

CAPÍTULO

5

MÉTODOS DE INVENTARIO DE PLANTAS



MÉTODOS DE INVENTARIO DE PLANTAS

LISBET GONZÁLEZ-OLIVA¹

JORGE FERRO DÍAZ²

DIANA RODRÍGUEZ-CALA¹

ROSALINA BERAZAÍN³

1. Instituto de Ecología y Sistemática

2. Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales

3. Jardín Botánico Nacional



Euphorbia podocarpifolia. © L. González-Oliva

INTRODUCCIÓN

Cuba alberga la mayor riqueza de plantas del Caribe insular y es considerada entre las cuatro islas con mayor número de especies vegetales del mundo y la primera en número de táxones por kilómetro cuadrado. Acevedo-Rodríguez y Strong (2010) reportaron para Cuba 5 778 táxones nativos de espermatofitos con 51,4 % de endemismo; recientemente, González-Torres *et al.* (2016) situaron la cifra de plantas vasculares en 6 950 táxones. No obstante, cuando se incluyen los pteridofitos y los briofitos, la flora cubana alcanza los 7 500 táxones (González-Torres *et al.*, 2013), con similar porcentaje de endemismo. Aunque el archipiélago cubano no posee ninguna familia botánica endémica, la cifra de géneros endémicos asciende actualmente a 63 (Berazaín, 2008) lo que constituye otro elemento que sitúa a la isla entre los sitios de gran importancia para la conservación de la diversidad vegetal mundial.

En general, se puede decir que la flora cubana es bien conocida. A mediados del siglo pasado ya se disponía de una obra *Flora de Cuba* que en la actualidad sigue siendo de imprescindible consulta (León, 1946; León y Alain,

1951; Alain, 1953, 1957 1964, 1974). Sin embargo, durante las últimas décadas nuevos métodos de estudio se están empleando para apoyar la taxonomía y se han multiplicado las prospecciones en áreas naturales. En concordancia, la comunidad botánica cubana se encuentra inmersa en un proyecto de actualización de los tratamientos taxonómicos de todas las familias de flora a escala nacional. Esta tarea es primordial para la delimitación correcta de las especies que serán objeto de conservación y manejo.

El conocimiento del estado de conservación de las plantas cubanas es aceptable con 66 % de la flora evaluada en la actualidad (González-Torres *et al.*, 2016). De las especies evaluadas, 46 % tiene algún grado de amenaza y 25 táxones se consideran extintos (González-Torres *et al.*, 2016). Entre las principales amenazas que afectan la conservación de la flora cubana destacan las invasiones de plantas exóticas (especies exóticas invasoras), así como la pérdida y modificación de hábitat, provocada por actividades productivas como ganadería, agricultura, minería, forestación y desarrollo de infraestructuras turísticas (Urquiola *et al.*, 2010; González-Oliva *et al.*, 2014, 2015; González-Torres *et al.*, 2016).

Particularmente, las invasiones vegetales son una considerable amenaza no solo para especies nativas sino para varios tipos de formaciones vegetales, como los bosques de galería y las sabanas seminaturales (Oviedo *et al.*, 2012). A la fecha se dispone de un inventario nacional que lista 337 especies vegetales invasoras y otras 241 potencialmente invasoras (Oviedo y González-Oliva, 2015).

En los últimos 40 años se han publicado varias clasificaciones de formaciones vegetales de Cuba, aunque destaca la de Capote y Berazaín (1984) por ser la más utilizada. Asimismo, se han descrito más de 100 asociaciones vegetales (*e. g.* Borhidi, 1991; Martínez *et al.*, 2010; Martínez, 2014) y se han publicado varias fito-regionalizaciones de la isla (*e. g.* Borhidi, 1991; Samek, 1973). Durante este periodo también se han llevado a cabo numerosos estudios de la flora y vegetación local a lo largo y ancho del territorio nacional. La mayor parte de estos se han enfocado en documentar la composición de especies mediante listados florísticos y en algunas ocasiones se han empleado aproximaciones semi-cuantitativas para estudiar la vegetación (*e. g.* Borhidi, 1991; Capote *et al.*, 1983; Martínez y Reyes, 2015). No obstante, los inventarios basados en protocolos estandarizados y con aproximaciones cuantitativas, continúan siendo una necesidad esencial para obtener información actualizada que guíe las estrategias de manejo y el uso sostenible de la biodiversidad vegetal.

Los inventarios de plantas usualmente han tenido como objetivo listar de forma exhaustiva las especies vegetales presentes en un sitio. Sin embargo, un inventario puede abarcar mucho más, dado que es una medida puntual en el tiempo de uno o varios elementos de la biodiversidad vegetal de un área (Elzinga *et al.*, 1998). Por ello, los inventarios también pueden ser diseñados para determinar el número de individuos de una o unas pocas especies individuales, su hábitat y/o el estado actual de ciertos procesos que las involucran. Asimismo, pueden ser diseñados para evaluar las formas en que las especies se encuentran espacialmente y temporal-

mente distribuidas en una región, lo que le da al paisaje una fisionomía o aspecto que lo caracteriza e identifica (*e. g.* un bosque es completamente reconocible como tal y distinguible de una sabana o un pastizal; Fig. 5.1). La información recolectada durante un inventario también puede constituir la línea base o el primer dato durante un estudio de monitoreo. En este sentido, sus resultados podrían servir para evaluar los efectos de catástrofes como huracanes o incendios, de cambios de uso de suelo o para estudiar procesos de un ecosistema o recursos vegetales usados por algún grupo animal.

MÉTODOS DE INVENTARIO PARA PLANTAS

Todo estudio científico requiere de una adecuada planificación para evitar pérdidas de tiempo y esfuerzo al recolectar datos que luego no tienen gran utilidad o no dan respuesta a los objetivos originales de la investigación. La planificación de un inventario debe considerar dos elementos claves: (1) tener claro los objetivos de dicha investigación y conocer el o los sistemas biológicos con los que se va trabajar y (2) seleccionar la metodología de muestreo, que implica no sólo el método de muestreo sino cómo hacerlo. Luego, puede procederse a tomar los datos que posteriormente tendrán que ser procesados, resumidos y presentados. A continuación se presentan detalles de cada uno de estos pasos.

OBJETIVOS DEL INVENTARIO

Las especies de plantas dentro de una comunidad vegetal pueden diferir grandemente en talla y forma. Un bosque cubano tiene árboles desde 5 m hasta 20 m con troncos y copas de variado tamaño, arbustos y hierbas de hasta 60 cm, erguidas o cespitosas. También epífitas, que frecuentemente han sido estudiadas como un gremio independiente, trepadoras, así como plántulas y juveniles que forman parte de la regeneración natural de las especies de la comunidad vegetal. Con seguridad este bosque estará también habitado por musgos y otras especies de hierbas o arbustos con crecimiento clonal. Estas plantas crecen como un set de raíces o ramas entrelazadas



Figura 5.1. Comunidades vegetales cubanas que difieren en fisionomía y hábito de las plantas más abundantes. A. Bosque pluvial en la región del Turquino con abundantes epífitas, B. Herbazal en la región costera al sur de La Habana y C. Bosque de ciénaga al sur de La Habana con abundantes helechos y regeneración natural de palma manaca y ocuje en su sotobosque. © L. González-Oliva (A) y © D. Rodríguez-Cala (B, C).

formando parches donde distinguir un individuo de otro es imposible.

Debido a la condición clonal de los musgos y algunos arbustos, hierbas, helechos y plantas acuáticas, puede ser difícil evaluar su abundancia mediante el número de individuos. En estos casos podrían ser útiles aproximaciones alternativas que han sido desarrolladas y utilizadas en el estudio y censo de plantas, como son la cobertura y biomasa, aunque también han sido utilizadas la densidad y la frecuencia. Por ello, es imprescindible conocer la comunidad vegetal o la especie de interés

para decidir qué aproximación utilizar para evaluar su composición (*sensu* Noss, 1990).

Entre estas aproximaciones se encuentran:

- * La abundancia: es el número de individuos de una especie o de una clase demográfica en la muestra; en este caso se denomina abundancia absoluta. Cuando el número de individuos es expresado respecto a la proporción del total de individuos de la muestra se denomina abundancia relativa.
- * La densidad: es el número de individuos por unidad de área.

* La cobertura: es una medida del porcentaje de superficie cubierta por las partes aéreas de las plantas de una especie o de una muestra.

* La biomasa: es usualmente el peso de las partes de las plantas de una especie o muestra. En la mayoría de los casos sólo se incluyen las partes aéreas en la estimación de biomasa.

* La frecuencia: es una medida de la probabilidad de encontrar un individuo de una especie en un área muestreada y se obtiene mediante conteos o registros de presencia.

En Cuba, en las últimas décadas, ha sido muy usada la aproximación de cobertura. En términos de gestión ambiental y biodiversidad el porcentaje de cobertura boscosa es el indicador fundamental de progreso, que aunque constituye un indicador eficaz para el manejo de bosques posee cuatro grandes debilidades: (1) no distingue entre especies nativas, exóticas e invasoras; (2) no da valor a varios de los más diversos ecosistemas nativos cubanos como matorrales sobre serpentinas y carso, que son importantes para la fauna, proveen servicios ecosistémicos y, además, albergan a muchos de los elementos que hacen a Cuba un país privilegiado dentro del *hotspot* Caribe por la riqueza y endemismo de su biodiversidad vegetal; (3) no da valor a las sabanas con palmas y (4) puede sobrestimar o subestimar los resultados derivados de acciones de gestión, lo que sin dudas podría desviar los esfuerzos de manejo e investigación, influir incorrectamente en la toma de decisiones y/o limitar el alcance real de los resultados.

En términos de investigación de plantas cubanas la cobertura ha estado frecuentemente enmarcada en los estudios de vegetación siguiendo el método de Braun-Blanquet (1964). Sin embargo, los cambios ocurridos a corto y mediano plazo en un lugar son muy difíciles de detectar si utilizamos los valores semi-cuantitativos de cobertura producidos con este método. El número de individuos es más apropiado para ello, y es además, muy útil para evaluar el estado de conservación de una especie y trazar estrategias de gestión y manejo en áreas protegidas. O sea, en la

mayoría de los casos es recomendable utilizar la abundancia en lugar de la cobertura. Por supuesto, siempre que las características morfológicas y los objetivos del inventario lo permitan.

Los objetivos del inventario podrían ser:

* La diversidad de especies vegetales (que podría derivar en una lista de especies, índices de biodiversidad, curvas de rango-abundancia, o valores de cobertura de cada especie).

* El estado de la población de una especie focal (dirigido a evaluar el tamaño poblacional y la estructura en edades, así como la distribución y agregación espacial).

* Los rasgos de la vegetación (enfocado a la estructura de la comunidad vegetal, incluyendo número de estratos, relaciones de dominancia/abundancia, porcentaje de cobertura vegetal y asociaciones florísticas).

Entonces, ¿en qué centrar el inventario?, ¿en la diversidad de especies o en una especie focal? Dependerá de la pregunta a responder. Por ejemplo, si se necesita saber cómo se ha afectado o cómo se va a afectar la biodiversidad nativa de un lugar luego de la invasión de una planta exótica, se debe realizar un inventario a nivel de comunidad vegetal (e. g. Rodríguez-Cala y González-Oliva, 2015) o quizás un estudio de la diversidad de especies en la regeneración natural del área invadida. Si se necesita restaurar un área luego del control de esta invasora, o crear un corredor biológico, el inventario debe dirigirse a la regeneración natural y/o asistida a la par que se estudian procesos como la germinación, crecimiento y establecimiento de los individuos juveniles de las especies focales (e. g. Sánchez *et al.*, 2009a, 2009b). Pero si se necesita saber si se ha incrementado el nivel de infestación de esta misma planta invasora y su impacto sobre una especie endémica amenazada, entonces el foco del inventario deberá estar centrado en la especie invasora o ambas especies (e. g. Romero-Jiménez *et al.*, 2015; Testé *et al.*, 2015).

La herramienta más usada en las últimas décadas para evaluar diversidad de especies vegetales en Cuba han sido las listas de especies. Esta aproximación es útil si se pretende saber rápidamente y con poco esfuerzo cuáles son las especies que habitan un lugar o cuáles son sus valores en términos de flora. Sin embargo, este tipo de información, por sí sola, es usualmente insuficiente y limita la toma de decisiones respecto a la biodiversidad. Si se pretende conservar, hacer una gestión ambiental eficaz o verificar la efectividad de ciertos tipos de manejo mediante el monitoreo, debemos ir más allá de las listas de especies vegetales y de la cobertura boscosa.

Quizás una de las aproximaciones más útiles y sencillas para realizar un inventario a nivel de comunidad es centrarnos en la composición y abundancia de las especies de plantas. A partir de los datos de identidad y número de individuos o cualquier medida de abundancia relativa por especie, se puede extraer una gran cantidad de información útil para conocer el estado y tendencia de la comunidad estudiada (*e. g.* análisis de nativas/endémicas/amenazadas con respecto a invasoras, análisis de dominancia y estructura, análisis por grupos funcionales, sucesiones ecológicas). Asimismo, si se quiere evaluar el estado o tendencia de una o más especies la aproximación más sencilla es centrarse en su abundancia y distribución, pero también podría ser útil considerar la relación adultos/jóvenes o la estructura en clases de edad o estados (*e. g.* Barrios, 2012; Granado, 2015; Gómez-Hechevarría, 2016). Tales enfoques podrían ser importantes para especies indicadoras, dominantes, sombrillas, amenazadas de extinción y para especies invasoras que se quisieran controlar.

SELECCIÓN DE LA METODOLOGÍA DE MUESTREO

En este punto son varias las cuestiones a decidir y tener en cuenta. Se deberá elegir, por supuesto, el modo o método de estudio o registro de la variable de interés, y puntualizar los materiales requeridos y procedimientos del método escogido. Pero también habrá que

decidir qué tipo de muestreo es el más adecuado según el objeto de estudio, las condiciones de trabajo y el objetivo. Asimismo deberá decidirse la unidad muestral, su forma y dimensiones, así como el número de unidades (tamaño de muestra) que serán incluidas en el estudio. Durante esta fase previa también debe identificarse, al menos preliminarmente, cómo serán resumidos y analizados los datos que se obtendrán durante el muestreo y cómo serán presentados los resultados derivados, siempre en función de los objetivos del inventario.

SELECCIONAR LA UNIDAD MUESTRAL (FORMA Y DIMENSIONES)

Si lo que se pretende es inventariar una población muy pequeña de una especie de planta amenazada restringida a una región relativamente reducida, el conteo total de individuos (Bullock, 2006) podría ser el método más apropiado (*e. g.* González-Oliva, 2010; Betancourt *et al.*, 2015). Este método consiste en contar cada uno de los individuos, o sea, no implica tomar muestras para estimar la variable de interés, sino que abarca el total de individuos de la población o la comunidad. No obstante, el número real de situaciones en los que sería práctico hacer un conteo total es mucho menor de lo que pueda imaginarse. En la mayoría de los estudios este método consumiría demasiado tiempo y esfuerzo para ser conveniente.

Es por ello que casi todos los estudios de plantas enfocados en comunidades o poblaciones, requieren muestreos y muestras. Si se dividiera un bosque en pequeñas porciones iguales (*e. g.* cuadrados de 10 × 10 m), cada una de estas pequeñas porciones constituye una unidad muestral potencial. La selección de la forma y dimensiones de la unidad muestral depende igualmente del objetivo del inventario, de los rasgos morfológicos de las plantas en estudio (*e. g.* no es lo mismo inventariar todas las hierbas que crecen en 10 × 10 m, que todos los árboles) y de la fisonomía de la vegetación (*e. g.* no es lo mismo examinar 10 × 10 m de un bosque de pinos que de un matorral espinoso).

FORMA

Una parcela o cuadrante es cualquier unidad de área delimitada en la vegetación que permita contar las plantas, estimar cobertura o listar especies vegetales (Barbour *et al.*, 1987). La parcela cuadrada ha sido la más usada para inventariar vegetación en Cuba (*e. g.* Borhidi, 1991; Guzmán y Menéndez, 2013; Martínez y Reyes, 2015). El éxito de la parcela cuadrada como unidad muestral se debe quizás a que puede ser empleada en varios tipos de hábitats y su cálculo de área y ubicación en campo es fácil e intuitivo. No obstante, su muestreo requiere de considerable tiempo y esfuerzo. Además, en terrenos heterogéneos o abruptos, como las regiones montañosas, no son eficientes.

Otras formas de la unidad muestral podrían ser más apropiadas para los inventarios, por ejemplo, circular o rectangular. Las parcelas circulares, frecuentemente utilizadas en Cuba para estudiar la vegetación usada por la avifauna (*e. g.* Báez *et al.*, 2016), reducen el efecto de borde porque su relación perímetro/área es menor que en parcelas cuadradas de idéntica superficie. No obstante, es difícil realizar parcelas circulares a menos que se trate de unidades muestrales preformadas, pequeñas y transportables (Matteucci y Colma, 2002). Por otra parte, el empleo de parcelas rectangulares, a semejanza de transectos, facilita el registro de las variables de interés caminando en línea recta, sin necesidad de desplazarse hacia los lados, lo que constituye una ventaja sobre las parcelas cuadradas (Matteucci y Colma, 2002). Muchas veces las parcelas cuadradas implican mucho mayor esfuerzo de trabajo que los transectos, sin considerables mejoras en la calidad de los datos. En numerosas comunidades vegetales cubanas, que tienen una elevada diversidad y densidad de plantas (*e. g.* matorrales), es más conveniente usar transectos que parcelas cuadradas. En ciertos casos, también podría ser más conveniente utilizar puntos de muestreo en lugar de transectos o parcelas.

TAMAÑO

El tamaño de la unidad muestral, ya sea una parcela cuadrada o transecto, dependerá fun-

damentalmente de las características morfológicas de las plantas en estudio y de la capacidad de detectarlas. Diferentes tipos de comunidades vegetales requieren diferentes tamaños de unidad muestral. En comunidades con predominio de pequeñas plantas, elevada densidad de individuos o gran diversidad de especies, es usualmente aconsejable utilizar tamaños pequeños. Si se pretende inventariar una población de una hierba muy pequeña como por ejemplo *Erigeron bellidiastroides* en las arenas cuarcíticas de Los Pretiles o *Amaranthus minimus* en la costa arenosa de Guanahacabibes, las parcelas deben ser menores a 1 m² (González-Oliva, 2010; Rodríguez-Cala *et al.*, 2017). Sin embargo, para inventariar y monitorear manglares cubanos han sido utilizadas parcelas de 10 × 10 m (*e. g.* Guzmán y Menéndez, 2013). Según Sutherland (2006), los tamaños frecuentemente usados son 0,01 – 0,25 m² para musgos, líquenes y comunidades de algas; 0,25 – 16 m² para hierbas, arbustos pequeños, plantas acuáticas y comunidades herbáceas; 25 – 100 m² para arbustos altos y comunidades arbustivas; 400 – 2500 m² para árboles y bosques. No obstante, la decisión del tamaño de la unidad muestral deberá depender de las características del sitio, objetivo del inventario así como del número de personas y el tiempo disponible para realizar el trabajo.

Una práctica útil si se quiere estudiar una comunidad vegetal o la vegetación de un sitio es utilizar unidades muestrales anidadas de diferentes tamaños. Por ejemplo, dentro del transecto de 4 × 20 m para el estrato arbóreo y sotobosque, situar una pequeña parcela de 1 × 1 m para la regeneración natural; o bien dentro de una parcela de 10 × 10 m para estrato arbóreo, situar otra parcela de 4 × 4 m para evaluar el sotobosque y dentro de esta última a su vez ubicar otra de 1 × 1 m para el estrato herbáceo (Fig. 5.2).

Particularmente, para los estudios de vegetación existe un método para identificar el tamaño ideal de la unidad muestral en un tipo de vegetación dada, conocida como área mínima (Fig. 5.3AB). Este método propuesto por Braun-Blanquet (1964) permite hallar el

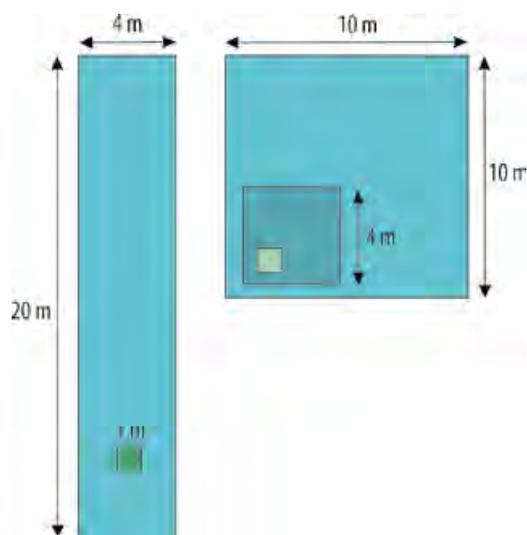


Figura 5.2. Ejemplos de disposición anidada de unidades muestrales de diferente tamaño para optimizar tiempo y esfuerzo durante el muestreo de los diferentes componentes de la comunidad vegetal en estudio.

valor por encima del cual la riqueza de especies se hace constante o aumenta muy lentamente (Fig. 5.3B). El procedimiento consiste en tomar una unidad muestral pequeña y registrar el número de especies presentes en ésta. Luego se duplica la superficie ex-

tendiendo la unidad anterior y se registra el número de especies nuevas que aparecen en la unidad duplicada (Fig. 5.3A). Esta operación se repite hasta que el número de especies nuevas disminuye al mínimo y la riqueza permanece constante o casi (Fig. 5.3B). Otra forma de identificar el área mínima consiste en ubicar al azar unidades muestrales de distintos tamaños y luego contar las especies en cada una de ellas. Aunque útil en sitios donde no hay estudios previos de diversidad, este método de muestreo piloto puede tornarse complejo y consumir mucho tiempo en sitios como los matorrales sobre serpiente en los que se concentra una altísima diversidad vegetal. Además, puede obviar la presencia de especies raras (Zippel *et al.*, 2010), como varias especies endémicas que actualmente se encuentran amenazadas.

SELECCIÓN DEL TIPO DE MUESTREO (DISEÑO DEL MUESTREO)

El diseño se refiere a la forma en que se distribuyen las unidades muestrales. En general, se han descrito tres tipos fundamentales de muestreo: aleatorio, sistemático y estratificado. El muestreo aleatorio es el más simple de todos y la base de los demás, pues consiste en

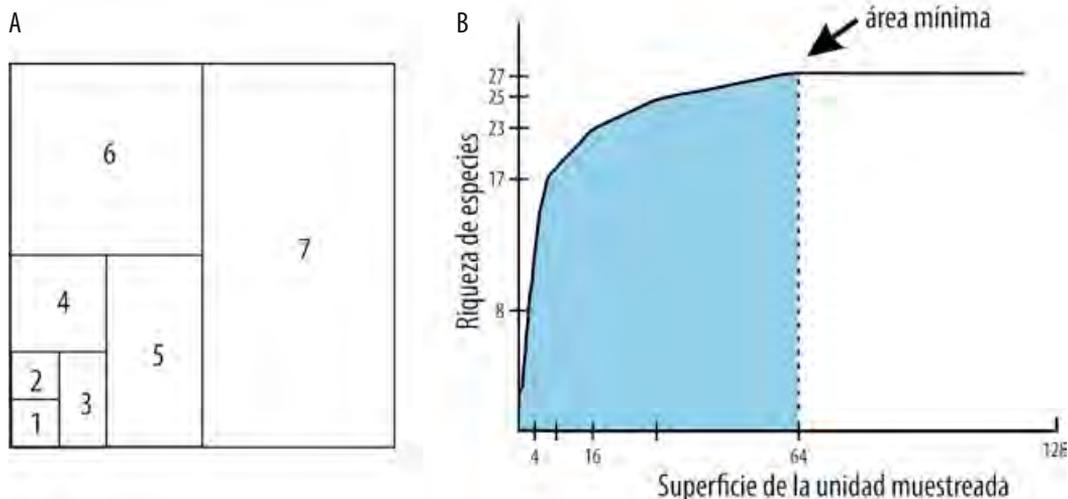


Figura 5.3. A. Procedimiento de duplicación progresiva de la superficie de la parcela que ha sido frecuentemente utilizada para calcular el área mínima de la unidad de muestreo en numerosos estudios de vegetación. B. Curva área-especie construida con el número de especies registradas en cada superficie muestreada donde se visualiza el tamaño ideal de la unidad de muestreo, o sea, el valor del área mínima a utilizar durante el estudio sería el punto donde se estabiliza la curva.

ubicar las unidades muestrales al azar. Una manera de llevar a cabo este procedimiento, es colocar puntos al azar sobre un mapa o esquema del área de trabajo. Otra forma podría ser elegir un punto al azar en el campo, a partir del cual se camina una distancia cuya longitud y dirección es determinada al azar (Matteucci y Colma, 2002). La limitación de este tipo de muestreo en el contexto de Cuba es que solo es adecuado en sitios homogéneos, es decir, donde las características (tipo de suelo, altitud, accesibilidad, etc.) sean similares en toda su extensión. Este rasgo lo hace poco apropiado para varios hábitats como, por ejemplo, las montañas, donde la variación altitudinal de la vegetación es notable y existen muchos lugares intrincados.

Una alternativa muy práctica para sitios heterogéneos o con gradientes ambientales es el muestreo estratificado. Consiste en dividir en secciones o “estratos” el área de trabajo. Cada estrato se maneja independiente del otro y se establece un muestreo, ya sea aleatorio o sistemático, dentro de cada uno. Por su parte, el muestreo sistemático consiste en ubicar las unidades muestrales siguiendo un patrón diseñado previamente. Por ejemplo, desde un punto escogido en la zona de trabajo, las unidades muestrales pueden ubicarse cada cierta distancia en varias direcciones. El muestreo sistemático también puede hacerse en función del tiempo, por ejemplo, Barrios (2008) registró a intervalos de 30 minutos durante 14 horas consecutivas los visitantes florales del cactus *Leptocereus scopulophilus* para explorar la diversidad de polinizadores potenciales. Este tipo de muestreo permite identificar los cambios o variaciones con mayor facilidad que el diseño aleatorio (Matteucci y Colma, 2002).

De forma general se sugiere que para elegir el diseño de muestreo es conveniente conocer al área y la distribución dentro de esta de las especies objeto de estudios. Sin embargo, en ocasiones no se cuenta con dicha información y una solución temporal a esto es el llamado muestreo adaptativo (Krebs, 1999). En este tipo de muestreo las primeras unidades muestrales se ubican al azar o sistemáticamente, y

cuando una de dichas unidades contiene individuos de la especie de interés, se agregan más unidades muestrales en su vecindad. Este tipo de muestreo funciona mejor cuando se está estudiando una especie cuya población es agregada. En Cuba este tipo de distribución de los individuos de una población es frecuente en ecosistemas con condiciones extremas como las serpentinias o las arenas blancas del occidente y centro cubanos (e. g. González-Oliva *et al.*, 2004; García-Beltrán *et al.*, 2016; Granado *et al.*, 2016).

Otro tipo de muestreo que es usado sobre todo en los inventarios de vegetación es el muestreo preferencial, del cual se deriva el muestreo estratificado (Matteucci y Colma, 2002). En este caso las unidades muestrales se sitúan en zonas consideradas típicas o adecuadas según lo que se pretende estudiar. Si bien ha sido criticado por la falta de aleatoriedad, este tipo de muestreo puede ser muy útil cuando el inventario se realiza en sitios con diferentes niveles de conservación o uso de la tierra. No obstante, dado que se basa en suposiciones *a priori* acerca de las propiedades de la vegetación, se corre el riesgo de aceptar como comunes rasgos no generalizados del sistema de estudio.

SELECCIÓN DE LA CANTIDAD DE UNIDADES MUESTRALES (TAMAÑO DE MUESTRA)

El tamaño de la muestra o número de unidades muestrales dependerá del objetivo del inventario, del personal y el tiempo disponible; teóricamente, a medida que se incrementa el tamaño de la muestra los resultados reflejan mejor la realidad. La ubicación de las unidades muestrales es un factor importante a considerar; si el objeto de estudio es una población que se distribuye de manera agregada, la ubicación de las unidades muestrales debe seguir dicha distribución. Sin embargo, si la intención es realizar un inventario para estimar la diversidad de una comunidad vegetal o conocer la estructura de la vegetación, es más adecuado tener pocas unidades muestrales, pero esparcidas por toda el área de trabajo, y no muchas agrupadas en un único punto del área.

OBJETOS DE ESTUDIO

La selección del objeto de estudio es un elemento crucial para establecer la planificación y el método de trabajo. Para conocer y poder manejar de manera efectiva una comunidad vegetal es tan importante saber cuáles son las especies que la conforman como saber cuáles de estas son dominantes, sus hábitos, etc.. En el caso de los bosques el grosor de los troncos y la cantidad de estratos podrían ser indicadores de su madurez y estado de salud. Asimismo, el conocimiento de la diversidad de plántulas permitiría inferir sobre el proceso de regeneración natural. A continuación se brindan algunos métodos útiles, simples y efectivos para estudiar diferentes niveles de la diversidad vegetal, estos han sido divididos en tres grupos de técnicas: el primero para estudiar *diversidad de especies*, el segundo para estudiar *poblaciones* de una especie focal y el tercero para estudiar la *vegetación*.

MÉTODOS DE INVENTARIO DE DIVERSIDAD DE ESPECIES

1. LISTAS DE ESPECIES

La lista de especies es la técnica más común para la evaluación de la diversidad de plantas y consiste en la adición de cada especie detectada a una lista. Usualmente se elaboran a partir de lo que se observa en el campo durante la prospección del área de estudio mediante recorridos más o menos exhaustivos. También se realizan mediante la técnica de búsqueda en líneas paralelas, la cual implica la división del área de estudio en bloques y el posterior recorrido de cada bloque atravesándolo por su parte más estrecha en una serie de rutas o senderos paralelos que van de un extremo a otro del bloque. Durante la elaboración de una lista pueden registrarse datos ecológicos del área y observaciones acerca de la abundancia de las especies en el sitio. Es importante registrar el nombre de la localidad y sus coordenadas geográficas y en particular se sugiere georreferenciar aquellas especies raras o amenazadas. La lista de especies de una localidad podría ser enriquecida con contribuciones de otras fuentes como la

literatura, registros de herbario y comunicaciones personales, aunque debe declararse explícitamente que fue enriquecida así como la fuente de las adiciones. De esta forma se evita generar una idea errónea sobre la presencia actual de especies ya desaparecidas en el sitio de estudio, que tiene efecto considerablemente pernicioso cuando se trata de especies amenazadas de extinción y especies no avistadas en varias décadas.

Las listas de especies brindan información útil acerca de los valores florísticos de un área, como son el porcentaje de endemismo, tipos biológicos predominantes, porcentaje de especies amenazadas y sus categorías específicas, así como porcentaje de especies invasoras y su identidad, ambas como indicadores de vulnerabilidad de la comunidad vegetal. También permiten establecer relaciones florísticas con otras áreas dentro y fuera del territorio nacional, rangos de distribución de las especies y de las comunidades o bien diferencias con listas previas en cuanto a alguna de estas características. Dada su simplicidad, las listas de especies, también referidas como “listados florísticos”, han sido las más utilizadas para registrar la biodiversidad vegetal en áreas naturales o seminaturales de Cuba durante décadas y hasta el presente (*e. g.* Capote *et al.*, 1983; Oviedo *et al.*, 1988; González-Gutiérrez *et al.*, 2005; González-Robledo *et al.*, 2010; Gómez-Hechavarría y Cuellar, 2012; González-Gutiérrez *et al.*, 2015).

A pesar de lo atractiva que pueda resultar esta técnica por su sencillez y fácil utilización, una lista de especies es frecuentemente insuficiente para diseñar acciones efectivas de manejo, tomar acertadas decisiones de conservación, y sobre todo para monitorear la diversidad vegetal. Puesto que el único dato cuantitativo que aportan las listas es el número de especies (riqueza), se hace difícil detectar cambios a corto plazo en la biodiversidad vegetal. Es por ello que, si bien esta técnica es de gran utilidad para realizar inventarios preliminares de la diversidad vegetal de un área, se recomienda el empleo de otras técnicas que involucren datos cuantitativos de abundancia que resultan más apropiados para el monitoreo y la

toma de decisiones sobre el uso y manejo de la biodiversidad vegetal.

2. CURVAS DE RANGO-ABUNDANCIA PARA EVALUAR COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA

Cuando el objetivo de un inventario es conocer la diversidad de especies de la comunidad vegetal o de la regeneración, una de las aproximaciones más útiles y sencillas es centrarse en los valores de abundancia a partir de los datos de identidad y número de individuos de cada especie de planta presente en la unidad muestral. Las curvas de rango-abundancia, también conocidas como “curvas de Whittaker” o gráficos de dominancia-diversidad (Feinsinger, 2004), ofrecen información sobre cuántas y cuáles son las especies presentes en un sitio. Las curvas de rango-abundancia también permiten visualizar aspectos importantes de las comunidades vegetales y compararlos entre sitios o momentos. Entre los aspectos relevantes que pueden ser explorados mediante estas curvas se encuentra, la dominancia, uno de los rasgos claves en los estudios de vegetación. Adicionalmente se pudiera visualizar la proporción de especies nativas, endémicas o amenazadas, así como

invasoras, entre muchos otros rasgos de las especies (*e. g.* hábito, modos de vida; Fig. 5.4).

Para crear las curvas de rango-abundancia se debe registrar el número de individuos de cada especie dentro de cada unidad muestral (*e. g.* transecto, parcela, etc.). En el caso que alguna especie no pudiera ser identificada en el campo, deberá asignársele un código de identificación (*e. g.* sp1, sp2); en estos casos se sugiere que se le tomen fotografías y se recolecten muestras para ser identificadas por especialistas o comparadas con materiales de herbarios. Posteriormente, para cada especie se calcula el valor de la proporción de individuos (p_i) como: $p_i = n_i / N$; donde n_i es el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos de todas las especies registradas.

A continuación se ordenan los valores de p_i de mayor a menor y se calcula el logaritmo neperiano o en base 10 de p_i . La curva se construye graficando los valores logarítmicos de p_i ordenados de mayor a menor (Fig. 5.4).

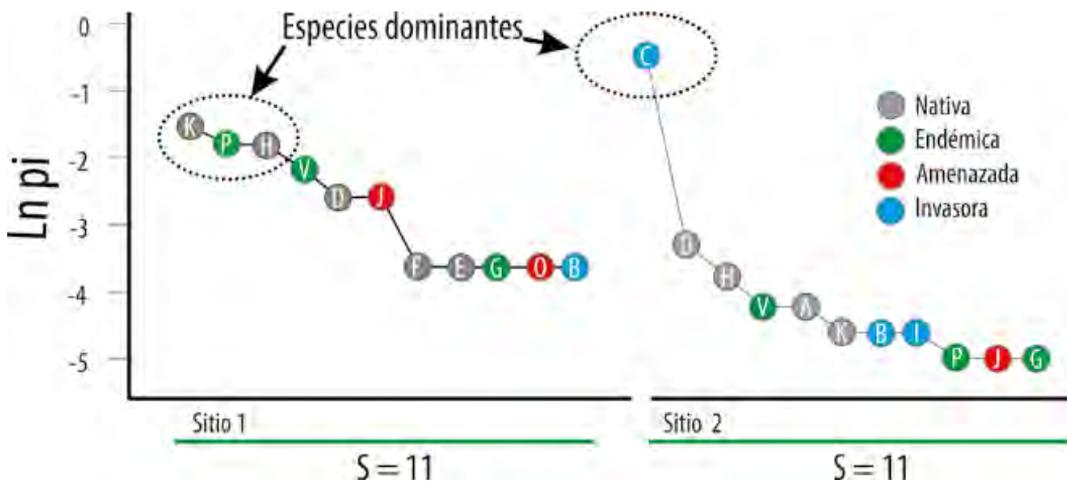


Figura 5.4. Ejemplo de dos curvas de rango-abundancia construidas para comparar la diversidad de especies de dos sitios diferentes con igual valor de riqueza (S). El resto de las letras representan diferentes especies vegetales, p_i constituye el valor de abundancia relativa o proporcional de cada una de estas especies vegetales en cada uno de los sitios y con colores verde, rojo y azul se diferencian especies endémicas, amenazadas de extinción y exóticas invasoras, respectivamente.

3. ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD

Los individuos de cada una de las especies de plantas (o de grupos de especies de interés) pueden ser contados en los transectos o parcelas; la densidad se calcula dividiendo el número de individuos entre el área de la unidad muestral. La densidad también puede estimarse en unidades muestrales anidadas para abordar los diferentes estratos de la vegetación del sitio, por ejemplo, los estratos arbóreos pueden ser muestreados con transectos de 50×4 m, dentro de estos podemos ubicar otros pequeños transectos transversos de 4 m de largo y 1 m de ancho para los arbustos y las trepadoras del sotobosque y pequeñas parcelas de $0,5 \times 0,5$ m para evaluar el estrato herbáceo y las plántulas de la regeneración natural.

4. ESTIMACIÓN DE COBERTURA MEDIANTE CUADRANTES DE PUNTO

Una parcela o cuadrante de punto (“*point quadrat*”) es teóricamente una parcela con la mínima superficie posible, es decir, un punto. En una zona de diámetro cercano a cero una planta sólo puede estar presente o ausente, y esto se traduce en un verdadero valor para cobertura. A medida que se hace más pequeña la superficie de la unidad muestral (el punto), el cálculo de cobertura se hace más preciso. Para emplear esta técnica se debe disponer de una varilla delgada con una punta afilada preferentemente de metal para que tenga mayor rigidez y durabilidad (e. g. alambre de calibre grueso, una varilla de soldadura, agujas de tejer e incluso rayos de la bicicleta; Bullock, 2006). Para reducir los sesgos relacionados con el tamaño de la muestra es importante que durante todo el muestreo se emplee el mismo diámetro de la varilla; debe procederse igualmente si se desea comparar con los resultados de cobertura de otros sitios o localidades.

Para la ejecución de este método, la varilla se baja lentamente mientras se va registrando cada una de las especies a las que toca la punta de la varilla (Fig. 5.5). También se puede bajar completamente la varilla hasta apoyarla



Figura 5.5. Forma de registrar la cobertura de plantas mediante el método de cuadrantes de punto.

en el suelo y luego se registran todas las especies que hacen contacto con la varilla (que en este caso debería ser más delgada). La vegetación no debe ser perturbada al colocar la varilla para reducir los errores de muestreo. El dato a registrar en cada punto es la especie y no la cantidad de individuos encontrados. O sea, si la varilla toca tres individuos de la especie A, solo se anota que la especie A está presente.

El número de puntos de la muestra dependerá del área de estudio y los puntos pueden ser distribuidos de forma aleatoria o sistemática; por ejemplo, 70 cuadrantes de puntos situados cada 1 m en cuatro transectos dispuestos aleatoriamente, para un total de 280 cuadrantes de punto en el área (e. g. Godínez-Álvarez *et al.*, 2009). Posteriormente se calcula el porcentaje de cobertura para cada especie. Para ello, el número de puntos donde la varilla hizo contacto con cierta especie se divide entre el total de cuadrantes de puntos muestreados. Por ejemplo, si durante un inventario se muestrean 60 puntos y todas las veces la varilla entró en contacto con *Hyparrhenia rufa* se podría inferir que este pasto exótico invasor cubre la totalidad del área o que tiene una cobertura del 100 %. Esta técnica se emplea principalmente en casos donde la densidad de plantas es elevada y es difícil la delimitación entre individuos (e. g. comunidades herbáceas como sabanas o pastizales).

5. ESTIMACIÓN DE BIOMASA

El empleo de este método dependerá del objetivo del inventario o del monitoreo, pero en general la estimación de biomasa es un método válido para inventariar, tanto la comunidad vegetal como especies focales, y proporciona una medida de la contribución relativa de las especies a la biomasa total (e. g. Pérez y Armas, 1987). No obstante, requiere de considerable tiempo y esfuerzo. Además, dado que el método involucra cortar o remover toda la parte aérea de las plantas, deberá ser utilizado con cautela en sitios con especies amenazadas o en áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad vegetal. Este método podría ser de mayor utilidad en ecosistemas productivos o en áreas infestadas por plantas invasoras.

Para estimar biomasa, las unidades muestrales se ubican según las características de la comunidad vegetal objeto de estudio. Con frecuencia son utilizadas pequeñas parcelas rectangulares o cuadradas de $0,5 \times 0,2$ m o de $0,4 \times 0,4$ m (e. g. Pérez y Armas, 1987). Toda la materia vegetal fresca dentro de la parcela se cosecha y embolsa, de manera que el suelo queda sin cobertura vegetal (Fig. 5.6). El material vegetal removido de cada parcela deberá ser embolsado de forma independiente y cada bolsa deberá ser pesada y etiquetada con la fecha de cosecha, el recolector, la localidad y el número de cuadrante o réplica.



Figura 5.6. Cosecha de la biomasa contenida en una parcela cuadrada.

Este material vegetal debe secarse en una estufa a $60 - 70$ °C (preferiblemente hasta que su peso se mantenga constante). Posteriormente cada muestra es pesada y los valores de biomasa seca (peso seco) deberán ser estandarizados por la unidad de superficie de la unidad muestral (e. g. gramos/m²). Adicionalmente, con los datos del peso fresco que fueron tomados en campo se puede calcular el porcentaje de materia seca como: $(\text{peso seco} / \text{peso fresco}) \times 100$. Es importante señalar que de no tener disponible una estufa las muestras pueden ser secadas en un lugar seco y cálido durante varios días, similar al procedimiento utilizado para secar las muestras vegetales destinadas a ejemplares de herbario.

Aunque esta es la forma más exacta de estimar biomasa, no es la única. También existen estimaciones indirectas de biomasa que han sido incorporadas al estudio de algunas comunidades vegetales cubanas como los manglares (e. g. Guzmán y Menéndez, 2013).

MÉTODOS PARA EL INVENTARIO DE POBLACIONES

Estudiar la población de una especie vegetal indicadora o bandera, de una especie dominante de la comunidad vegetal que se trabaja, o de una planta invasora en el hábitat de interés, puede ser una aproximación muy útil para orientar la gestión y el manejo. Además, es fundamental cuando se persigue la conservación de especies amenazadas de extinción. Ciertos parámetros intrínsecos de la población, como son la abundancia de los individuos, la proporción de edades, sexos, la mortalidad y tasas de crecimiento, constituyen indicadores de su estado de conservación y brinda elementos para el manejo de la especie o su hábitat (Noss, 1990). De hecho, varios de estos parámetros poblacionales constituyen la base de los criterios utilizados por la UICN (2001) para evaluar el estado de conservación de la especie. Según Sutherland (1995), el tamaño poblacional, o sea, el número total de individuos constituye la característica demográfica fundamental de una población. Por otra parte, la estructura demográfica permite inferir sobre la tendencia de esta población o sobre la efectividad de la estrategia de gestión

y manejo utilizada. Por ejemplo, la ausencia o baja representatividad de individuos pre-reproductores frecuentemente es asociada con la presencia de poblaciones en contracción o declive, mientras que un gran número de individuos juveniles y adultos jóvenes puede denotar una población estable e incluso en expansión (Primack *et al.*, 2001).

1. MÉTODOS PARA ESTIMAR EL TAMAÑO POBLACIONAL

Existen numerosas técnicas que permiten estimar el número de individuos de una población. La densidad y la abundancia usualmente es estimada mediante el conteo de individuos de la especie en transectos o parcelas siguiendo similar procedimiento que las técnicas descritas con anterioridad (Tabla 5.1). El conteo total de los individuos sólo es recomendado para sitios y poblaciones muy pequeñas. Otra aproximación es la utilización de los métodos de distancia, o sea, métodos que utilizan la distancia entre puntos de muestreo e individuos de las especie focales para obtener un estimado de la densidad de una población. Entre estos métodos se incluyen las técnicas del individuo más cercano y del punto centro, ambas con algunos detractores, así como la técnica de *T-square* (Sutherland, 1995).

En las primeras dos técnicas se localizan puntos al azar dentro del área de estudio; el número mínimo aceptable de puntos depende de la variación en los datos, pero como regla

general suelen efectuarse al menos 50 puntos. Usualmente cuando se trabaja con árboles se define un diámetro mínimo del tronco (e. g. DAP que expresa el diámetro del tronco a la altura de 1,30 m desde el suelo) para registrar a los individuos. En la técnica del individuo más cercano se localiza el individuo más cercano al punto de muestreo y se mide la distancia entre éste y el punto muestral. La media de todas las distancias registradas (D_1) es utilizada para calcular la densidad utilizando la ecuación: $Densidad = 1 / (2D_1)^2$. Mientras que en la técnica del punto centro usualmente se utiliza un transecto de unos 2 000 m de largo y se sitúan puntos de muestreo ubicados sistemáticamente o al azar. En cada punto se eligen los cuatro individuos más cercanos al punto centro marcado. Después se mide la distancia desde el punto centro a los árboles seleccionados siguiendo el orden de distancia (Fig. 5.7). Las distancias a estos cuatro árboles es promediada y la media de todos los promedios es D_2 y la densidad es calculada como $1 / (D_2)^2$.

El método de distancia *T-square*, recomendado por Sutherland (1995) sobre las dos anteriores, parte de m puntos situados al azar en el área de estudio a partir de los cuales se medirá la distancia al individuo más cercano de la especie en estudio (x), así como la distancia de éste a su vecino más cercano en el semiplano opuesto (y). Este semiplano opuesto está delimitado por una línea imaginaria perpendicular a la línea que une el punto aleatorio y el primer individuo regis-

Tabla 5.1. Métodos más usados para censar poblaciones de hierbas, árboles y arbustos (modificado de Sutherland, 1995), los símbolos indican: *, comunmente aplicado; +, frecuentemente aplicado; ±, ocasionalmente aplicado; -, no aplicable.

Técnica	Hierbas	Árboles	Arbustos
Transectos	*	*	*
Parcelas cuadradas	+	+	+
Técnicas de distancia	*	+	±
Conteos totales	+	+	±
Parcelas de punto	-	-	*
Estimados visuales	*	*	*

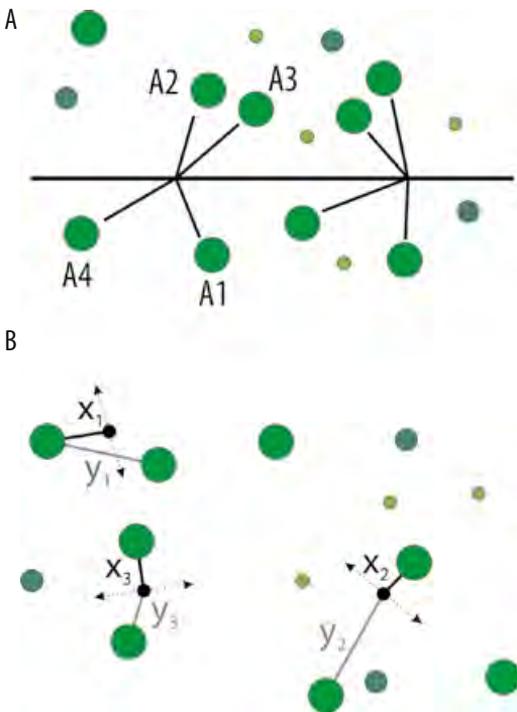


Figura 5.7. Representación esquemática del muestreo al aplicar el método, A. Punto centro, A_n representan los cuatro individuos seleccionados de la especie con el valor de DAP establecido, y B. "T-square" donde x_1, x_2, x_3 son las distancias medidas hasta el individuo más próximo al punto ubicado aleatoriamente, y y_1, y_2, y_3 son las distancias a su vecino más cercano en el semiplano opuesto.

trado. Con todas las distancias x y y puede calcularse la densidad en la población como: $Densidad = m^2 / (2,828 \sum x \sum y)$.

2. ESTRUCTURA POBLACIONAL

Determinar la edad de las plantas es extremadamente difícil y de ahí que los estudios de estructura demográfica utilicen clases de estado. Estas clases deben seleccionarse de acuerdo a las características morfológicas y al conocimiento que se tenga de la biología de la especie. Los criterios para delimitar estas clases de estado frecuentemente se basan en la fenología (e. g. Gatsuk *et al.*, 1980), la altura de los individuos y el diámetro del tronco (e. g. Hegazy y Eesa, 1991; Esparza-Olguín *et al.*, 2002; Gras *et al.*, 2002; Granado *et al.*, 2016), el número de retoños (e. g. Silva *et al.*, 1991;

Silva y Raventós, 1999) o de hojas en la roseta (e. g. Menges, 1990), así como en el diámetro de la roseta o de la corona (e. g. González-Oliva, 2010; Rodríguez-Cala *et al.*, 2017). Es recomendable que las clases de estado tengan significado ecológico (Elzinga *et al.*, 1998); por ejemplo, aquellas que involucran el estatus reproductor, pues las plantas adultas tienen diferente función en la población que los individuos pre-reproductores. Si las clases toman en cuenta el estatus reproductor, probablemente también se pueda identificar la talla mínima reproductiva en la población, lo que permitirá delimitar con mayor certeza las clases que pertenecen a individuos pre-reproductores.

Para determinar la estructura demográfica de una especie vegetal, debe registrarse el valor de la variable utilizada para construir las clases de edades en cada uno de los individuos en la muestra (Fig. 5.8). La muestra podría estar conformada por cierto número de individuos seleccionados al azar, o bien por todos los individuos presentes en la localidad o en las unidades de muestreo establecidas en el área. Con esta información se construye un gráfico de frecuencia absoluta o relativa para cada una de las clases, que es la representación más apropiada para visualizar la estructura demográfica de una población (Fig. 5.9). Si la especie es dioica se debe hacer este análisis tanto para individuos femeninos como para individuos masculinos.



Figura 5.8. Durante la medición del perímetro del tronco de *Bonania elliptica*, especie críticamente amenazada, para determinar su estructura demográfica en clases de talla.

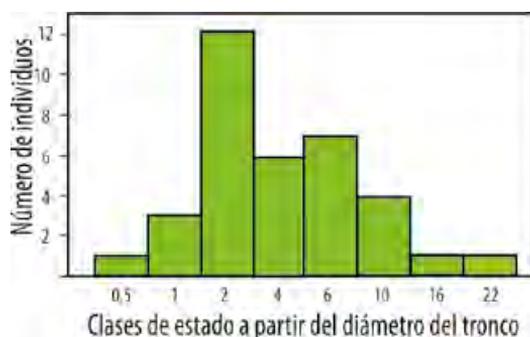


Figura 5.9. Ejemplo de gráfico de frecuencia absoluta usado para representar la estructura poblacional en clases de talla (diámetro del tronco) de una especie arbustiva.

MÉTODOS PARA EL INVENTARIO DE LA VEGETACIÓN

Aunque muchas técnicas han sido diseñadas para estudiar la vegetación, las que han sido empleadas con mayor frecuencia en Cuba son: la técnica de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet y los perfiles de vegetación. Otras técnicas útiles para estudiar la vegetación son los cuadrantes de puntos y las parcelas permanentes, si se desea estudiar sucesiones vegetales o monitorear la vegetación a mediano plazo. También en los últimos años el análisis de imágenes satelitales ha permitido explorar la dinámica de la vegetación en varias regiones del planeta.

1. MÉTODO DE BRAUN-BLANQUET

En esta técnica, a cada especie vegetal encontrada en la muestra, se le asigna un coeficiente o índice de abundancia-dominancia (Braun-Blanquet, 1964), que no es más que un índice de cobertura estimada visualmente y que es llevado a rangos de la escala de dominancia-abundancia (Tabla 5.2). Las unidades muestrales que han sido empleadas con más frecuencia son las parcelas cuadradas y su tamaño varía de acuerdo a las características del sitio, del tipo de estratos de vegetación que muestra y del área mínima determinada para la vegetación bajo estudio (e. g. Borhidi, 1991). En cada estrato, además de anotar las especies más abundantes, de acuerdo con los valores de la escala de la dominancia-abun-

Tabla 5.2. Escala de dominancia-abundancia de Braun-Blanquet para estimados visuales de cobertura por especie.

Escala	Estimado de cobertura de una especie en la muestra
+	<1%
1	1%–5%
2	6%–25%
3	26%–50%
4	51%–75%
5	76%–100%

dancia de Braun-Blanquet (1964), usualmente es medida o estimada la altura del estrato y el porcentaje de cobertura total. También son usualmente registradas aquellas especies que aparecen comunmente aunque sean menos abundantes.

Esta técnica permite identificar las asociaciones vegetales, así como las especies dominantes y las especies raras en la muestra, que se ubican en los extremos de la escala (e. g. Borhidi, 1991; Martínez y Reyes, 2015). Para reducir los sesgos de apreciación de cobertura se sugiere que las estimaciones siempre sean realizadas por la misma persona. Debido a que esta técnica utiliza estimaciones visuales de cobertura, que posteriormente son convertidos en datos ordinales de escala, es menos apropiada para inventariar y monitorear la vegetación a corto plazo que la técnica de estimación de cobertura mediante cuadrantes de punto.

2. ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN MEDIANTE CUADRANTES DE PUNTO

Los cuadrantes de punto no sólo son útiles para evaluar la diversidad de especies, también son recomendables para estudios de vegetación. Para ello debe seguirse el protocolo ya descrito para el inventario de diversidad de especies. Con este método se obtienen resultados más precisos que con las técnicas basadas en la estimación visual, sin consumir mucho más tiempo que con ellas (Godínez-Álvarez *et al.*, 2009).

3. PERFILES DE VEGETACIÓN

Muchos estudios en plantas son acompañados por perfiles de vegetación, los que ilustran la composición y estructura de la vegetación, los rasgos de las formaciones vegetales, así como el hábitat de alguna especie focal (*e. g.* Capote y Berazaín, 1984; Falcón *et al.*, 2016). Los perfiles de vegetación son representaciones esquemáticas del conjunto de plantas que se encuentran dentro de un área lineal de más o menos 60 m (Barbour *et al.*, 1987), aunque lo más acertado es que tenga una longitud representativa de la vegetación en estudio. En Cuba frecuentemente se utiliza entre 25 – 50 m lineales (*e. g.* Capote y Berazaín, 1984; González-Torres y Berazaín, 2004), aunque es común utilizar como longitud el doble del valor de la altura de la vegetación en estudio (*e. g.* González-Gutiérrez *et al.*, 2005; Martínez, 2014). En cuanto al ancho o profundidad de esta área lineal, frecuentemente es de 1 m (*e. g.* Matos y Torres, 2000; González-Torres y Berazaín, 2004) aunque se han utilizado valores de hasta 10 m (*e. g.* Capote *et al.*, 1983). De manera general un perfil de vegetación debe representar, a escala, la altura y la distancia entre las plantas, por lo que no pueden faltar los valores de los ejes horizontal y vertical. Cada especie en el perfil debe ser identificada con alguna abreviatura (Fig. 5.10), para lo cual se utilizan frecuentemente las iniciales del género y la especie que conforman su nombre científico, las que son referidas en una leyenda.

4. PARCELAS PERMANENTES

Para conocer la dinámica de una comunidad vegetal a mediano plazo una técnica a considerar serían las parcelas permanentes. Estas permiten evaluar la sucesión ecológica o cómo reacciona la comunidad vegetal ante eventos catastróficos como incendios y huracanes. La localización de las parcelas debe ser establecida con precisión (*e. g.* con un GPS u hojas cartográficas), de manera que puedan monitorearse durante varios años. Estas parcelas comúnmente son rectangulares o cuadradas y de considerable tamaño (*e. g.* 100 m de largo). En Cuba han sido utilizadas y

recomendadas las parcelas permanentes (en este caso parcelas cuadradas de 10 × 10 m) como la mejor aproximación para detectar cambios en la salud de los manglares (*e. g.* Menéndez *et al.*, 2006; Guzmán y Menéndez, 2013). Adicionalmente, para tener una visión integral de la biodiversidad en el área, dentro de las parcelas permanentes pueden realizarse monitoreos de poblaciones animales y de especies focales de plantas, así como registrar variables abióticas.

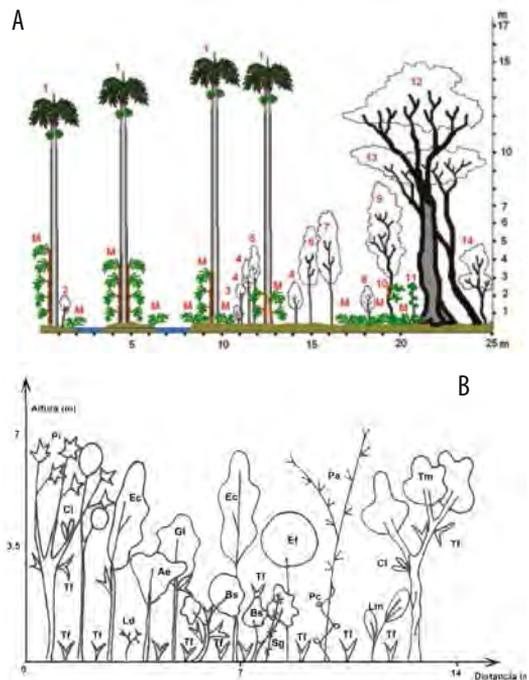


Figura 5.10. Ejemplos de perfiles de vegetación, A. Tomado de Falcón *et al.*, 2016, donde se identifican las especies observadas mayormente con números, B. Tomado de González-Gutiérrez *et al.*, 2005, donde se representan las especies con las iniciales del nombre científico: Ae- *Amyris elemifera*, Bs- *Bouyeria succulenta*, Cl- *Cattleyopsis lindeni*, Ec- *Exostema caribaeum*, Ef- *Erithalis fruticosa*, Gl- *Gymnanthes lucida*, Lm- *Leucocroton microphyllus*, Pa- *Pictetia arborescens*, Pc- *Passiflora cuprea*, Pi- *Pseudocarpidium ilicifolium*, Ld- *Lasiacis divaricata*, Sg- *Selenicereus grandiflorus*, Tf- *Tillandsia fasciculata*, Tm- *Tabebuia myrtifolia*.

5. MÉTODOS QUE UTILIZAN LA DÉCIMA DE HECTÁREA (0,1 HA) COMO UNIDAD MUESTRAL

Estos métodos constituyen una importante herramienta pues permiten obtener datos para análisis ecológicos de vegetación en relativamente poco tiempo. Se reconocen más de 160 sitios en el planeta donde se ha aplicado esta metodología (Gentry, 1992; Aymard *et al.*, 1995). Para comparar y conjugar la información de diferentes tipos de bosques tropicales, se ha estandarizado y solamente se ha aplicado a especies de plantas leñosas con más de 2,5 cm de DAP (Aymard *et al.*, 1995).

➔ Propuesta metodológica de Gentry.

Este método ha ganado adeptos ya que es una propuesta metodológica flexible y apropiada para evaluaciones rápidas, donde es posible la comparación con una base de datos de flora y vegetación disponibles. Según la propuesta de Gentry se establecen 10 subparcelas rectangulares de 50 × 2 m (1 m a cada lado de la línea central de 50 m de largo; Fig. 5.11), que de conjunto representan la décima de una hectárea (0,1 ha = 1000 m²) y su ubicación debe ser aleatoria. En las subparcelas se registran todas las plantas cuyo DAP_i > 2,5 cm, aunque pueden ser utilizados DAP inferiores

según las características de la formación vegetal a muestrear y los propósitos del estudio. Las lianas y arbustos enraizados en la parcela con DAP superior al considerado se incluyen, al igual que las hemiepífitas considerando su DAP al medir el “brazo” más robusto a 1,30 m de altura.

➔ Propuesta metodológica de Aymard *et al.* (1995).

Es empleada para evaluar los cambios de vegetación dentro de un gradiente. El método consiste en la realización de una parcela semejante a un transecto a través de un gradiente; por ejemplo desde la base de una montaña a un bosque a mayor altitud. Este transecto será de 500 m de largo con 2 m de ancho (0,1 ha). La parcela se divide en 10 subparcelas rectangulares de 50 m de largo × 2 m de ancho, uno a cada lado de la línea central (Fig. 5.12).

➔ Propuesta metodológica de Duivenvoorden (1994).

Se emplea para muestrear la vegetación de un tipo particular de bosque con presencia restringida a la región de estudio. Se puede utilizar una parcela de 50 × 20 m, subdividida

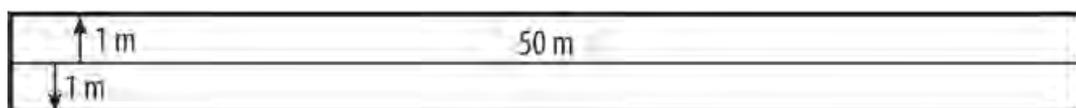


Figura 5.11. Esquema de una de las 10 subparcelas rectangulares de Gentry.

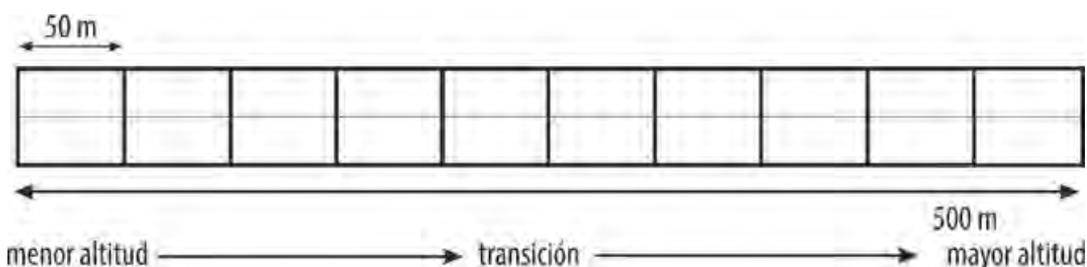


Figura 5.12. Esquema de la parcela de 500 × 2 m dividida en 10 subparcelas rectangulares de 50 m de largo, según propuesta de Aymard *et al.* (1995).

en 10 subparcelas de 10×10 m (Fig. 5.13). Según esta propuesta, también se consideran todas las especies de $DAP \geq 2,5$ cm. Este criterio varía de acuerdo a las características del sitio a muestrear y del propósito del muestreo. En bosques que están en proceso de recuperación, luego de perturbaciones, usualmente se utiliza un DAP inferior a 2,5 cm.

ÍNDICES UTILIZADOS PARA CARACTERIZAR LA VEGETACIÓN

Para analizar la información obtenida en los muestreos, utilizando cualquiera de las propuestas previas basadas en el uso de la décima de hectárea (0,1 ha), aunque también podría ser usada en parcelas permanentes, etc., se han descrito una serie de índices relativamente fáciles de aplicar y que permiten describir la estructura de la vegetación. Estos se conocen como Índices de Valor de Importancia (IVI) y pueden ser aplicados a especies, géneros, familias botánicas y tipos de vegetación.

* Índices de valor de importancia (IVI) para especies:

1. *Frecuencia relativa* = (# parcelas en las que ocurre una especie / # total de ocurrencia de todas las especies) $\times 100$

2. *Densidad relativa* = (# de individuos de una especie / # total de individuos de todas las especies) $\times 100$

3. *Dominancia relativa* = (área basal total calculada para una especie / área basal total de todas las especies) $\times 100$

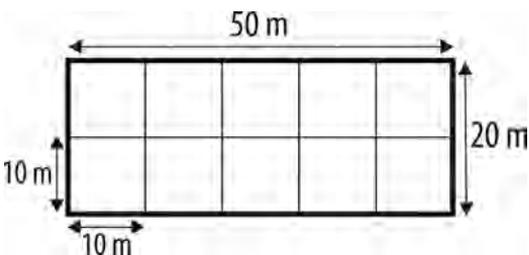


Figura 5.13. Esquema de la parcela propuesta por Duivenvoorden (1994).

* Índices de valor de importancia (IVI) para familias botánicas:

Diversidad relativa = (# de especies de una familia / # total de especies) $\times 100$

Densidad relativa = (# de individuos de una familia / # total de individuos) $\times 100$

Dominancia relativa = (área basal de una familia / área basal total) $\times 100$

Otros índices de valor de importancia pueden calcularse, como es el caso del Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) propuesto por Finol (1971) que toma en cuenta tanto la estructura horizontal como la estructura vertical del bosque, incluyendo el componente de posición sociológica y regeneración natural. Este índice se calcula como:

$$IVIA = Ab.\% + Fr.\% + D.\% + P.s.\% + R.n.\%$$

Donde Ab. % representa la abundancia relativa, Fr. % la frecuencia relativa, D. % la dominancia relativa, la P.s. % la posición sociológica y R.n. % la regeneración natural. Para obtener el parámetro Regeneración natural (R.n. %) para una especie debe ser fijada la talla de las plántulas de dicha especie y calcular para estas plántulas los parámetros abundancia y frecuencia, y luego el parámetro R.n. como la suma de éstos dos últimos. A su vez la Posición sociológica se calcula como la suma de los valores de posición sociológica de la especie en cada uno de los estratos considerados (usualmente 3: superior, medio e inferior) entre el número de estratos (e. g. López *et al.*, 2006; Alanís, 2010).

Existen además índices para caracterizar la vegetación desde el punto de vista funcional y de los servicios ecosistémicos que ésta provee; como los índices funcionales específicos de Marinidou *et al.* (2011) que estiman los servicios ecosistémicos que potencialmente brindan los árboles. Estos índices dependen de la combinación de rasgos funcionales como la altura, el DAP, la densidad de la madera y la densidad de copa, características ecológicas como la perennidad del follaje y

biogeográficas (e. g. si son nativas o exóticas). Algunos de estos índices, como el que estima el servicio de fijación de carbono (regulación climática) tienen en cuenta un único parámetro, en este caso densidad de la madera, pero otros como el de conservación de la biodiversidad tiene en cuenta varios parámetros que incluyen incluso refugio y hasta el valor potencial de una especie arbórea para conectar el hábitat de la fauna del lugar.

6. MÉTODO CON MUESTREO ANIDADO DE WHITTAKER MODIFICADO POR STOHLGREN ET AL. (1995)

Otra técnica que ha sido utilizada para estudiar la vegetación internacionalmente es el muestreo anidado de Whittaker. Según plantea Stohlgren *et al.* (1995), Whittaker en 1977 desarrolló un método de muestreo anidado de vegetación, con la cual se pueden realizar mediciones de la diversidad de especies y comparar diferentes comunidades vegetales entre diferentes regiones del planeta. En esencia este diseño consiste en la ubicación de manera anidada de cuadrantes (subparcelas) de 100 m^2 , 10 m^2 y 1 m^2 sucesivamente, dentro de uno mayor de 1000 m^2 . La parcela de Whittaker, de tamaño $50 \times 20 \text{ m}$, fue pensada inicialmente para áreas más o menos homogéneas donde fuera fácil la localización de las réplicas en los diferentes sitios. A partir de un conjunto de consideraciones sobre las limitaciones de este método, Stohlgren *et al.* (1995), modificaron el protocolo y lo nombraron “Whittaker-Modificado”.

Los pasos para aplicar el método de Whittaker-modificado según Stohlgren *et al.* (1995) son los siguientes:

1. Con dos cintas métricas de 100 m se ubica una parcela rectangular de 50 m de largo por 20 m de ancho. Dos cintas de 50 m pueden utilizarse, pero debe tenerse en cuenta que no alcanzará para seguir el orden establecido.
2. En el centro de la parcela principal se ubica otra parcela de $20 \times 5 \text{ m}$ (subparcela C) entre los puntos 15 m y 35 m del lado derecho, o 35 m y 55 m del lado izquierdo de la parcela

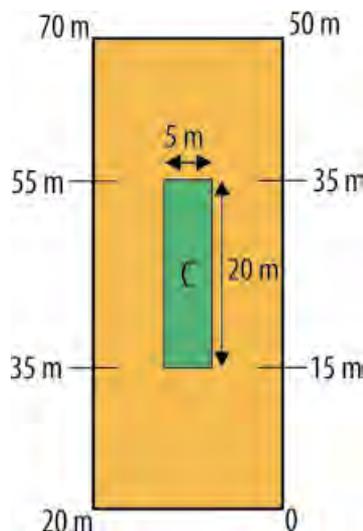


Figura 5.14. Esquema de ubicación de la parcela de 100 m^2 (subparcela C) dentro de la de 1000 m^2 .

principal (Fig. 5.14). Para facilitar su ubicación se podrían dejar marcados en la parcela principal los puntos a 15 m, 35 m del lado derecho de la parcela principal, y 35 m y 55 m del lado izquierdo.

3. Comenzando desde el punto 0 m, se ubican 10 subparcelas de $2 \times 0,5 \text{ m}$ a todo lo largo de los bordes de la parcela principal (Fig. 5.15A).

4. Se ubican otras dos subparcelas de $5 \times 2 \text{ m}$ (subparcelas A y B) en las esquinas 70 m y 0 m respectivamente (Fig. 5.15B).

5. Se registran y miden todos los individuos por especies presentes en las subparcelas 1 a 10 comenzando a partir de 0 m. Para estas subparcelas generalmente se consideran todos los individuos sin prefijar un valor de $\text{DAP}_{1,30}$, por lo que se incluye el estrato herbáceo.

6. Se registran y miden los individuos por especies presentes en las subparcelas A y B. En este paso se establece el $\text{DAP}_{1,30}$ como punto mínimo de partida para las mediciones. Los criterios acerca de cuáles $\text{DAP}_{1,30}$ considerar han tenido ciertas generalizaciones para usar escalonadamente 5 cm y 10 cm desde las subparcelas A hasta C. Otras experiencias han

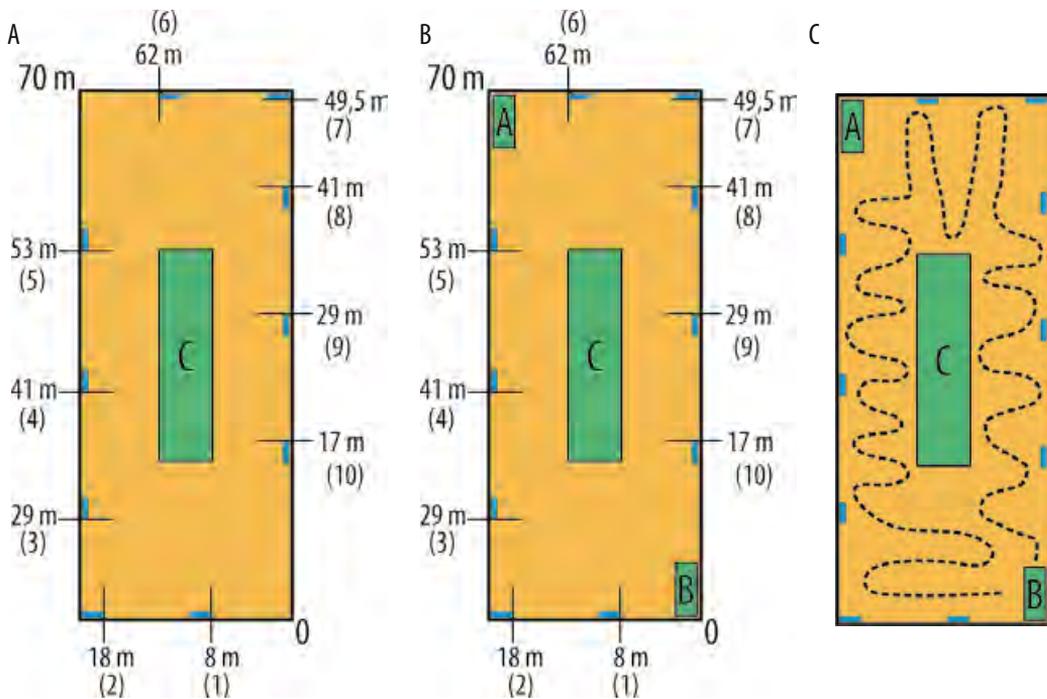


Figura 5.15. A. Esquema de ubicación de las 10 subparcelas de 1 m² (2 x 0,5 m) en el borde de la parcela principal de 1000 m², B. ubicación de las 2 subparcelas de 10 m² (parcelas A y B) en los extremos 70 m y 0 m de la parcela principal y C. representación esquemática de la parcela modificada de Whittaker con todas las subparcelas incluidas. La línea sinuosa indica el modo de recorrer la parcela principal durante el muestreo.

brindado resultados con la delimitación del $DAP_{1.30}$, en dependencia de la manifestación de las clases diamétricas de la formación vegetal objeto de estudio.

7. Se registran y miden los individuos dentro de la subparcela C, de acuerdo a los mismos criterios del paso anterior.

8. Se registran y miden los individuos a través de un rastreo para considerar todo lo nuevo que pueda aparecer y apuntar la cantidad de individuos de las especies que ya han sido registradas con anterioridad en las subparcelas (Fig. 5.15C).

La planilla de campo para los registros debe estar organizada por subparcelas en el mismo orden en que se establecieron en los pasos anteriores.

7. MONITOREO DE VEGETACIÓN MEDIANTE IMÁGENES SATELITALES

Los cambios ambientales y las presiones antrópicas son cada vez mayores, mientras que los recursos y tiempo disponible para recabar información que permita elaborar una estrategia de gestión exitosa muchas veces es limitado. Por ello, cada vez son más los estudios de biodiversidad que utilizan técnicas de percepción remota. Este tipo de técnicas se encuentran entre las formas más efectivas de evaluar los cambios históricos en las propiedades de la cobertura vegetal a gran escala (Agrawal *et al.*, 2003; Turner *et al.*, 2003; Fairbanks y McGwire, 2004; Feeley *et al.*, 2005). Para evaluar la dinámica a escala regional de comunidades vegetales pueden ser utilizados índices de vegetación derivados de las técnicas de percepción remota, tales como el índice de campo continuo de vegetación utilizado por Hernández y Cruz (2016).

LITERATURA CITADA

- Acevedo-Rodríguez, P. y M. T. Strong. 2010. Catalogue of Seed Plants of the West Indies. *Smithsonian Contributions to Botany* 98: 1-1192.
- Agrawal, S., P. Joshi, Y. Shukla y Roy P. 2003. Spot-Vegetation multi temporal data for classifying vegetation in South Central Asia. *Curr. Sci. India* 84 (11): 1440-1448.
- Alain, Hno. 1953. Flora de Cuba 3. Dicotiledóneas: Malpighiaceae a Myrtaceae. *Contribuciones Ocasionales del Museo de Historia Natural Colegio "De La Salle"* 13: 1-472.
- Alain, Hno. 1957. Flora de Cuba 4. Dicotiledóneas: Melastomataceae a Plantaginaceae. *Contribuciones Ocasionales del Museo de Historia Natural Colegio "De La Salle"* 16: 1-556.
- Alain, Hno. 1964. *Flora de Cuba* 5. Dicotiledóneas: Rubiaceae a Compositae. Asociación de Estudiantes de Ciencias Biológicas, La Habana, 320 pp.
- Alain, Hno. 1974. *Flora de Cuba. Suplemento*. Instituto Cubano del Libro. La Habana, 150 pp.
- Alanís, E. 2010. Regeneración natural y restauración ecológica post incendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México. [Inédito] Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, 119 pp.
- Aymard, G., J. F. Quin, M. Rugiero, y G.S. Waggoner. 1995. The 0.1 Hectare methodology: a method for rapid assessment of woody plant diversity. *Handout* 7(1): 1-16.
- Bález, S. A., L. Pintado y F. Hernández. 2016. Relación entre aves y variables dendrométricas en plantaciones de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* W. H. Barret et Golfari en Viñales, Cuba *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 7(33): 8-19.
- Barbour, M. G., J. H. Burk y W. D. Pitts. 1987. *Terrrestrial Plant Ecology*. Secound Edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company, California, 634 pp.
- Barrios, D. 2008. Biología de la polinización de *Leptocereus scopulophilus* (Cactaceae) en el Pan de Matanzas, Cuba. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de La Habana, 44 pp.
- Barrios, D. 2012. Estructura poblacional, dispersión y micrositiios de reclutamiento de *Leptocereus scopulophilus* (Cactaceae), Cuba. Tesis de maestría. Jardín Botánico Nacional de Cuba, Universidad de La Habana, 51 pp.
- Berazaín, R. 2008. Actualización de la lista de los géneros endémicos de espermatófitos. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 29 (3):3-10.
- Berazaín, R., F. Areces, J. Lazcano y L. R. González-Torres. 2005. *Lista roja de flora vascular cubana*. Documentos Jardín Botánico Atlántico, Gijón, 86 pp.
- Betancourt, J., A. Paz, E. Díaz y M. Faife. 2015. *Melocactus guitartii* León: la conservación de un endémico de la flora espirituana. *Flora y fauna* 19 (1): 17-20.
- Borhidi, A. 1991. *Phytogeography and vegetation ecology of Cuba*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 858 pp.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensociologie*. Springer-Verlag, Vienne- New York, 885 pp.
- Bullock, J. M. 2006. Plants. Pp. 186-213. En: *Ecological Census Techniques: a handbook* (W. J. Sutherland, Ed.) Cambridge University Press. Nueva York, 432 pp.
- Capote, R. P. y R. Berazaín. 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Revista Jardín Botánico Nacional* 5 (2): 27-75.
- Capote, R. P., E. E. García y C. Sánchez. 1983. La vegetación de la Estación Ecológica Sierra del Rosario. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 4 (2): 97-143.
- Duivenvoorden, J. F. 1994. Vascular plant species counts in the rainforest of middle Caquetá area, Colombian Amazonian. *Biodiversity and Conservation* 3: 685-715.
- Elzinga, C. L., D. W. Salzer, y J. W. Willoughby. 1998. *Measuring and monitoring plant populations*. Bureau of Land Management, California, 477 pp.
- Esparza-Olguín, L.; Valverde, T. y E. Valchis-Anaya. 2002. Demographic análisis of a rare columnar cactus (*Neobuxbaumiamacrocephala*) in the Tehuacan Valley, Mexico. *Biological Conservation* 103: 349-359.
- Fairbanks, D. y K. Mcwire. 2004. Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: Regional scale analysis with multi-temporal NDVI. *Global Ecology and Biogeography* 13 (3): 221-235.
- Falcón, A., J. P. García-Lahera y N. V. Hernández. 2016. Nuevas localidades para *Maxonia apiifolia* (Dryopteridaceae) en Sancti Spiritus, Cuba. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas* 5 (1): 23-31.
- Feeley, K. J., T. Gillespie y J. Terborgh. 2005. The utility of spectral índices from lysat ETM+ for measuring the structure y composition of tropical dry forests. *Biotropica* 37 (4): 508-519.
- Feinsinger, P. 2004. *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, 242 pp.
- Finol, H. 1971. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes

- tropicales. *Revista Forestal Venezolana* 14 (21): 29-42.
- García-Beltrán, J. A., J. L. Fiallo, N. Esquivel, K. Meirama, I. Rodríguez, B. Falcón, V. Pérez y L. R. González-Torres. 2016. Efecto del fuego sobre la estructura poblacional de *Hypericum styphelioides* subsp. *styphelioides* (Hypericaceae) en la Reserva Ecológica "Los Pretiles", Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional de la Universidad de La Habana* 37: 19-27.
- Gatsuk, L. E., O. V. Smirnova, L. I. Vorontzova, L. B. Zauglnova y L. A. Zhukova. 1980. Age stages of plants of various growth forms: a review. *Journal of Ecology* 68: 675- 696.
- Gentry, A. H. 1992. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. *Oikos* 63:19-28.
- Godínez-Álvarez, H., J. E. Herrick, M. Mattocks, D. Toledo y J. Van Zee. 2009. Comparison on three vegetation monitoring methods: their relative utility for ecological assessment and monitoring. *Ecological Indicators* 9: 1001-1008.
- Gómez-Hechevarría, J. L. 2016. *Spirotecoma holguinensis* una especie a tener en cuenta en la restauración ecológica. *Bissea* 10 (número especial 1):76.
- Gómez-Hechevarría, J. L. y N. Cuellar. 2011-2012. Flora de las serpentinitas de San Andrés, Holguín, Cuba *Revista del Jardín Botánico Nacional* 32-33: 111-124.
- González-Gutiérrez, P. A., J. L. Gómez-Hechevarría, O. Leyva y Y. Hernández. 2015. Flora de la Reserva Florística Manejada cabo Lucrecia-punta de Mulás, Banes, Holguín. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 36: 65-77.
- González-Gutiérrez, P. A., S. I. Suárez, S. Siggarrera, A. Fernández y O. Laffita. 2004-2005 Flora y vegetación de Caletica, Rafael Freyre, Holguín. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 25/26: 131-140.
- González-Oliva, L., M. A. Gutiérrez, A. Urquiola y A. Urquiola. 2004. Spatial pattern of *Buxus wrightii* Muell. Arg., an endemic species of the ultramafic region of Cajalbana. Pp. 55-56. En *Ultramafic Rocks: Their soils, Vegetation and Fauna*. (Boyd R., Baker A. y J. Proctor, Eds.) Science Reviews, St Albans. UK.
- González-Oliva, L. 2010. *Ecología poblacional y rasgos de historia de vida de la especie endémica Amaranthus minimus* (Amaranthaceae): implicaciones para su conservación. Tesis de Doctorado. Facultad de Biología, Universidad de La Habana, 121 pp.
- González-Oliva, L., L. R. González-Torres, A. Palmarola y D. Barrios (Eds.). 2014. Categorización de táxones de la flora de Cuba – 2014. *Bissea* 8 (número especial 1): 5-307.
- González-Oliva, L., L. R. González-Torres, A. Palmarola y D. Barrios (Eds.). 2015. Categorización de táxones de la flora de Cuba – 2015. *Bissea* 9 (número especial 4): 3-707.
- González-Robledo, A., L. Robledo y A. Enríquez. 2010. Flora y vegetación de "Lomas de Galindo" Canasí, La Habana. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 30-31: 39-50.
- González-Torres, L. R. y R. Berazaín. 2004. La vegetación serpentina de lomas de La Coca, Ciudad de La Habana. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 25-26: 79-86.
- González-Torres, L. R., A. Palmarola, E. R. Bécquer, R. Berazaín, D. Barrios y J. L. Gómez-Hechevarría. 2013. Top 50: Las 50 plantas más amenazadas de Cuba. *Bissea* 7 (número especial 1): 1-107.
- González-Torres, L. R., A. Palmarola, D. Barrios, L. González-Oliva, E. Testé, E. R. Bécquer, M. A. Castañeira-Colomé, J. L. Gómez-Hechevarría, J. A. García-Beltrán, D. Rodríguez-Cala, R. Berazaín, L. Regalado y L. Granado. 2016. Estado de conservación de la flora de Cuba. *Bissea* 10 (NE1): 1-23.
- Granado, L. 2015. *Estructura poblacional de Magnolia cubensis* subsp. *acunae*. 2015. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de La Habana.
- Granado, L., R. Núñez, D. Martínez, S. Delfín, B. Falcón, V. Pérez y L. R. González-Torres. 2016. Estructura poblacional de *Tabebuia lepidophylla* (Bignoniaceae) en el bosque de pinos sobre arenas cuarcíticas de la Reserva Ecológica Los Pretiles, Pinar del Río, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 37: 29-37.
- Gras, M. J., J. Raventós, A. Bonet y D. A. Ramírez. 2002. Análisis pluriescalar de los patrones de distribución del endemismo alicantino *Vella lucentina* MB Crespo (Brassicaceae) e implicaciones sobre su conservación. *Geographicalia* 42: 93-112.
- Guzmán, J. M. y L. Menéndez. 2013. *Protocolo para el monitoreo del ecosistema de manglar*. Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana. 29 pp.
- Hegazy, A. K. y N. M. Eesa. 1991. On Ecology, insect seed-predation and conservation of rare and endemic plant species: *Ebenusarmitagei* (Leguminosae). *Conservation Biology* 5(3): 317-324.
- Hernández, M. y D.D. Cruz. 2016. Cobertura de vegetación natural en Parques Nacionales de Cuba: análisis multitemporal y variación futu-

- ra de las condiciones bioclimáticas. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 37: 93-102.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Benjamin/Cummings.
- León, Hno. y Hno. Alain. 1951. Flora de Cuba 2. Dicotiledóneas: Casuarinaceae a Meliaceae. *Contribuciones Ocasionales del Museo de Historia Natural Colegio "De La Salle"* 10: 1-424.
- León, Hno. 1946. Flora de Cuba 1. Gimnospermas a Monocotiledóneas. *Contribuciones Ocasionales del Museo de Historia Natural Colegio "De La Salle"* 8: 1-405.
- López, E., E. Bicerria y E. Díaz. 2006. Perfil ecológico de cuatro rodales de camucamu árbol *Myrciaria floribunda* (H. West. ex Willd) O. Berg. en Ucayali. *Ecología Aplicada* 5: 45-52.
- Martínez, E. 2014. Descripción de fitocenosis nuevas en la planicie ofiolítica de la provincia Camagüey, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 34-35: 19-28.
- Martínez, E. y O. J. Reyes. 2015. Caracterización de la vegetación de la meseta de San Felipe en Camagüey, Cuba, con propósitos de conservación. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 36: 19-30.
- Martínez, E., Z. Acosta, D. Godínez y J. M. Plasencia. 2009-2010. Nuevas fitocenosis en la planicie ofiolítica de la provincia Camagüey, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 30-31: 141-152.
- Matos, J. y A. Torres Bilbao. 2000. Primeros estadios sucesionales del Cuabal en las serpentininas de Santa Clara. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 21(2): 167-184.
- Matteucci, S. D. y A. Colma. 2002. *Metodología para el estudio de la vegetación*. CONICET, Argentina, 159 pp.
- Menéndez, L., R. Capote, J. M. Guzmán, L. F. Rodríguez y A. V. González. 2006. Salud del ecosistema de manglar en el Archipiélago Sabana-Camaguey: Patrones y tendencias a escala de paisaje. Menéndez, L. y J. M. Guzmán (Eds.) *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano*. UNESCO, La Habana.
- Menges, E.S. 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* 4(1): 52-62.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 (4): 355-364.
- Oviedo, R. y L. González-Oliva. 2015. Lista nacional de especies de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba-2015. *Bissea* 9 (número especial 2): 5-91.
- Oviedo, R., M. Fernández y M. A. Vales. 1988. Estudio florístico de Cayo Alfiler. Finca Toscano. Pinar del Río. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 9(3): 75-84.
- Oviedo, R., P. Herrera, M. Caluff, L. Regalado, I. Ventosa, J. M. Plasencia, I. Baró, P. A. González, J. Pérez, L. Hechavarría, L. González-Oliva, L. Catasús, J. Padrón, S. I. Suárez, R. Echevarría, I. M. Fuentes, R. Rosa, P. O. Rodríguez, W. Bonet, M. Villate, N. Sánchez, G. Begué, R. Villaverde, T. Chateloin, J. Matos, R. Gómez, C. Acevedo, J. Lóriga, M. Romero, I. Mesa, A. Vale, A. T. Leiva, J. A. Hernández, N. E. Gómez, B. L. Toscano y M. T. González, A. Menéndez, M. I. Chávez y M. Torres. 2012. Lista Nacional de especies de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba – 2011. *Bissea* 6 (NE 1): 22-96.
- Pérez, E. y M. Armas. 1987. Efecto de la perturbación mediante corte sobre la vegetación herbácea de sabana. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 8 (1): 53-67.
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. 2001. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México, DF. 797 pp.
- Rodríguez-Cala, D. y L. González-Oliva. 2015. Invasión e impacto de *Tithonia diversifolia* (Asteraceae) en el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 36: 151-162.
- Rodríguez-Cala, D., R. Valdez, A. Dulón, M. Osés, R. Pérez, Z. Esquivel, B. Falcón, V. Pérez y L. González-Oliva. 2017. Estado de conservación de *Erigeron bellidiastroides* (Asteraceae) en la nueva localidad Los Pretiles, Pinar del Río, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 38: 43-50.
- Romero-Jiménez, M., L. Más, R. Oviedo, J. A. Pegudo, A. Arias y L. Morales. 2015. Situación de *Scaevola sericea* (Goodeniaceae) en la cayería noreste de Villa Clara, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 36: 181-187.
- Samek, V. 1973. Regiones fitogeográficas de Cuba. *Academia de Ciencias de Cuba. Serie. Forestal* 15:1-60.
- Sánchez, J. A., B. Muñoz y L. Montejo. 2009a. Rasgos de semillas de árboles en un bosque siempreverde tropical de la Sierra del Rosario, Cuba. *Pastos y Forrajes* 32(2): 141-164.
- Sánchez, J. A., B. Muñoz, L. Montejo y R. Herrera. 2009b. Ecological grouping of tropical trees in an evergreen forest of the Sierra del Rosario, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 204:14-23.
- Silva, J. F.; J. Raventos, H. Caswell y M. C. Trevisan. 1991. Population responses to fire in a tropical savanna grass, *Andropogon semiber-*

- bis*: a matrix model approach. *Journal of Ecology* 79: 345-356.
- Silva, J. F. y J. Raventos. 1999. Effects of end of dry season shoot renewal on growth of three savanna grasses with different phenologies. *Biotropica* 31 (3): 430-438.
- Stohlgren, T. J., M. B. Falkner y L. D. Shell. 1995. How to establish a modified-whittaker nested vegetation sampling method. *Vegetatio* 117: 113-121.
- Sutherland, W. J. 1995. *Census Techniques*. Blackwell Science, Oxford.
- Sutherland, W. J. 2006. *Ecological Census Techniques: a handbook*. Cambridge University Press. Nueva York, 432 pp.
- Testé E., L. González-Oliva y A. Márquez. 2015. Invasión actual y potencial del árbol tóxico *Rhus succedanea* (Anacardiaceae) en el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 36: 173-180.
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner y M. Flodely. 2003. Remote sensing for biodiversity science y conservation. *Tree* 18: 306-314.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2001. Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Urquiola, A., L. González-Oliva, R. Novo y Z. Acosta. 2010. *Libro rojo de la flora vascular de la provincia Pinar del Río*. Publicaciones Universidad de Alicante, Alicante, 457 pp.
- Zippel, E., T. Wilhalm y C. Thiel-Egenter. 2010. Methods for sampling higher plants. Pp. 346-376. En: *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring* (Eymann, J., J. Degreef, C. Häuser, J.C. Monje, Y. Samyn y D. Vanden Spiegel, eds). ABC Taxa, vol 8, 653 pp.



Sierra de Ancón, cordillera de Guaniguanico

