidad (Fahrig, 2003). El último de los aspectos a considerar a la hora de caracterizar el paisaje se refiere a los procesos ecológicos que se dan en él, que pueden ser bióticos

o abióticos y naturales o antrópicos, es decir, pueden ser desde plagas, enfermedades, aludes, incendios, hasta cambios topográficos, edáficos, o climáticos o, incluso, cambios en el

uso del suelo entre muchos otros, y que por una parte son causa y, por la otra, consecuencia tanto de la composición como de la estructura de esos hábitats (Saura, 2010).

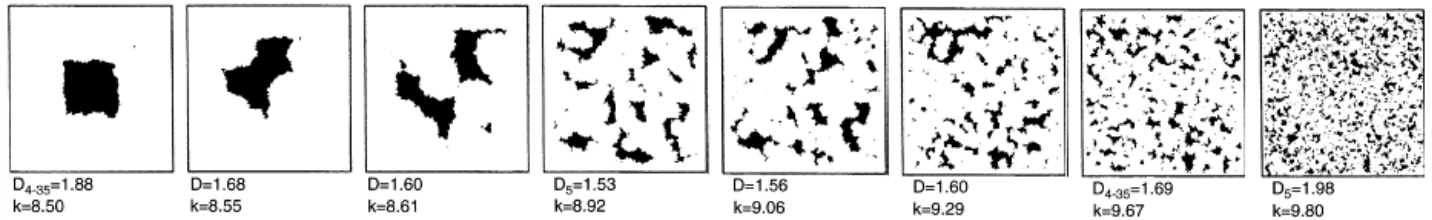


Figura 10.2. Diferentes ejemplos de fragmentación

Fuente: Modificado de Olff & Ritchie (2002)

Centrándolo en los indicadores para el estudio de la biodiversidad a nivel de paisaje, según la clasificación propuesta por Whittaker (1972), el paisaje podría ser evaluado a través de la diversidad beta, que estudia el cambio entre comunidades de un mismo paisaje, o a través de la diversidad gamma, que evalúa la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje. No obstante, según la caracterización del paisaje realizada previamente, los indicadores de paisaje también se pueden clasificar en indicadores de composición, estructura o funcionales (Noss, 1990).

Es importante determinar para qué se quieren estos indicadores, es decir, qué preguntas clave se busca contestar. A nivel de paisaje, el objetivo principal es entender los patrones: por un lado, es necesario conocer los procesos que han dado lugar a esos patrones concretos y, por otro, las consecuencias a nivel

de paisaje que tienen esos patrones. Por consiguiente, la finalidad de estos indicadores es comprender las relaciones que se producen en el paisaje para poder gestionarlo adecuadamente. Para ello, es necesario saber que los procesos ecológicos afectarán de una manera diferente al paisaje en función de sus patrones. Por ejemplo, una plaga o enfermedad no se propagará de la misma manera en una masa continua monoespecífica que en una masa más heterogénea, con un mosaico de especies amplio o con estructuras diferentes; un incendio se comportará diferente en función de la continuidad del paisaje (su frecuencia, intensidad y extensión vendrán determinadas por la composición y estructura de ese paisaje); o la biodiversidad de una zona no será la misma si existe conectividad entre hábitats, o si se trata de un paisaje altamente fragmentado y sin corredores ecológicos. Por tanto, patrones y procesos están

altamente relacionados entre sí y son a la vez causa y consecuencia. A todo esto cabe sumar otro factor importante: el efecto del tiempo en el paisaje y cómo este afecta tanto a los procesos como a los patrones.

Teniendo presente todos estos conceptos y preguntas clave, cabe indicar la existencia de diferentes indicadores que pueden ayudar a la definición del paisaje. Noss (1990) propuso un listado atendiendo a la clasificación de biodiversidad a nivel de composición, estructura y funcionalidad, tal como se observa en la tabla 10.1.

Composición	Identidad, distribución, riqueza, proporción de tipos de tesela (hábitats) y tipos de paisaje de teselas múltiples, patrones colectivos de distribución de especies (riqueza, endemismos...)
Estructura	Heterogeneidad, conectividad, enlaces espaciales, irregularidad, porosidad, contraste, grado de fragmentación, configuración, yuxtaposición, distribución de frecuencias de tamaño de parche, relación perímetro-área, patrón de distribución de las capas de hábitat
Funcionalidad	Procesos de perturbación, tasas de ciclo de nutrientes, tasas de flujo de energía, persistencia de parches, tasas de erosión y descomposición, procesos geomórficos e hidrológicos, tendencias en el uso del suelo

Tabla 10.1. Indicadores de paisaje según composición, estructura y funcionalidad

Fuente: Noss, (1990)

Los indicadores utilizados para analizar la biodiversidad a nivel de paisaje incluyen, además de los propuestos por Noss (1990), otros que se derivan de necesidades actuales como cambios en el estado de conservación de especies amenazadas, cobertura de áreas protegidas, superficies sometidas a gestión sostenible, número y repercusión de especies alóctonas invasoras, impacto del cambio climático, calidad del agua, defoliación, gasto público en biodiversidad o concienciación pública, entre otros.

Herramientas cartográficas

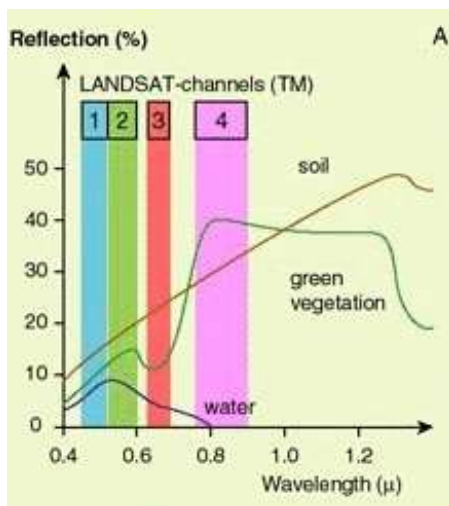
Mientras que la biodiversidad a nivel de composición, estructura e incluso funcionalidad lleva mucho tiempo siendo estudiada, el efecto del paisaje ha sido menos evaluado debido a las limitaciones a la hora de analizar grandes superficies. Sin embargo, en las últimas décadas esto ha cambiado considerablemente gracias a los sistemas de información geográfica (SIG) que permiten gestionar grandes superficies de una manera más fácil. En la actualidad se dispone de diversas herramientas cartográficas para analizar la biodiversidad a nivel de paisaje: desde herramientas para analizar la distribución de especies tanto actual como potencial (Natusfera, GBIF Occurrences,

Species Explorer, GeoEASIN, IUCN Red List Toolbox, Maxent, QSDM o SDMToolbox, entre otras), hasta herramientas más específicas que estudian la estructura del paisaje, con las que se puede estudiar de manera detallada la fragmentación y la pérdida de hábitat (FRAGSTATS, FragScape o Landscape Ecology Statistics), o la conectividad del territorio y los corredores ecológicos (SCOAM, Corridor Designer, Linkage Mapper, WildPlanner, Circuitscape, Conefor, entre otros). Muchas de estas herramientas, además, se pueden implementar directamente en QGIS o ArcGIS.

Nuevas tecnologías

En las últimas décadas, la teledetección o los sensores remotos han abierto nuevas posibilidades para la evaluación de la estructura y la composición vegetal a mayor escala, tanto espacial como temporal.

Esta tecnología permite obtener información sobre estructuras de paisaje (presencia de parches, corredores y matrices), áreas de distribución de especies u ocurrencia de perturbaciones, también es de utilidad para obtener indicadores de diversidad o biomasa a nivel de paisaje, entre otros. Mediante el análisis de la firma espectral de imágenes satelitales (esto es, de la reflectancia de las diferentes bandas del espectro electromagnético) de las distintas coberturas presentes en la imagen captada por los sensores, es posible identificar y determinar el estado de cada una de estas coberturas. De esa manera, un suelo desnudo reflejará la luz de distinta forma que una masa vegetal sana o una masa de agua (figura 10.3).



Firma espectral del agua (línea azul), vegetación sana (línea verde) y suelo desnudo (línea marrón) en bandas 1 (Blue), 2 (Green), 3 (Red) y 4 (NIR) del sensor TM del satélite Landsat

Fuente: ESA - Eduspace ES (2022)

En materia de teledetección también existen varios índices que, mediante la combinación matemática de las distintas bandas espectrales, indican una cualidad del paisaje a observar. En la literatura especializada hay varios artículos científicos con infinidad de información acerca de los distintos índices de teledetección y su aplicación. En Index DataBase (2022) se puede encontrar una relación de estos índices, su fórmula, así como los artículos donde se describen y usan.

Por otra parte, la tecnología LiDAR, tanto terrestre como aérea o satelital (GEDI), permite el estudio de la cobertura y estructura vegetal. Se trata de una tecnología que emite

un haz de luz láser que choca con la superficie terrestre o con objetos situados sobre ella (árboles, edificios) y retornan al sensor. Un mismo haz de luz, según va penetrando en la cobertura forestal, puede presentar varios retornos, con lo cual se genera información sobre la estructura vertical de la masa (figura 10.4). Asimismo, se puede medir la distancia desde el punto de emisión del haz de luz hasta un objeto o superficie calculando el tiempo que tarda ese haz de luz en volver de nuevo al sensor. Este último registrará, a la vez, las distintas intensidades de luz que llegan tras chocar con la superficie, lo que dará información sobre el tipo de masa o material alcanzado.

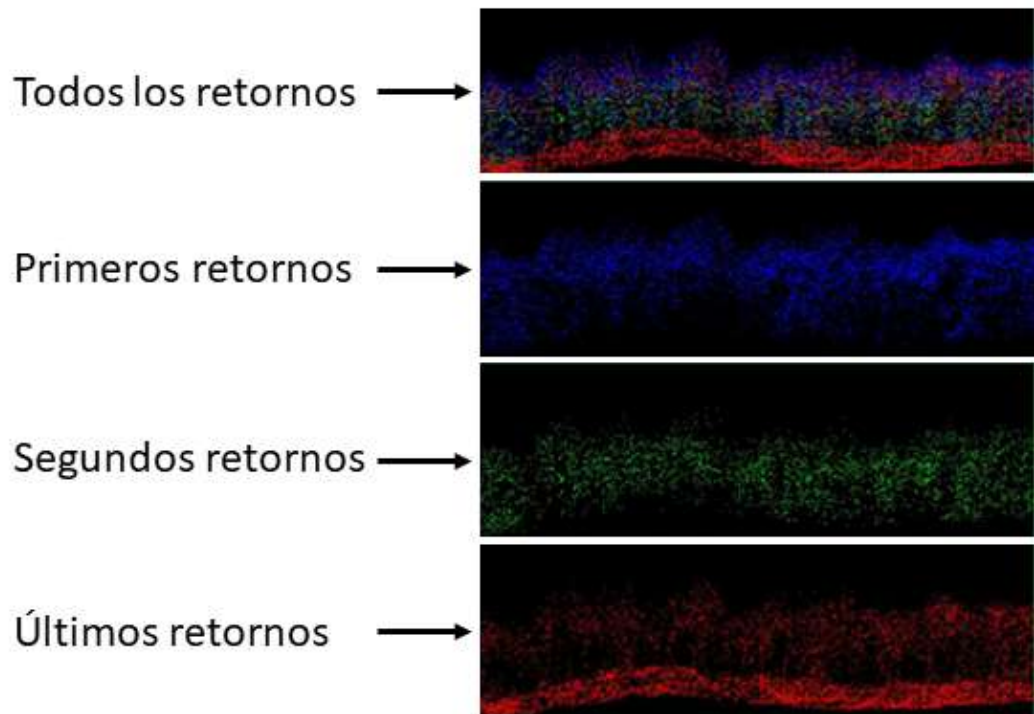


Figura 10.4. Ejemplo de primeros, segundos y terceros retornos en nube de puntos LiDAR

Fuente: Modificado de Coluzzi et al. (2010)

Mediante el uso de esta tecnología es posible obtener una nube de puntos con información sobre posición y altura de cada uno de ellos, clasificación (tipo de superficie), número de retorno e intensidad del retorno. Al analizar esta nube de puntos se pueden obtener estadísticas sobre la estructura de la masa, como altura de inserción de la primera rama, altura máxima de la masa o la fracción de cabida cubierta, entre otros (Bernal et al., 2017; White et al., 2013).

Del mismo modo que con los sensores satelitales, mediante comparación de vuelos LiDAR es posible observar los cambios en el paisaje que se han sucedido a lo largo del tiempo (figura 10.5).

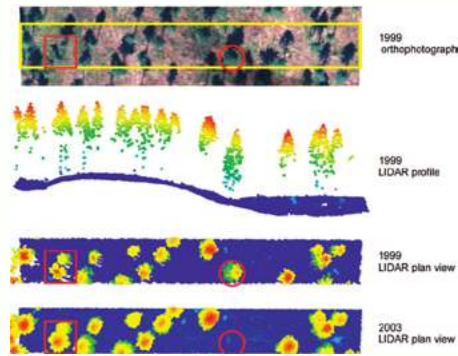


Figura 10.5. Ejemplo del estudio de la dinámica del paisaje mediante comparación y análisis de vuelos LiDAR en diferentes años

Fuente: Reutebuch et al. (2005)

Como se ha podido ver, la tecnología de sensores remotos permite analizar el paisaje desde una resolución espacial y temporal que ofrece infinidad de posibilidades. Lo expuesto aquí son solo unas pinceladas; para profundizar más en las aplicaciones de teledetección en el estudio del paisaje y monitoreo de la biodiversidad se puede consultar GOF-C-GOLD (2017).



CAPÍTULO 11 INTERÉS DE ARMONIZAR LOS INDICADORES DE BIODIVERSIDAD EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE

Para evaluar el interés en la armonización y evaluación de la biodiversidad forestal, durante la reunión de expertos y expertas en inventarios forestales nacionales (IFN) se elaboró una encuesta que consideraba los siguientes temas, entre otros aspectos:

- Estimación de indicadores relacionados con la biodiversidad forestal en el marco del IFN de cada país
- Descripción de indicadores relacionados con la biodiversidad forestal empleados en el IFN de cada país
- Propuesta de indicadores de biodiversidad forestal no expuestos en el curso que se consideren adecuados para aplicar en el IFN de cada país
- Enumeración de los indicadores con mayores dificultades técnicas
- Interés en desarrollar estimaciones detalladas de biodiversidad forestal con los datos del IFN de cada país

Se recibieron 27 respuestas de expertos y expertas de Argentina, Brasil, Chile, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua, Paraguay, Perú y Uruguay.

Los resultados más relevantes de la encuesta son:

- En todos los países se estiman indicadores relativos a la riqueza y la composición. Los indicadores más empleados, además de evaluar la presencia/ausencia de las distintas especies, son la riqueza, el Índice de Shannon Wiener y el Índice de Importancia (IVI). En un país también se considera el Índice de Segregación de Pielou.
- Aunque de manera general – según quienes participaron en la encuesta– se han cubierto todos los indicadores de interés, se sugiere, para futuros cursos, el desarrollo de mapas de distribución potencial de las especies, régimen de incendios y evaluación de otros servicios ecosistémicos.
- Entre los indicadores con mayores dificultades técnicas se destacan el Índice de Área Foliar, el Índice de Cambio y los indicadores de paisaje.
- Todas las personas expertas señalan su interés en desarrollar estimaciones completas de biodiversidad forestal que se encuentren armonizadas, empleando, para el efecto, sus datos nacionales. Las y los expertos de uno de los países señalan que, pese al interés en desarrollar estas herramientas, es necesario contar con recursos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alberdi, I., Bombín, R. V., González, J. G. Á., Ruiz, S. C., Ferreiro, E. G., García, S. G., ... & de Viñas, I. C. R. (2017). The multi-objective Spanish national forest inventory. *Forest Systems*, 26(2), 14.
- Alberdi I., Sandoval V., Condes S., Cañellas I., Vallejo R., (2016). The Spanish National Forest Inventory, a tool for the knowledge, management and conservation of forest ecosystems. *Ecosistemas* 25 (3): 88-97. DOI 10.7818/ECOS.2016.25-3.10
- Alberdi, I., Cañellas, I., Condes, S. (2014). A long-scale biodiversity monitoring methodology for Spanish national forest inventory. Application to Álava region. *Forest Systems* 23: 93-110.
- Alberdi, I., Hernández, L., Barrera, M., Ruiz, S. C., Sandoval, V., Vallejo, R., Cañellas, I. (2012). La estimación de la biodiversidad forestal en el Inventario Forestal Nacional. Aplicación en el INF-4 en Galicia. *Foresta*, 54: 20-31.
- Alberdi, I., Hernández, L., Saura, S., Barrera, M., Gil, P., Condes, S., Cantero, A., Sandoval, V., Vallejo, R., Cañellas, I. (2013). Estimación de la biodiversidad forestal en el País Vasco. Tercer Inventario Forestal Nacional. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 441 pp.
- Bernal, N., Trassierra, A., Esteban, J., Tomé, J. L., Sánchez, T., Fernández, A., & Sabín, P. (2017). Manual para la cuantificación de existencias de biomasa en masas forestales de matorral mediante metodología LiDAR (Agresta S.Coop., Forest solutions for the future, Ed.).
- Canteiro, C., Barcelos, L., Filardi, F., Forzza, R., Green, L., Lanna, J., Leitman, P., Milliken, W., Pires Morim, M., Patmore, K., Phillips, S., Walker, B., Weech, M. H., & Nic Lughadha, E. (2019). Enhancement of conservation knowledge through increased access to botanical information. In *Conservation Biology* (Vol. 33, Issue 3, pp. 523-533). Blackwell Publishing Inc. <https://doi.org/10.1111/cobi.13291>
- Carpenter, S. R., De Fries, R., Dietz, T., Mooney, H. A., Polasky, S., Reid, W. V., Scholes R.J. (2006). Millennium ecosystem assessment: research needs. *Ecology*, 314(5797): 257-8.
- Cazzolla Gatti, R., & Souza, A. (2022). The number of tree species on earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(6), 1-11. <https://doi.org/10.1073/pnas.2115329119/-/DCSupplemental.Published>
- Chirici, G., McRoberts, R. E., Winter, S., Bertini, R., Bra, U., Asensio, I. A., Bastrup-birk, A., Rondeux, J., & Barsoum, N. (2012). National Forest Inventory Contributions to Forest Biodiversity Monitoring. 58(3), 257-268.
- Coluzzi, R., Lanorte, A., & Lasaponara, R. (2010). On the LiDAR contribution for landscape archaeology and palaeoenvironmental studies: The case study of Bosco dell'Incoronata (Southern Italy). *Advances in Geosciences*, 24, 125-132. <https://doi.org/10.5194/ADGEO-24-125-2010>
- Comisión Forestal para América Latina y el Caribe. (2021). FRA 2020: situación del sector forestal de América Latina y el Caribe. 32.^a Reunión. FAO. FO:LACFC/2021/8. (Disponible en: <https://www.fao.org/3/cb6002es/cb6002es.pdf>).
- Corona, P., Chirici, G., McRoberts, R. E., Winter, S., & Barbati, A. (2011). Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 262, Issue 11, pp. 2061-2069). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.044>
- Crist, T.O., Veech, J.A., (2006). Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: unifying α -, β - and γ -diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters* 9, 923-932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00941.x>
- Crumpler, K., Bloise, M., Meybeck, A., Salvatore, M. and Bernoux, M. (2019). Linking Nationally Determined Contributions and the Sustainable Development Goals through Agriculture: A methodological framework. Environment and natural resources management working paper number 75 Rome, FAO. 40 pp.

- Crumpler, K., Gagliardi, G., Meybeck, A., Federici, S., Campos Aguirre, L., Bloise, M., Slivinska, V., Buto, O., Salvatore, M., Holmes, I., Wolf, J. & Bernoux, M. (2020). Regional analysis of the nationally determined contributions in Latin America: Gaps and opportunities in the agriculture and land use sectors. Environment and natural resources management working paper number. 81. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/ca8249en>.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I. and Montero, G., (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales, 12(1), pp.159-176.
- DGCN (2001). Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006. Galicia. A Coruña. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente.
- Ehbrecht, M., Seidel, D., Annighöfer, P., Kreft, H., Köhler, M., Zemp, D.C., Puettmann, K., Nilus, R., Babweteera, F., Willim, K. and Stiers, M., (2021). Global patterns and climatic controls of forest structural complexity. Nature Communications, 12(1), pp.1-12.
- ESA-Eduspace ES. (2022). Firmas espectrales. European Space Agency. https://www.esa.int/SPECIALS/Eduspace_ES/SEM6DYD3GXF_0.html. Último acceso: 21 de diciembre de 2022.
- Etter, A. (1991). Introducción a la ecología del paisaje: Un marco de integración para los levantamientos ecológicos. En Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FAO (2020). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- FOREST EUROPE (2020). State of Europe's Forests 2020.
- Freitas, J. v, Oliveira, Y. M., Rosa, C. M. M., Mattos, P. P., Rosot, M. A. D., Brena, D. A., Gomide, G. L. A., Piotto, D., Garrastazu, M. C., Sanquetta, C. R., Barros, P. L. C., Ponzoni, F. J., Oliveira, L. M. T., & Queiroz, W. T. (2016). National Forest Inventories Reports: Brazil. In C. Vidal, I. Alberdi, L. Hernández & J. Redmond (Eds.), National Forest Inventories: Assessment of Wood Availability and Use (Issue 10, pp. 197-212). Springer.
- Freitas, J. V., Pinho, G. S. C., Leão, R. A., Mesquita Jr., H. N., Brena, D. A., Mattos, P. P., & Oliveira, Y. M. M. (2021). Inventario Forestal Nacional de Brasil. In C. Ramírez, I. Alberdi, C. Bahamondez, & J. V. Freitas (Eds.), Inventarios Forestales Nacionales de América Latina y el Caribe: Hacia la armonización de la información forestal (pp. 1-407). FAO.
- Gentry, A. H. (1990). Floristic similarities and differences between Southern Central America and Upper and Central Amazonia. In A. H. Gentry (Ed.), Four Tropical Rainforests (Issue 9, pp. 141-158). Yale University Press.
- Gobierno de Costa Rica (s/f). Avance de metas globales de la Estrategia Nacional de Biodiversidad 2016-2025. Disponible en: <https://www.enbcrgo.cr/avance-por-metas-aichi#>.
- GOFC-GOLD (2017). A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring Essential Biodiversity Variables in Tropical Forests with Remote Sensing. GOFC-GOLD & GEO BON. Report version UNCBD COP-13, GOFC-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands. ISSN: 2542-6729.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters 4, 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Guyot, V., Castagneyrol, B., Vialatte, A., Deconchat, M., Jactel, H. (2016). Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. Biology Letters 12, 20151037. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.1037>
- Hernández, L., Álvarez-Martínez, J. M., Gómez, C., Sánchez de Dios, R., Jiménez Alfaro, B., Álvarez-Taboada, F. (2022). Seguimiento de la biodiversidad en la era del Big Data. Ecosistemas 31(3): 2450. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2450>
- Hopkins, M. J. G., & Ferreira, G. C. (2004). Manual de identificação botânica e anatômica - angelim. Embrapa Amazônia Oriental.
- Index DataBase (2022). IDB. <https://www.indexdatabase.de/> Último acceso: 21 de diciembre de 2022.
- IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use Chapter 4 forest land 2006. Forestry.

- Ledo, A., Condés, S. and Montes, F. (2011). Intertype mark correlation function: A new tool for the analysis of species interactions. *Ecol. Model.* 222, 580-587.
- Ledo, A., Montes, F. & Condes, S. (2009). Species dynamics in a Montane Cloud Forest: identifying factors involved in changes in tree diversity and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 258: S75-S84.
- Martins-da-Silva, R. C. v, Hopkins, M. J. G., & Thompson, I. S. (2012). Identificação Botânica na Amazônia: Situação e Perspectivas (p. 81). Embrapa Amazônia Oriental.
- Menéndez-Miguélez, M., Ruiz-Peinado, R., Del Río, M., Calama, R. (2021). Improving tree biomass models through crown ratio patterns and incomplete data sources. *European Journal of Forest Research* 140: 675-689.
- Meng, J., Li, S., Wang, W., Liu, Q., Xie, S. and Ma, W. (2016). Estimation of forest structural diversity using the spectral and textural information derived from SPOT-5 satellite images. *Remote Sensing*, 8(2), p.125.
- Ministerio del Ambiente del Perú (2019). Sexto Informe Nacional sobre la Diversidad Biológica. Informe de Gestión. Perú. (Disponible en: <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/281709-sexto-informe-nacional-sobre-diversidad-biologica>).
- MMA 1990. Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1995). Explicaciones y métodos. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 174 pp.
- Montero, G., López-Leiva, C., Ruiz-Peinado, R., López-Senespleda, E., Onrubia, R., Pasalodos, M. (2020). Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales. 447.
- Montero, G., Ruiz-peinado, R., Muñoz, M. (2005). Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles.
- Montes, F., Barbeito, I., Rubio, A. and Cañellas, I. (2008). Evaluating height structure in scots pine forests using marked point processes. *Can. J. For. Res.* 38, 1924-1934.
- Noss R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 354-364.
- Noss, R.F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, 115: 135-146.
- Olf, H., & Ritchie, M. E. (2002). Fragmented nature: Consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 58(2-4), 83-92. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00211-0](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00211-0)
- Oliver, T.H., Isaac, N.J.B., August, T.A., Woodcock, B.A., Roy, D.B., Bullock, J.M. (2015). Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nat. Commun.* 6, 10122. <https://doi.org/10.1038/ncomms10122>
- 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. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb7791es>
- RD 1274/2011 (2011). Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado núm. 236, de 30 de septiembre de 2011, páginas 103071 a 103280.
- RD 56/2011 2011. Real Decreto 556/2011, de 20 de abril, para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado núm. 112, de 11 de mayo de 2011, páginas 47905 a 47932
- Reutebuch, S. E., Andersen, H.-E., & Mcgaughey, R. J. (2005). Light detection and ranging (LiDAR): An emerging tool for multiple resource inventory. *Journal of Forestry*, 286-292.
- Ripley, B. D., (1977). Modelling spatial patterns (with discussion). *J. Journal of the Royal Statistical Society series b-methodological*, 2: 172-212.
- Rondeaux, J. (1999). Forest inventories and biodiversity. In *Unasylva* (Vol. 50, pp. 35-41).
- Sabaté, S., Gracia, C., Vayreda, J., Ibáñez, J. (2005). Differences among species in aboveground biomass expansion factors in Mediterranean forests.
- Saura, S. (2010). Del rodal al paisaje: Un cambio de escala, nuevas perspectivas para la planificación y ordenación foresta. *Cuaderno Sociedad Española Ciencias Forestales*, 31, 213-239.

- Schnitzer, S.A., Mangan, S.A., Dalling, J.W., Baldeck, C.A., Hubbell, S.P., Ledo, A., Muller-Landau, H., Tobin, M.F., Aguilar, S., Brassfield, D. and Hernandez, A., (2012). Liana abundance, diversity, and distribution on Barro Colorado Island, Panama. *PloS one*, 7(12), p.e52114.
- Schulze, E.D., Mooney, H.A. (1994). Ecosystem function of biodiversity: a summary. En: Schulze ED, HA Mooney (eds) *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 497-510
- SFB (2016). Inventário Florestal Nacional: principais resultados - Ceará. Serviço Florestal Brasileiro - MAPA.
- SFB (2018). Inventário Florestal Nacional: principais resultados - Santa Catarina. Serviço Florestal Brasileiro, MMA.
- SFB (2019a). Florestas do Brasil em Resumo: 2019. Serviço Florestal Brasileiro, MAPA.
- SFB (2019b). Manual de Campo do IFN-BRA: procedimentos para a coleta de dados biofísicos e socioambientais. Serviço Florestal Brasileiro, MAPA.
- SFB (2019c). Inventário Florestal Nacional: principais resultados - Espírito Santo. Serviço Florestal Brasileiro - MAPA.
- Steinmann, K., Eggenberg, S., Wohlgemuth, T., Linder, H.P., Zimmermann, N.E. (2011). Niches and noise-Disentangling habitat diversity and area effect on species diversity. *Ecol. Complex.* 8, 313-319. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2011.06.004>
- Storch, F., Dormann, C.F. and Bausch, J. (2018). Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems*, 5(1), pp.1-14.
- ter Steege, H. (2013). Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342, 325-334.
- Vallejo, R. (2013). El Inventario Forestal Nacional. *Foresta*, 57: 16-25.
- Weiss, M., Baret, F., Smith, G.j., Jonckheere, I., Coppin, P. (2004). Review of methods for in situ leaf area index determination. Part II. Estimation of LAI, errors and sampling. *Agric. For. Meteorol.* 121, 37-53.
- Werner, Florian A. & Gallo-Orsi, Umberto (2016). *Biodiversity Monitoring for Natural Resource Management — An Introductory Manual*. GIZ, Eschborn and Bonn, Germany. 10.13140/RG.2.1.3141.8488/1
- White, J. C., Wulder, M. A., Varhola, A., Vastaranta, M., Coops, N. C., Cook, B. D., Pitt, D., & Woods, M. (2013). A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using an area-based approach. *The Forestry Chronicle*, 89(06), 722-723. <https://doi.org/10.5558/tfc2013-132>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *TAXON*, 21(2-3), 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>

ANEXO

INTRODUCCIÓN A LAS HERRAMIENTAS Y FUNCIONES A EMPLEAR: EXCEL Y SCRIPTS R.

En esta sección se muestra cómo calcular, a partir de datos reales del Inventario Forestal Nacional de España, índices de biodiversidad utilizando las dos herramientas de cálculo más comunes: Excel y R. Debido a limitaciones de tiempo, durante el curso se calcula únicamente el Índice de Shannon y el Índice de Clark y Evans en Excel, y este último junto con la función K(d) de Ripley, en R. Estos índices se han explicado en los capítulos correspondientes del presente libro, por lo que se remite a ellos para conocer su formulación y características. Para facilitar la comprensión de los análisis realizados en esta sección, se recomienda descargar los archivos de Excel y R en el enlace <https://drive.upm.es/s/JzTYEbyqlka5xf4>

Caso práctico en Excel

a. Índice de Shannon

Para el cálculo del Índice de Shannon se requiere únicamente los identificadores de parcela (ID_parcela) y de árbol (ID_árbol) y la especie a la que pertenece cada árbol:

	A	B	C
1	ID_parcela	ID_árbol	Especie
2	NatCon	2870370	26
3	NatCon	2870369	26
4	NatCon	2870368	26
5	NatCon	2870367	26

La primera operación será copiar las columnas A y B y pegarlas a continuación (en este caso, se han pegado en las columnas E y F), eliminando los valores duplicados. Para suprimir los duplicados se señalarán las columnas E y F y, en la pestaña Datos, se marca Quitar duplicados y se da aceptar.

The screenshot shows the Excel interface with the 'Datos' ribbon active. The 'Quitar duplicados' button is highlighted with a red circle. The dialog box is open, showing the following options:

- Para eliminar valores duplicados, seleccione una o varias columnas que contengan duplicados.
- Botones: Seleccionar todo, Anular selección, Mis datos tienen encabezados
- Columnas: ID_parcela, Especie
- Botones: Aceptar, Cancelar

The spreadsheet data is as follows:

	A	B	C	D	E	F	G
1	ID_parcela	ID_árbol	Especie		ID_parcela	Especie	Total es
2	NatCon	2870370	26		NatCon	26	=CONTA
3	NatCon	2870369	26		FonNat	73	=CONTA
4	NatCon	2870368	26		FonNat	41	=CONTA
5	NatCon	2870367	26		FonNat	28	=CONTA
6	NatCon	2870366	26		FonNat	72	=CONTA
7	NatCon	2870365	26		FonNat	54	=CONTA

Ahora ya se puede calcular el número de especies que hay en cada parcela, así como el número total de árboles por parcela y el número de árboles por especie y parcela. Para ello se emplea la función CONTAR.SI.CONJUNTO, que consta de dos partes. En la primera se señalan todos los datos de la columna en la que se quiere contar y, en la segunda, se indican todos los condicionantes que es preciso cumplir.

	E	F	G	H	I
1	ID_parcela	Especie	Total especies por parcela	Total árboles por parcela	Número de árboles por especie
2	NatCon	26	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E2)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E2)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E2;\$C\$2:\$C\$436;F2)
3	FonNat	73	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E3)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E3)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E3;\$C\$2:\$C\$436;F3)
4	FonNat	41	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E4)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E4)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E4;\$C\$2:\$C\$436;F4)
5	FonNat	28	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E5)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E5)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E5;\$C\$2:\$C\$436;F5)
6	FonNat	72	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E6)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E6)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E6;\$C\$2:\$C\$436;F6)
7	FonNat	54	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E7)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E7)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E7;\$C\$2:\$C\$436;F7)
8	FonNat	273	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E8)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E8)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E8;\$C\$2:\$C\$436;F8)
9	FonNat	357	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E9)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E9)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E9;\$C\$2:\$C\$436;F9)
10	MixNat	45	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E10)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E10)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E10;\$C\$2:\$C\$436;F10)
11	MixNat	25	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$E\$2:\$E\$21;E11)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E11)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E11;\$C\$2:\$C\$436;F11)

Por último, se calcula la proporción de cada especie en cada parcela, y ya se puede calcular el Índice de Shannon (H’):

	J	K	L
1	Proporción	$p \cdot \log_2(p)$	H’
2	=I2/H2	=J2*LOG(J2;2)	=SUMAR.SI.CONJUNTO(\$K\$2:\$K\$21;\$E\$2:\$E\$21;E2)
3	=I3/H3	=J3*LOG(J3;2)	=SUMAR.SI.CONJUNTO(\$K\$2:\$K\$21;\$E\$2:\$E\$21;E3)
4	=I4/H4	=J4*LOG(J4;2)	=SUMAR.SI.CONJUNTO(\$K\$2:\$K\$21;\$E\$2:\$E\$21;E4)
5	=I5/H5	=J5*LOG(J5;2)	=SUMAR.SI.CONJUNTO(\$K\$2:\$K\$21;\$E\$2:\$E\$21;E5)

b. Índice de Clark y Evans

Para calcular este índice, además de los identificadores de árbol y parcela, se requiere un identificador global de ambos, el cual se crea con la función CONCATENAR; además, se necesita que los árboles estén posicionados. En el presente caso se cuenta con el acimut y la distancia con respecto al centro de cada parcela. Si el acimut está en grados decimales, será necesario transformarlo a sexagesimales:

	A	B	C	D	E	F
1	ID_parcela	ID_árbol		ACIMUT (decimal)	ACIMUT (sexagesimal)	DISTANCIA
2	NatCon	2870370	=CONCATENAR(A2;B2)	380	=(D2*360)/400	13,4
3	NatCon	2870369	=CONCATENAR(A3;B3)	370	=(D3*360)/400	3,6
4	NatCon	2870368	=CONCATENAR(A4;B4)	366	=(D4*360)/400	11,5
5	NatCon	2870367	=CONCATENAR(A5;B5)	359	=(D5*360)/400	14,9
6	NatCon	2870366	=CONCATENAR(A6;B6)	357	=(D6*360)/400	9,2
7	NatCon	2870365	=CONCATENAR(A7;B7)	342	=(D7*360)/400	3,6
8	NatCon	2870364	=CONCATENAR(A8;B8)	338	=(D8*360)/400	9

Posteriormente se calculan las coordenadas x e y a partir del acimut, y la distancia mediante las funciones de seno y coseno, introduciendo el acimut en radianes (recuérdese que el seno de un ángulo es igual al cateto opuesto partido de la hipotenusa, mientras que el coseno es igual al cateto adyacente partido de la hipotenusa):

	E	F	G	H
1	ACIMUT (sexagesimal)	DISTANCIA	X	Y
2	=(D2*360)/400	13,4	=SENO(RADIANES(E2))*F2	=COS(RADIANES(E2))*F2
3	=(D3*360)/400	3,6	=SENO(RADIANES(E3))*F3	=COS(RADIANES(E3))*F3
4	=(D4*360)/400	11,5	=SENO(RADIANES(E4))*F4	=COS(RADIANES(E4))*F4
5	=(D5*360)/400	14,9	=SENO(RADIANES(E5))*F5	=COS(RADIANES(E5))*F5
6	=(D6*360)/400	9,2	=SENO(RADIANES(E6))*F6	=COS(RADIANES(E6))*F6

Para calcular la matriz de distancias de cada árbol con el resto de árboles de su parcela se crean tres hojas nuevas: difX, difY y Matriz de distancias, que se suman a la hoja en la que están los datos, que en el presente caso se llama Parcelas. En difX se calculan las distancias en el eje x entre cada árbol con el resto de árboles de su parcela; en difY se hace lo mismo para el eje y, y en Matriz de distancias se calculan las distancias euclidianas entre cada árbol con respecto al resto de árboles de su parcela. En estas tres hojas se coloca el identificador de parcela y de árbol, tanto en las dos primeras filas como en las dos primeras columnas:

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
1		ID_parcela	NatCon	NatCon	NatCon	NatCon	NatCon	NatCon	NatCon
2	ID_parcela	ID_árbol	2870370	2870369	2870368	2870367	2870366	2870365	2870364
3	NatCon	2870370							
4	NatCon	2870369							
5	NatCon	2870368							
6	NatCon	2870367							
7	NatCon	2870366							
8	NatCon	2870365							
9	NatCon	2870364							
10	NatCon	2870363							

Para difX, usando las funciones SI y BUSCARV, se calcula la diferencia entre el valor de la coordenada x de cada árbol y el valor de la coordenada x del resto de árboles de su parcela. Se indica a la función condicional (función SI) que devuelva como resultado un guion (-) si dos árboles no pertenecen a la misma parcela:

	A	B	C
1		ID_parcela	NatCon
2	ID_parcela	ID_árbol	2870370
3	NatCon	2870370	=SI(Parcelas!\$A2=C\$1;Parcelas!\$G2-BUSCARV(CONCATENAR(\$A3;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")
4	NatCon	2870369	=SI(Parcelas!\$A3=C\$1;Parcelas!\$G3-BUSCARV(CONCATENAR(\$A4;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")
5	NatCon	2870368	=SI(Parcelas!\$A4=C\$1;Parcelas!\$G4-BUSCARV(CONCATENAR(\$A5;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")
6	NatCon	2870367	=SI(Parcelas!\$A5=C\$1;Parcelas!\$G5-BUSCARV(CONCATENAR(\$A6;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")
7	NatCon	2870366	=SI(Parcelas!\$A6=C\$1;Parcelas!\$G6-BUSCARV(CONCATENAR(\$A7;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")
8	NatCon	2870365	=SI(Parcelas!\$A7=C\$1;Parcelas!\$G7-BUSCARV(CONCATENAR(\$A8;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")
9	NatCon	2870364	=SI(Parcelas!\$A8=C\$1;Parcelas!\$G8-BUSCARV(CONCATENAR(\$A9;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")
10	NatCon	2870363	=SI(Parcelas!\$A9=C\$1;Parcelas!\$G9-BUSCARV(CONCATENAR(\$A10;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436;5;FALSO);"-")

Para difY se hace lo mismo:

	A	B	C	D
1		ID_parcela	NatCon	NatCon
2	ID_parcela	ID_árbol	2870370	2870369
3	NatCon	2870370	=SI(Parcelas!\$A2=C\$1;Parcelas!\$H2-BUSCARV(CONCATENAR(\$A3;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A2=D
4	NatCon	2870369	=SI(Parcelas!\$A3=C\$1;Parcelas!\$H3-BUSCARV(CONCATENAR(\$A4;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A3=D
5	NatCon	2870368	=SI(Parcelas!\$A4=C\$1;Parcelas!\$H4-BUSCARV(CONCATENAR(\$A5;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A4=D
6	NatCon	2870367	=SI(Parcelas!\$A5=C\$1;Parcelas!\$H5-BUSCARV(CONCATENAR(\$A6;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A5=D
7	NatCon	2870366	=SI(Parcelas!\$A6=C\$1;Parcelas!\$H6-BUSCARV(CONCATENAR(\$A7;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A6=D
8	NatCon	2870365	=SI(Parcelas!\$A7=C\$1;Parcelas!\$H7-BUSCARV(CONCATENAR(\$A8;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A7=D
9	NatCon	2870364	=SI(Parcelas!\$A8=C\$1;Parcelas!\$H8-BUSCARV(CONCATENAR(\$A9;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A8=D
10	NatCon	2870363	=SI(Parcelas!\$A9=C\$1;Parcelas!\$H9-BUSCARV(CONCATENAR(\$A10;difX!C\$2);Parcelas!\$C\$2:\$H\$436,6;FALSO);"-")	=SI(Parcelas!\$A9=D

Y en Matriz de distancias se aplica el teorema de Pitágoras:

	A	B	C	D	E
1		ID_parcela	NatCon	NatCon	NatCon
2	ID_parcela	ID_árbol	2870370	2870369	2870368
3	NatCon	2870370	=(difX!C3^2+difY!C3^2)^0,5	=(difX!D3^2+difY!D3^2)^0,5	=(difX!E3^2+difY!E3^2)^0,5
4	NatCon	2870369	=(difX!C4^2+difY!C4^2)^0,5	=(difX!D4^2+difY!D4^2)^0,5	=(difX!E4^2+difY!E4^2)^0,5
5	NatCon	2870368	=(difX!C5^2+difY!C5^2)^0,5	=(difX!D5^2+difY!D5^2)^0,5	=(difX!E5^2+difY!E5^2)^0,5
6	NatCon	2870367	=(difX!C6^2+difY!C6^2)^0,5	=(difX!D6^2+difY!D6^2)^0,5	=(difX!E6^2+difY!E6^2)^0,5
7	NatCon	2870366	=(difX!C7^2+difY!C7^2)^0,5	=(difX!D7^2+difY!D7^2)^0,5	=(difX!E7^2+difY!E7^2)^0,5
8	NatCon	2870365	=(difX!C8^2+difY!C8^2)^0,5	=(difX!D8^2+difY!D8^2)^0,5	=(difX!E8^2+difY!E8^2)^0,5
9	NatCon	2870364	=(difX!C9^2+difY!C9^2)^0,5	=(difX!D9^2+difY!D9^2)^0,5	=(difX!E9^2+difY!E9^2)^0,5
10	NatCon	2870363	=(difX!C10^2+difY!C10^2)^0,5	=(difX!D10^2+difY!D10^2)^0,5	=(difX!E10^2+difY!E10^2)^0,5

En una nueva hoja se pegan los indicadores de parcela y árbol y se calcula la distancia del árbol más cercano para cada árbol mediante la función K.ESIMO.MENOR, que devuelve el k-ésimo menor valor de un conjunto de datos. En el presente caso, interesa el segundo menor, ya que el menor será siempre cero (la distancia de cada árbol consigo mismo):

	A	B	C
1	ID_parcela	ID_árbol	
2	NatCon	2870370	=K.ESIMO.MENOR('Matriz de distancias'!\$C3:\$PU3;2)
3	NatCon	2870369	=K.ESIMO.MENOR('Matriz de distancias'!\$C4:\$PU4;2)
4	NatCon	2870368	=K.ESIMO.MENOR('Matriz de distancias'!\$C5:\$PU5;2)
5	NatCon	2870367	=K.ESIMO.MENOR('Matriz de distancias'!\$C6:\$PU6;2)
6	NatCon	2870366	=K.ESIMO.MENOR('Matriz de distancias'!\$C7:\$PU7;2)
7	NatCon	2870365	=K.ESIMO.MENOR('Matriz de distancias'!\$C8:\$PU8;2)
8	NatCon	2870364	=K.ESIMO.MENOR('Matriz de distancias'!\$C9:\$PU9;2)

En la misma hoja, en otra columna (en el presente caso, la columna E), se vuelve a pegar el indicador de parcela y se eliminan los valores duplicados para que quede solo con una fila por parcela. Ahora se calcula la distancia observada entre árboles, el número de árboles por parcela, la superficie de cada parcela, la distancia esperada si la distribución de los árboles fuera aleatoria y, finalmente, el Índice de Clark y Evans:

E	F	G	H	I	J	K
ID_parcela	Distancia observada	Número de árboles	Radio	Superficie	Dist esperada	Clark y Evans
NatCon	=PROMEDIO.SI.CONJUNTO(\$C\$2:\$C\$436;\$A\$2:\$A\$436;E2)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E2)	15	=PI()*H2^2	=((I2/G2)^0,5)/2	=F2/J2
FonNat	=PROMEDIO.SI.CONJUNTO(\$C\$2:\$C\$436;\$A\$2:\$A\$436;E3)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E3)	15	=PI()*H3^2	=((I3/G3)^0,5)/2	=F3/J3
MixNat	=PROMEDIO.SI.CONJUNTO(\$C\$2:\$C\$436;\$A\$2:\$A\$436;E4)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E4)	15	=PI()*H4^2	=((I4/G4)^0,5)/2	=F4/J4
Deh	=PROMEDIO.SI.CONJUNTO(\$C\$2:\$C\$436;\$A\$2:\$A\$436;E5)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E5)	25	=PI()*H5^2	=((I5/G5)^0,5)/2	=F5/J5
OtcNat	=PROMEDIO.SI.CONJUNTO(\$C\$2:\$C\$436;\$A\$2:\$A\$436;E6)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E6)	15	=PI()*H6^2	=((I6/G6)^0,5)/2	=F6/J6
ConPlan	=PROMEDIO.SI.CONJUNTO(\$C\$2:\$C\$436;\$A\$2:\$A\$436;E7)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E7)	15	=PI()*H7^2	=((I7/G7)^0,5)/2	=F7/J7
FroPlan	=PROMEDIO.SI.CONJUNTO(\$C\$2:\$C\$436;\$A\$2:\$A\$436;E8)	=CONTAR.SI.CONJUNTO(\$A\$2:\$A\$436;E8)	15	=PI()*H8^2	=((I8/G8)^0,5)/2	=F8/J8

Caso práctico en R

En R se pueden realizar los cálculos paso a paso, de forma similar a como se hace en Excel, aunque con muchas más posibilidades. No obstante, R es mucho menos intuitivo de utilizar, aunque una de sus grandes ventajas es la existencia de una gran cantidad de paquetes sobre casi todos los ámbitos como biodiversidad, por ejemplo. Los paquetes de R son colecciones de funciones y datos desarrollados por la comunidad de usuarios. Los paquetes BiodiversityR, vegan y adiv analizan la biodiversidad a partir de matrices de abundancia de especies, por ejemplo:

```
install.packages("BiodiversityR ") # Instalamos el paquete
```

```
library(BiodiversityR) # Cargamos el paquete
```

```
data("dune") # Cargamos datos del paquete
```

```
head(dune) # Visualizamos las primeras filas de los datos
```

```
diversityresult(dune,  
  index = c("Shannon"), # Calculamos el índice de Shannon  
  method = c("mean"), # Obtenemos la media de todas las parcelas  
  sortit = FALSE, digits = 8)
```

```
diversityresult(dune,  
  index = c("Shannon"), # Calculamos el índice de Shannon  
  method = c("each site"), # Obtenemos un valor para cada parcela  
  sortit = FALSE, digits = 8)
```

```
diversityresult(dune,  
  index = c("Simpson"), # Calculamos el índice de Simpson  
  method = c("mean"), # Obtenemos la media de todas las parcelas  
  sortit = FALSE, digits = 8)
```

Otros índices de biodiversidad que pueden obtenerse con la función `diversityresult` del paquete BiodiversityR son: Simpson inverso, Logalpha, Berger, riqueza, abundancia, Jevenness, Eevenness, entre otros.

Sin embargo, para analizar la estructura se cuenta con muchos menos paquetes disponibles: `spatstat` y `csrplus`, aunque este último ya no está disponible en los repositorios de R (pero se puede encontrar en sitios como github). En este caso, se usará `spatstat`.

```
install.packages("spatstat ") # Instalamos el paquete
```

```
library(spatstat) # Lo cargamos
```

c. Índice de Clark y Evans

Se cargan los datos de partida, que son los mismos que los empleados para el cálculo de este índice en Excel y que tienen las siguientes variables: ID_parcela, ID_arbol, ACIMUT (que está en grados decimales) y DISTANCIA.

```
datos <- read.csv2("Datos IFN.csv", header = T)
```

Se obtienen las coordenadas de los árboles en nuevas columnas:

```
datos$ACIMUTsexagesimal <- (datos$ACIMUT * 360) / 400
```

```
datos$radianes <- (datos$ACIMUTsexagesimal / 180) * pi
```

```
datos$X <- sin(datos$radianes) * datos$DISTANCIA
```

```
datos$Y <- cos(datos$radianes) * datos$DISTANCIA
```

Se crean las parcelas en R con un bucle y la función ppp:

```
parcelas <- list()
```

```
for (i in unique(datos$ID_parcela)) {  
  parcelas[[i]] <- ppp(datos$X[datos$ID_parcela == i],  
    datos$Y[datos$ID_parcela == i],  
    window = disc(radius = 15, centre = c(0, 0)))  
}
```

Para representar las parcelas:

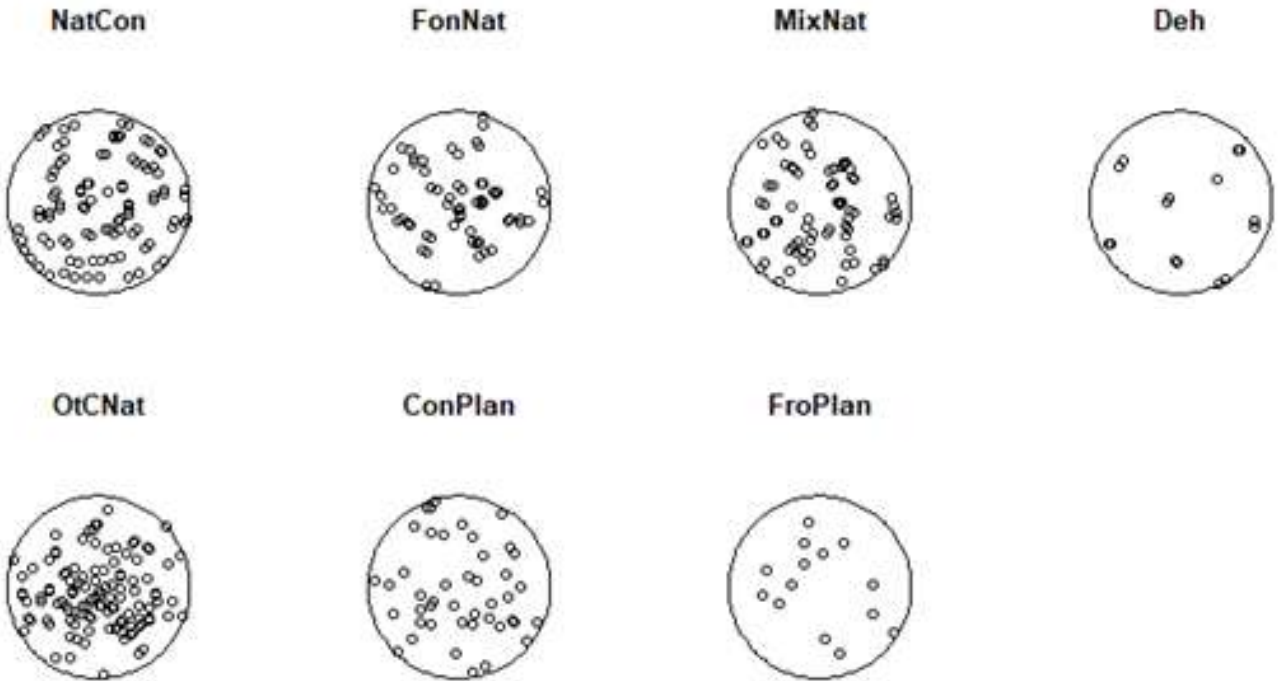
```
Conf4x2 = matrix(c(1:8), nrow = 2, byrow = TRUE)
```

```
Conf4x2
```

```
layout(Conf4x2)
```

```
layout.show(8)
```

```
for (i in 1:7) {plot(parcelas[[i]], main = unique(datos$ID_parcela)[i])}  
dev.off() # Desactivamos todas las ventanas gráficas o dispositivos
```

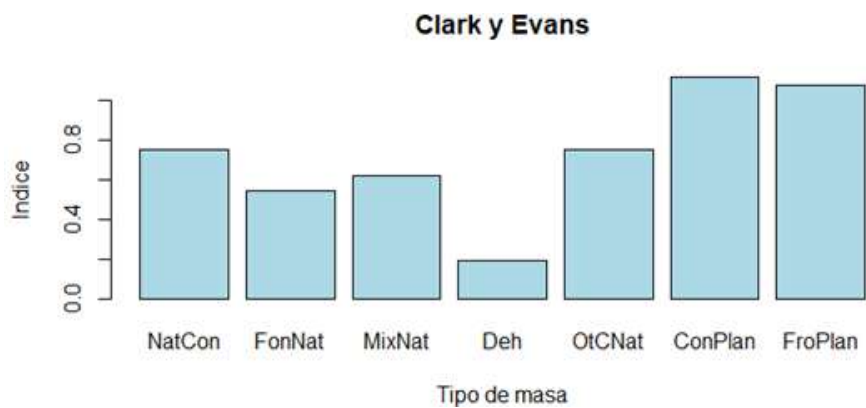


Finalmente, se calcula el Índice de Clark y Evans y se representa el resultado:

```

indice_CyE2 <- c(rep(NA, 7))
for (i in 1:7) {indice_CyE2[i] <- clarkevans(parcelas[[i]][1])}
names(indice_CyE) <- unique(datos$ID_masa) # Ponemos nombres a cada valor
barplot(indice_CyE, main = "Clark y Evans",
        xlab = "Tipo de masa", ylab = "Índice",
        col = c("lightblue"))

```



d. K(d) de Ripley

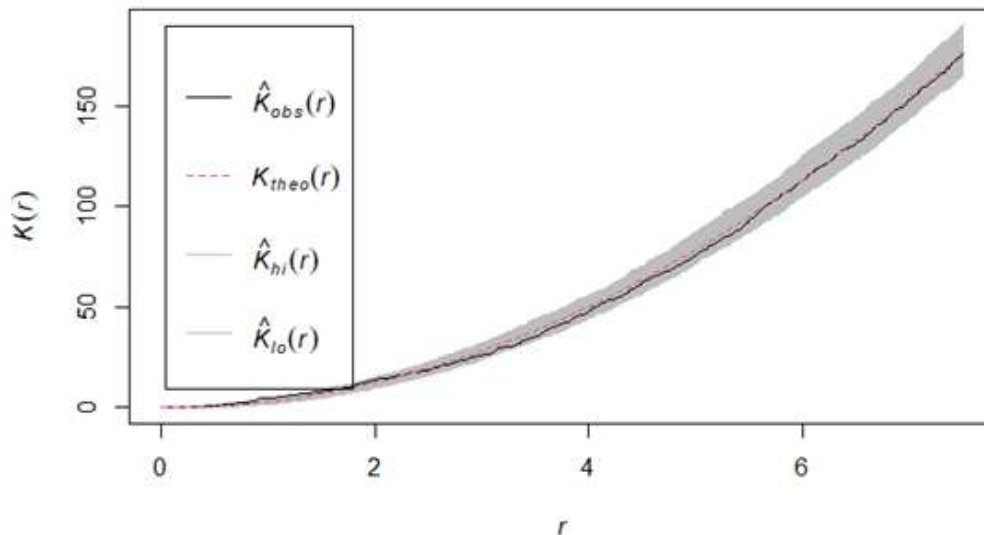
La K(d) de Ripley se calcula mediante la función Kest. Además, se emplea la función envelope para representar el intervalo de confianza mediante simulaciones aleatorias de Montecarlo. En el presente caso, se calcula el intervalo de confianza para un α del 5%. Para otros valores de α se puede modificar el intervalo de confianza cumpliendo la siguiente función:

$$\alpha = 2 * \text{nrang} / (1 + \text{nsim})$$

donde nsim es el número de patrones de puntos simulados que se generarán al calcular las envolventes, y nrang es el rango del valor de la envolvente entre los valores simulados nsim. Un rango de 1 significa que se utilizarán los valores simulados mínimo y máximo. Hay que tener en cuenta que a mayor número de simulaciones el resultado será más estable y preciso, pero el tiempo de cálculo aumentará.

```
plot(envelope(parcelas[[1]], Kest, nsim=199, nrang = 5))
```

envelope(parcelas[[1]], Kest, nsim = 199, nrang = 5)





EMBAJADA
DE ESPAÑA
EN GUATEMALA



Cooperación
Española
CONOCIMIENTO/ LA ANTIGUA