



**Serie Técnica**  
**Manual Técnico No. 50**



# **INVENTARIOS FORESTALES PARA BOSQUES LATIFOLIADOS EN AMÉRICA CENTRAL**

**Editoras:**  
**Lorena Orozco**  
**Cecilia Brumér**

**CATIE**  
**Turrialba, Costa Rica**  
**2002**

CATIE  
ST  
MT-50

El Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros regulares son: el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, República Dominicana y Venezuela. El presupuesto básico del CATIE se nutre de generosas aportaciones anuales de estos miembros, los cuales a su vez conforman su Consejo Superior.

© Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, 2002

**ISBN 9977-57-384-0**

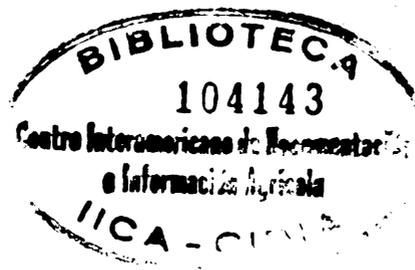
634.9285

I62

Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central /  
eds. Lorena Orozco, Cecilia Brumér. -- Turrialba, C.R. : CATIE, 2002  
264 p. ; 27 cm. - (Serie técnica. Manual técnico / CATIE ; no. 50)

ISBN 9977-57-384-0

1. Inventarios forestales - América Central 2. Bosques latifoliados -  
América Central I. Orozco, Lorena, ed. II. Brumér, Cecilia, ed.  
III. CATIE IV. Título V. Serie



Publicación patrocinada por la Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE) a través del Proyecto Transferencia de Tecnología y Promoción de la Formación Profesional en Manejo de Bosques Naturales (TRANSFORMA) y el Corredor Biológico Mesoamericano



# Contenido

<b>Lista de autores</b> .....	vi
<b>Agradecimiento</b> .....	vii
<b>Presentación</b> .....	ix
<b>Capítulo 1 Definiciones y tipos de inventarios forestales</b> .....	3
1.1 Introducción .....	3
1.2 Tipos de inventarios .....	5
1.3 Inventarios para el manejo del bosque natural .....	8
1.3.1 Inventario general .....	8
1.3.2 Inventario de existencias o censo comercial .....	10
1.3.3 Inventarios post-cosecha .....	15
1.4 Inventarios para el manejo de plantaciones .....	21
1.5 Bibliografía recomendada .....	24
<b>Capítulo 2 Planificación de inventarios forestales</b> .....	27
2.1 Generalidades .....	27
2.2 Pasos para la planificación de inventarios .....	29
2.3 La mala planificación y problemas comunes .....	31
2.4 Costos .....	33
2.5 Bibliografía recomendada .....	34
<b>Capítulo 3 Medición y cálculo de áreas de bosque</b> .....	37
3.1 Introducción .....	37
3.2 Medición de áreas de manejo .....	38
3.2.1 Sensores remotos .....	39
3.2.2 Fotografías aéreas .....	42
3.2.3 Imágenes de satélite .....	50
3.3 Medición de áreas de corta .....	58
3.3.1 Demarcación de áreas de corta .....	59
3.3.2 El caso de bosques pequeños .....	60
3.4 Bibliografía recomendada .....	68
<b>Capítulo 4 Estadística básica para inventarios forestales</b> .....	71
4.1 Introducción .....	71
4.2 Conceptos estadísticos .....	71
4.2.1 Variable .....	71
4.2.2 Población .....	72
4.2.3 Unidades de muestreo y marco de muestreo .....	73
4.2.4 Muestra .....	73
4.2.5 Intensidad de muestreo .....	74
4.3 Análisis de datos .....	75
4.3.1 Distribución de frecuencias .....	75
4.3.2 Presentación de resultados de inventarios forestales en bosques latifoliados .....	79
4.3.3 Representación gráfica de las distribuciones de frecuencia .....	80
4.3.4 Medidas de tendencia central .....	83
4.3.5 Medidas de variación .....	87
4.3.6 Sesgo, precisión y exactitud .....	92
4.4 Ejemplo de aplicación práctica .....	94
4.5 Bibliografía recomendada .....	98
<b>Capítulo 5 Muestreo en inventarios forestales</b> .....	101
5.1 Introducción .....	101
5.2 La muestra y el proceso de muestreo .....	101
5.3 Tamaño y forma de las parcelas .....	102
5.4 Tamaño de la muestra .....	106
5.4.1 Cálculo del tamaño de la muestra en función del error de muestreo .....	107
5.4.2 Cálculo del tamaño de la muestra en función de la intensidad de muestreo .....	112
5.5 Distribución de la muestra .....	113

5.5.1	Muestreo selectivo	114
5.5.2	Muestreo aleatorio	114
5.5.3	Muestreo sistemático	115
5.6	Bibliografía recomendada	117
<b>Capítulo 6</b>	<b>Diseños del muestreo para inventarios forestales</b>	<b>121</b>
6.1	Introducción	121
6.2	Muestreo aleatorio simple	121
6.2.1	Generalidades	121
6.2.2	Cálculos	122
6.3	Muestreo sistemático	124
6.3.1	Generalidades	124
6.3.2	Procedimiento para realizar un muestreo sistemático con arranque aleatorio	126
6.3.3	Cálculos	127
6.4	Muestreo estratificado	130
6.4.1	Generalidades	130
6.4.3	Cálculos	133
6.5	Muestreo en conglomerados	137
6.5.1	Generalidades	137
6.5.2	Cálculos para muestreo con conglomerados de diferentes tamaños (una etapa)	138
6.5.3	Cálculos para muestreo en dos etapas	140
6.6	Muestreo doble	143
6.6.1	Generalidades	143
6.6.2	Cálculos	143
6.7	Bibliografía recomendada	148
<b>Capítulo 7</b>	<b>Estrategias especiales de muestreo</b>	<b>151</b>
7.1	Introducción	151
7.2	Parcelas de área variable	151
7.2.1	Procedimiento para construir un relascopeo personal	154
7.2.2	Calibración del relascopeo	156
7.2.3	Cálculo del área basal, volumen y número de árboles por hectárea	156
7.3	Muestreo por puntos	159
7.3.1	Generalidades	159
7.3.2	Cálculos	159
7.4	Muestreo por intersección de líneas	162
7.4.1	Generalidades	162
7.4.2	Cálculos	162
7.5	Muestreos sucesivos	166
7.5.1	Generalidades	166
7.5.2	Caso 1: Una nueva muestra de parcelas en inventarios sucesivos	167
7.5.3	Caso 2: Se mide siempre la misma muestra de parcelas	168
7.6	Bibliografía recomendada	170
<b>Capítulo 8</b>	<b>Inventarios especiales</b>	<b>173</b>
8.1	Inventario en bosques secundarios	173
8.1.1	Objetivo del inventario en bosques secundarios	174
8.1.2	Preparación del inventario	174
8.1.3	Ejecución del inventario	177
8.1.4	Análisis de los resultados	178
8.2	Inventario de árboles fuera del bosque	180
8.2.1	Introducción	180
8.2.2	Nociones relevantes en la definición de un inventario de AFB	181
8.2.3	Métodos para el inventario de árboles fuera de bosque	181
8.2.4	Tipos de parcela a utilizar	183
8.2.5	Opciones para el diseño de muestreo de AFB	184
8.2.6	Propuesta de metodología para el inventario de AFB desarrollada por el proyecto TROF	186

8.3	Inventario de productos forestales no maderables	190
8.3.1	Introducción	190
8.3.2	¿Qué entendemos por productos forestales no maderables?	190
8.3.3	El inventario de PFSM en el contexto del manejo forestal	191
8.3.4	Definición de variables para el proceso de inventario	194
8.3.6	Ubicación del inventario y aspectos ambientales	198
8.3.7	Integración de inventarios para el manejo diversificado	200
8.4	Inventario para estimar carbono en ecosistemas forestales tropicales	202
8.4.1	Introducción	202
8.4.2	Aportes de los inventarios forestales	203
8.4.3	Diseño del muestreo	203
8.4.4	Organización, análisis e interpretación de los resultados	207
8.5	Bibliografía recomendada	212
<b>Capítulo 9</b>	<b>Análisis e interpretación de resultados de inventarios forestales</b>	<b>219</b>
9.1	Introducción	219
9.2	Análisis del error de muestreo	220
9.3	Análisis de resultados básicos	221
9.3.1	Agrupamiento de especies según su importancia comercial	221
9.3.2	Abundancia	222
9.3.3	Área basal	223
9.3.4	Volumen de madera	224
9.4	Abundancia y frecuencia de especies comerciales al nivel de brinzales	227
9.5	Grupos ecológicos	228
9.6	Selección de sistema silvicultural	229
9.6.1	Análisis de la distribución diamétrica de los árboles individuales	230
9.7	Determinación de parámetros silviculturales para la planificación del manejo del bosque	231
9.7.1	El diámetro mínimo de corta (DMC)	232
9.7.2	El uso de la tabla de rodal y proporción de movimiento para estimar parámetros silviculturales	235
9.8	Bibliografía recomendada	247
<b>Anexo 1.</b>	<b>Formularios</b>	<b>249</b>
<b>Anexo 2.</b>	<b>Distribución de t de student</b>	<b>263</b>
<b>Anexo 3.</b>	<b>Participantes en el IV Intercambio</b>	<b>264</b>

## Lista de autores

### **Fernando Carrera Gambeta**

MSc. Manejo Bosques Naturales  
Coordinador Capacitación Proyecto  
TRANSFORMA  
Departamento Forestal, CATIE  
Apdo 7170, CATIE, Turrialba, Costa Rica  
fcarrera@catie.ac.cr

### **Markku Kanninen**

Dr. Sc. (For.)  
CATIE, Subdirector General  
Apdo 7170, CATIE, Turrialba, Costa Rica  
kanninen@catie.ac.cr

### **Christoph Kleinn**

Dr. Phd  
Jefe del Instituto de Manejo y Rendimiento  
Forestal  
Universidad Georg August -Göttingen,  
Alemania  
University of Göttingen, Germany  
Büsgenweg 5  
D-37077 Göttingen  
ckleinn@gwdg.de

### **Bastiaan Louman**

MSc.  
Investigador Asociado Cátedra  
Latinoamericana de Manejo Diversificado de  
Bosques Tropicales  
Departamento Forestal, CATIE  
CATIE, 7170, Turrialba, Costa Rica  
blouman@catie.ac.cr

### **Alejandro Mejía**

MSc. Manejo Bosques Naturales  
Director Proyecto Manejo Bosques  
Secundarios  
Universidad Centroamericana, Facultad de  
Ciencia y Tecnología del Ambiente  
Apartado 69, Frente a Radio Ya  
Managua, Nicaragua  
acmc@ns.uca.edu.ni

### **David Morales Hidalgo**

Ing. Forestal, MBA  
Líder Proyecto Guadua Bamboo  
Departamento Forestal, CATIE  
CATIE, 7170, Turrialba, Costa Rica  
dmorales@catie.ac.cr

### **Luis Alberto Núñez Baltodano**

Lic. Ecología y Recursos Naturales  
Asistente de campo Proyecto Manejo de  
Bosques Secundarios  
Universidad Centroamericana, Facultad de  
Ciencia y Tecnología del Ambiente  
Apartado 69, Frente a Radio Ya  
Managua, Nicaragua  
acmc@ns.uca.edu.ni

### **Edgar Ortiz Malavasi**

Ph.D. Manejo de Recursos Forestales  
Profesor-Escuela de Ingeniería Forestal  
Instituto Tecnológico de Costa Rica  
Apartado 159-7050 Cartago, Costa Rica  
eortiz@itcr.ac.cr

### **David Quirós Molina**

Ing. Forestal  
Proyecto TRANSFORMA  
Departamento Forestal, CATIE  
CATIE, 7170, Turrialba, Costa Rica  
dquiros@catie.ac.cr

### **Milena Andrea Segura Madrigal**

M.Sc. Economía Ambiental  
Investigadora Proyecto Land-use changes  
and carbon flows in Central America: options  
for carbon management (LUCCAM), CATIE  
CATIE, 7170, Turrialba, Costa Rica  
msegura@catie.ac.cr

### **Scott Stanley**

MSc.  
Líder del Proyecto Hutan Kemasyarakatan  
Gunung Palung  
Kotak Pos 1120  
Pontianak, Kalimantan Barat, Indonesia  
LTFE@pontianak.wasantara.net.id

### **Róger Villalobos**

MSc. Manejo Bosques Naturales  
Investigador Cátedra Latinoamericana de  
Manejo Diversificado de Bosques Tropicales  
Departamento Forestal, CATIE  
CATIE, 7170, Turrialba, Costa Rica  
rvillalo@catie.ac.cr

## **Agradecimientos**

**Queremos expresar nuestro más profundo agradecimiento a la Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE) por el apoyo brindado al proceso de intercambios de universidades de Centroamérica, y por el cofinanciamiento del documento. Al Corredor Biológico Mesoamericano agradecemos el aporte financiero para la coproducción del documento.**

**A las autoridades de las universidades participantes por su anuencia a la participación de los docentes y el apoyo financiero brindado al Cuarto Intercambio entre Profesores de Facultades Forestales y Escuelas Técnicas de América Central. A los docentes por su dedicación y aportes para el enriquecimiento del proceso y del documento.**

**A William Fonseca, profesor de la Universidad Nacional y participante del Intercambio, por el uso del documento durante el curso de inventarios impartido en el 2001, la revisión exhaustiva y los insumos recibidos.**

**A German Obando, Andrés. Sánchún y Pablo Sánchez, de la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) y a David Morales y Marco Chaves, del Departamento Forestal del CATIE, por facilitarnos material de gran calidad que permitió ilustrar el documento.**

**A Elizabeth Mora, por el excelente trabajo de edición y por su disposición. A Rocío Jiménez por la profesionalidad mostrada en la diagramación del documento y su disposición. A Miguel Cerdas y personal de LITOCAT S.A., por la colaboración brindada.**



# Presentación

En América Central hay un número creciente de universidades y escuelas técnicas de enseñanza superior que cuentan con facultades forestales. Algunos de estos centros de enseñanza tienen entre sus metas, la formación de profesionales para trabajar en el manejo sostenible del bosque latifoliado tropical.

Los conocimientos sobre el manejo del bosque tropical aumentan con el paso del tiempo, gracias a esfuerzos realizados en investigación y las experiencias directas que se generan en América Tropical. Desafortunadamente, dichos conocimientos y experiencias en la mayoría de los casos no se ponen a la disposición de los docentes y estudiantes, y por ello se encuentran grandes diferencias en los contenidos que conforman los cursos en los centros de enseñanza. Como resultado, muchos de los profesionales forestales que egresan de las facultades forestales no han tenido acceso a información actualizada en su proceso formativo.

Desde 1998, el Proyecto CATIE/TRANSFORMA, financiado por la Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE), ha cooperado con docentes de nueve universidades centroamericanas para realizar una serie de intercambios entre profesores. Las universidades que han participado son las siguientes: CUDEP – Guatemala; CURLA y ESNACIFOR – Honduras; UNA, URACCAN y CIUM-BICU – Nicaragua; ITCR y UNA – Costa Rica; UP – Panamá. Tales intercambios buscan compartir y documentar experiencias con el siguiente Objetivo General:

*Uniformizar la formación de profesionales en el campo de manejo de bosques latifoliados tropicales en América Central.*

Hasta la fecha se han realizado cinco intercambios, pero ya desde el segundo se inició el proceso de desarrollo de textos didácticos sobre temas específicos, que sirvieran para la enseñanza en todas las universidades de la región centroamericana, e inclusive en América Tropical. El texto didáctico "Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central" fue publicado en el 2001, y constituyó el primer producto de este proceso. El texto que hoy nos ocupa "Inventarios forestales" es el segundo.

Desde tiempo atrás se ha reconocido la importancia de los inventarios forestales en el manejo diversificado de los bosques. De hecho, tales inventarios constituyen la principal herramienta para estimar el ciclo de corta, el diámetro mínimo de corta, la intensidad de corta en un sistema silvicultural, y revela las oportunidades para generar otros tipos de productos. Por consiguiente, es vital que la información generada sea representativa y confiable. Con mucha frecuencia, no obstante, se encuentran errores en el diseño de los inventarios y en el procesamiento de los datos y la interpretación de los resultados. El propósito de este texto es mejorar la formación de los estudiantes en este campo, a partir de datos y experiencias generados en América Central.

El documento cubre una gran gama de temas específicos, de interés para profesionales que desean participar en la planificación del manejo diversificado de bosques tropicales. Para desarrollar estos temas hemos contado con la colaboración de 12 especialistas como autores de capítulos y secciones específicos. A todos ellos agradecemos profundamente su esfuerzo. El Dr. Edgar Ortiz del ITCR preparó un texto original que sirvió como documento base para el IV Intercambio de Profesores de Facultades Forestales y Escuelas Técnicas de América Central realizado en noviembre de 1999. Desde entonces, el texto se ha beneficiado con insumos de varios docentes de los centros de enseñanza señalados y con la participación directa de 11 profesionales más. Cada uno de ellos ha contribuido con conceptos e información valiosa al documento, partiendo de sus experiencias en América Central y otras regiones del mundo.

Aparte de la riqueza de profesionales que participaron en la preparación del documento, hay que reconocer además la colaboración de otras personas. En primer lugar, Lorena Orozco, Cecilia Brumér y Elizabeth Mora dedicaron mucho trabajo a la revisión de esta obra y a su tratamiento pedagógico. Gracias a sus esfuerzos, el documento es más didáctico e interesante para el lector. La inclusión de los conceptos más importantes en las márgenes de cada página, las figuras y su diseño aumenta significativamente su valor para la enseñanza. Los dibujos fueron elaborados por Rocío Jiménez, quien también aportó mucho al diseño del documento.

En el Anexo 3 figura la lista de los participantes en el IV Intercambio de Profesores de Facultades Forestales en América Central, quienes hicieron valiosas sugerencias de cambios y adiciones al texto.

Finalmente, es importante agradecer al Programa Corredor Biológico Centroamericano que aportó recursos económicos para cubrir parte de los costos de la impresión final de este documento. Este tipo de cooperación valiosa es vital para que el proceso de Intercambios continúe en el futuro.



Dr Glenn Galloway  
Jefe Unidad de Manejo de Bosques Naturales (UMBN), CATIE  
Líder Proyecto TRANSFORMA CATIE/COSUDE

# Capítulo 1

## **Definiciones y tipos de inventarios forestales**

- 1.1 Introducción
- 1.2 Tipos de inventarios
- 1.3 Inventarios para el manejo del bosque natural
- 1.4 Inventarios para el manejo de plantaciones
- 1.5 Bibliografía recomendada

Edgar Ortiz  
David Quirós



Un inventario forestal es un procedimiento útil para obtener información necesaria para la toma de decisiones sobre el manejo y aprovechamiento forestal  
Dibujo: Rocío Jiménez





# Definiciones y tipos de inventarios forestales

## 1.1 Introducción

Un inventario forestal es un procedimiento útil para obtener información necesaria para la toma de decisiones sobre el manejo y aprovechamiento forestal. En el manejo de bosques naturales y plantaciones, un administrador forestal normalmente debe tener a mano información confiable que le permita manejar su bosque, para que este produzca en forma sostenible la máxima cantidad de productos, de la mejor calidad, en el menor tiempo y al costo más bajo posible. Todo proceso de administración consiste en tomar decisiones, implementar la alternativa seleccionada, controlar que esa alternativa se ejecute tal y como se propuso y verificar si los resultados obtenidos son los esperados. Solo con información confiable y disponible en el momento oportuno se podrán tomar decisiones correctas y verificarlas. Este es un problema de optimización que normalmente se traduce en preguntas básicas del manejo forestal:

- ¿Qué productos maderables tengo en mi bosque?, ¿dónde están?, ¿de qué calidad son?
- ¿Qué especies contiene mi bosque?, ¿dónde se ubican los árboles?, ¿cuál es su volumen comercial?
- ¿Cuál es la tasa de crecimiento de mi rodal o bosque?, ¿es económicamente rentable sostener este "stock" o capital en el bosque?, ¿debo liquidarlo ahora para optimizar el manejo de mi bosque?
- ¿Cuál es el volumen total comercial en mi rodal o bosque?
- ¿Cuál es el área total del bosque?, ¿cuál es el área efectiva de manejo?, ¿cuál es el área de protección?
- ¿Cuál es la topografía del terreno?, ¿en dónde están los productos aprovechables de mi bosque?
- ¿Qué existencias quedan en el bosque después del aprovechamiento?
- ¿Debo raleo esta plantación en este momento?
- Si la plantación debe ralearse, ¿cuántos árboles debo cortar?
- ¿Cuáles árboles debo cortar?
- ¿Qué productos puedo obtener de la plantación en este raleo?
- ¿Cuándo debo hacer la corta final de la plantación?
- ¿Qué otros productos no maderables puedo obtener de mi bosque?, ¿cuánto hay?, ¿dónde están?, ¿de qué calidad son?
- ¿Cuál es la densidad de población de especies animales de interés en mi bosque?

Para contestar estas preguntas, el administrador forestal debe poseer información confiable. El procedimiento para recolectar esta información es lo que se llama un *Inventario Forestal*. Todo inventario de recursos forestales debe recabar cinco tipos de información: área de bosques, localización y distribución por tipos de bosque, cantidad de recursos existentes, calidad de los recursos y cómo cambian estos en el tiempo.

En la ejecución de un inventario forestal se incorporan principios y técnicas perfeccionadas por otras disciplinas. Por ello, se requiere que el profesional forestal posea conocimientos de planificación, manejo de personal, cartografía, topografía, interpretación de

El inventario forestal es un sistema de recolección de información. Según los objetivos de manejo y producción, así será el tipo de inventario que se requiere

Información básica que se debe recolectar en un inventario forestal:

- Área del bosque
- Distribución y localización
- Cantidad de recursos
- Calidad de recursos
- Cambios en el tiempo

La planificación y ejecución de un inventario forestal requiere de la incorporación de principios interdisciplinarios



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

fotografías aéreas, interpretación de imágenes de satélite, así como sobre técnicas de medición (dasometría) e identificación (dendrología) de árboles y productos del bosque, y especialmente, sobre técnicas estadísticas.

Debido a las demandas de diversos productos del bosque, se debe de incorporar en la planificación del manejo la ejecución y resultados de inventarios multi-recursos

El término 'inventario forestal' ha sido utilizado en el pasado como sinónimo de "*procedimiento para la estimación de recursos leñosos (principalmente maderables comerciales) contenidos en un bosque*". Sin embargo, la necesidad de recopilar información respecto de otros recursos no leñosos ha progresivamente modificado este concepto, para dar cabida a inventarios especializados para la recolección de información de recursos de fauna, flora, agua, recreación, fibras, plantas medicinales, frutas, lianas y muchos otros recursos no leñosos. Todos ellos buscan estimular el desarrollo de **inventarios multi-recursos**, en cuyo diseño y ejecución deben participar especialistas de diferentes disciplinas.

En relación con esta nueva tendencia, es necesario señalar que para la sociedad, el bosque ha dejado de ser solamente madera de aserrío; cada día hay más conciencia de que este también es la fuente de gran cantidad de bienes no maderables. Asimismo, nuestra sociedad reconoce que el bosque produce servicios ambientales, los que en muchos casos poseen mayor valor que la madera, pero para los cuales no se han desarrollado medidas de cuantificación. Actualmente se reconocen como servicios ambientales del bosque: la mitigación de gases con efecto invernadero, la belleza escénica, la paz, tranquilidad y admiración que un bosque da al ser humano, la conservación de biodiversidad y de recursos genéticos, la regulación de caudales y de la calidad del agua en las cuencas hidrográficas y la prevención y atenuación de desastres naturales. Estas tendencias exigen un cambio de actitud en el profesional forestal; cambio que debe reflejarse en la utilización de las técnicas de inventario forestal como un medio para cuantificar y valorar, tanto los productos maderables y no maderables del bosque, como los servicios ambientales que este produce.

El objetivo de este texto es presentar en un solo libro los conocimientos mínimos necesarios que un profesional o encargado forestal necesita para planificar y ejecutar eficientemente un inventario forestal. El primer tema que trataremos son los tipos de inventarios según a) el método estadístico y b) los objetivos. Se resalta la necesidad de definir, en primera instancia, la información que se requiere para proceder a planificar y diseñar el inventario. En el capítulo 2 analizaremos la planificación de los inventarios forestales; se hace énfasis en la necesidad de planificar el inventario, como requisito indispensable para obtener información al menor costo posible, confiable y con el nivel necesario de precisión.

En el capítulo 3 discutiremos las técnicas básicas de medición y cálculo de áreas, el uso de fotografías aéreas, y procesamiento de imágenes de satélite. En este capítulo reconocemos que no se puede estudiar, manejar o aprovechar un bosque si antes no lo hemos localizado y medido (Husch *et al.* 1982).

En los capítulos 4 y 5 buscamos introducir al estudiante en los temas de estadística descriptiva, y luego en el estudio del proceso de muestreo. En los capítulos 6 y 7, estudiamos los diseños de muestreo empleados en inventarios forestales; en el sexto veremos en detalle los diseños básicos de muestreo utilizados en inventarios forestales, y en el séptimo, las estrategias especiales de muestreo. El estudio de los diseños de muestreo enfatiza cuándo se pueden usar estos diseños, y cuáles son sus ventajas y desventajas. En el

capítulo 8 tratamos el tema de inventarios especiales. En el primer subcapítulo 8.1 incluimos el inventario para bosques secundarios, en el 8.2 el inventario de árboles fuera de bosque, en el 8.3 el tema de productos no maderables y en el 8.4 trataremos el inventario para estimar carbono en ecosistemas forestales tropicales.



En el último capítulo presentamos un análisis y interpretación de los resultados obtenidos en inventarios forestales. Se explica como interpretar el error de muestreo y la aplicación de un modelo simplificado de crecimiento como herramienta para determinar el marco silvicultural de manejo; además el significado de los variables abundancia, área basal y volumen, la importancia de los brinzales y la agrupación de especies según grupo ecológico.

**En esta sección hemos:**

- Analizado la razón de ser de los inventarios forestales.
- Señalado la necesidad de los inventarios forestales para recopilar información que será utilizada en la planificación del manejo de los recursos.

## 1.2 Tipos de inventarios

La literatura clásica define un inventario forestal como un procedimiento que permite recopilar eficientemente información de área, localización, cantidad, calidad y crecimiento de los recursos maderables de un bosque. Dentro del concepto clásico se han definido varios tipos de inventarios clasificados según el método estadístico y según su objetivo (Malleux 1982). La clasificación de inventarios por **método estadístico** puede resumirse en el siguiente esquema.

Inventario al 100% y muestreo al azar { estratificado y sin estratificar

Muestreo sistemático { estratificado y sin estratificar

Es decir que un inventario puede ser diseñado considerando el total de la muestra, o bien que se tome una muestra al azar y se considere o no la división de estratos existentes. También se puede muestrear de manera sistemática y cumplir o no con la división de estratos.

La clasificación de inventarios **según objetivo** considera los siguientes tipos:

- inventario exploratorio
- inventario para manejo de bosques naturales.
- inventario para aprovechamiento forestal.
- inventario para manejo de plantaciones

Entonces, el diseño y realización de cualquier inventario necesariamente debe de incluir al menos uno de los clasificados según el método estadístico.

El tipo de inventario elegido debe de considerar el muestreo total o una muestra con distribución al azar o sistemática. También, de acuerdo con las características del recurso, se debe considerar o no la división en estratos



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

La información que se debe recopilar debe ser exacta (con el mínimo de error) y de bajo costo. Invariablemente la información exacta es más costosa, y la menos costosa es inexacta, estableciendo así un nuevo problema de optimización: obtener la información necesaria para el manejo forestal que sea lo más exacta posible al menor costo posible.

Cualquiera que sea el tipo de inventario, se requiere que ofrezca información precisa a un costo mínimo

La intensidad de muestreo de los inventarios forestales se modifica según el grado de detalle y el objetivo. Así, los de fines exploratorios son de baja intensidad; los generales, de baja a moderada intensidad, y los censos comerciales son al 100%

La información de los inventarios es básica para la elaboración de planes. Así, el inventario exploratorio genera planes de desarrollo regionales o nacionales; los inventarios generales generan PGM en bosques naturales y en plantaciones y el inventario comercial genera el POAa

Los inventarios continuos requieren de varias mediciones para generar información confiable. Su objetivo es obtener resultados que permitan tomar decisiones sobre el manejo planteado

El tipo de información que se requiere, o el énfasis que debe ponerse en un determinado tipo de información depende de los objetivos del inventario. Así, por ejemplo, los **inventarios exploratorios** tienen como objetivo recolectar información básica para la evaluación y monitoreo de bosques a gran escala y de interés gubernamental principalmente, o bien para estudios de factibilidad de empresas forestales. Estos inventarios son de baja a mediana intensidad de muestreo (0,1% a 2% del área). Tanto en el caso de bosques naturales como de plantaciones forestales, la información por recolectar se centra en el área de bosques, su localización y distribución por tipos y la cantidad y calidad de productos que contiene.

En un inventario forestal para el **manejo de un bosque natural** -que a la postre es la herramienta que permite establecer las pautas de manejo para ejecutar a mediano y largo plazo, las cuales se incluyen en el **plan general de manejo (PGM)**- debe darse énfasis a la estimación del crecimiento y mortalidad de la masa forestal. Este inventario busca determinar los valores de los criterios silvícolas que se deben de aplicar durante el proceso de manejo, y principalmente durante las cosechas. Los criterios silvícolas en consideración son: especies por cosechar y conservar, diámetro mínimo de corta (DMC), ciclo de corta (CC), intensidad de corta (IC) y posibilidad silvícola (PS) (en el capítulo 9 en subcapítulo 9.7 se muestra un ejemplo de determinación de estos parámetros silviculturales). Todos ellos permiten determinar con claridad la composición general del rodal y la cantidad de árboles de la cosecha futura (árboles remanentes y regeneración existente); además, ayudan a clasificar la cosecha según especie y diámetro, determinar las existencias por unidad de área y su distribución en el terreno. Este **inventario general** generalmente se realiza por muestreo utilizando una intensidad moderada, o bien con resultados de error de muestreo fijado, por lo general, en  $\leq 20\%$  sobre alguna variable determinada.

En el manejo de bosques es necesario tener un sistema de predicción del crecimiento de los árboles o del bosque, en función de los tratamientos aplicados. Para obtener estimaciones de crecimiento se recurre a establecer un sistema de **inventarios continuos con parcelas permanentes de muestreo (PPM)**, aunque también se pueden emplear parcelas temporales o una combinación de ambas. Este sistema de estimación del crecimiento y rendimiento futuro permite evaluar los tratamientos aplicados al bosque y generar información para evaluar la sostenibilidad ecológica y financiera de la actividad, la cual, en última instancia, permitirá demostrar la viabilidad del manejo sostenido de los bosques naturales.

Entre los inventarios para el manejo de bosques naturales existen también los **inventarios o muestreos silviculturales**. Estos buscan principalmente obtener información del estado silvicultural del bosque y su potencial de producción de madera. Además, son útiles para determinar y seleccionar los tratamientos silviculturales que deben aplicarse a un rodal para maximizar su rendimiento (cantidad y calidad de producto) y minimizar el tiempo de espera. Los tratamientos silviculturales de aplicación en el manejo del bosque buscan:

## Definiciones y tipos de inventarios forestales



Para el manejo de bosques naturales tradicionalmente se ha usado el inventario forestal por muestreo; el cual luego se complementa con el inventario para aprovechamiento (censo comercial). Recientemente se han incorporado los inventarios o muestreos silviculturales

- eliminar la competencia (principalmente por luz) entre árboles, para favorecer a los comercialmente deseables de futuras cosechas (liberación);
- eliminar la competencia de los árboles deseables con otras plantas no deseables como bejucos, lianas o enredaderas (corta de lianas);
- crear condiciones que favorezcan el establecimiento de una nueva masa de árboles de especies deseables (establecimiento de regeneración);
- eliminar los árboles de especies comerciales que presentan daños, enfermedades u otros rasgos negativos (mejora o raleo);
- establecer artificialmente una nueva masa de árboles para la cosecha futura (enriquecimiento o plantación en líneas);
- aprovechar productos y crear espacios para el crecimiento de los árboles mediante una adecuada distribución en el terreno de los árboles comercialmente aprovechables de futuras cosechas (redistribución, plantación en líneas).

Para realizar este tipo de tratamientos debe recolectarse información por tipo de bosque o estrato, pero para que la información sea útil, la recolección debe hacerse después del aprovechamiento del bosque. En el caso de bosques naturales, primarios aprovechados o secundarios, es importante tener un sistema de inventario que permita conocer cuatro aspectos del bosque:

- existencias (cantidad y calidad);
- estado de competencia;
- ocupación del espacio disponible para el crecimiento;
- crecimiento y rendimiento futuro del bosque bajo manejo.

El factor de distribución de la masa forestal en el terreno da información acerca del potencial y nivel de ocupación del terreno. En el caso de bosques naturales los patrones de regeneración son, desde luego, muy irregulares pues en el bosque nos encontramos sitios superpoblados, así como sitios con potencial bueno, regular o poco (desocupados) para los árboles de las especies de interés. Para profundizar en el tema de tratamientos silviculturales el lector puede consultar el texto "Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central" (Louman *et al.* 2001) de esta misma serie.

Si el propósito del inventario es la preparación de un **plan de aprovechamiento forestal**, se debe poner énfasis en recolectar información exacta (con el mínimo error) y al más bajo costo posible sobre: topografía detallada del terreno, cálculo del área efectiva de aprovechamiento y de las zonas de protección, localización de rutas de transporte e información sobre la ubicación, cantidad, tamaño y calidad de los productos que se quiere aprovechar (madera, plantas, bejucos, frutas o semillas, etc.). Estos inventarios, tanto en bosques naturales como en plantaciones, se hacen sobre áreas definidas de corta (áreas o unidades de corta anual). Muchos de ellos son inventarios al 100%, o censos, donde se recorre el área de aprovechamiento en su totalidad; a este tipo de inventario también se le da el nombre de inventario de existencias, **censo comercial**, inventario pie a pie, inventario total o inventario de planificación. Este inventario es muy útil para la planificación y ejecución del aprovechamiento, ya que todas las directrices quedan plasmadas en un plan táctico o plan de aprovechamiento, al que conocemos como **plan operativo anual de aprovechamiento (POAa)**.

Un inventario para **manejo de plantaciones**, por otro lado, debe concentrarse en recopilar información del área por tipos de bosque (rodales), calidad del sitio (IS), densidad de



la plantación, edad y distribución diamétrica de los árboles, clasificados según estado sanitario, calidad y tipos de productos que se espera obtener. La información requerida se dirige principalmente a identificar la necesidad de podas y raleos, y a conocer la cantidad y calidad de productos en la plantación. Los procedimientos de inventario son relativamente sencillos, dado que se requiere únicamente identificar rodales y hacer un muestreo con parcelas de área fija o variable para cada rodal.

### En esta sección hemos:

- Analizado los tipos de inventarios forestales más usuales:
  - exploratorio, para la evaluación, monitoreo y estudios de factibilidad
  - inventario general, para manejo de bosques naturales y plantaciones
  - censo comercial, para aprovechamiento forestal
- Mencionado los muestreos silviculturales, como parte importante en el manejo de bosques naturales.

## 1.3 Inventarios para el manejo del bosque natural

El manejo forestal requiere de inventarios que permitan recabar información antes, durante y después de la cosecha

El manejo del bosque natural implica cuatro fases: planificación, aprovechamiento de bajo impacto (Meza 1994, Higman *et al.* 1999), tratamientos silviculturales de post-cosecha y monitoreo. En cada etapa del manejo se requiere información confiable; por eso se practica un tipo de inventario específico antes de cada etapa: **pre-cosecha** (inventario general e inventario de existencias o censo comercial), **post-cosecha** (inventarios complementarios: muestreo diagnóstico, de remanencia y silvicultural; inventarios de seguimiento: muestreo de regeneración y parcelas permanentes de muestreo). La fase de cosecha se refiere a la ejecución de las actividades de aprovechamiento; en ese momento se puede tomar información relevante para algún fin, por ejemplo determinar costos, rendimientos u otros.

### 1.3.1 Inventario general

El inventario general busca generar información que permita planificar el manejo del bosque a mediano y largo plazo

El objetivo de un inventario forestal general es generar información para facilitar la planificación del manejo forestal a mediano y largo plazo (Maginnis *et al.* 1998). Este tipo de inventario se realiza por muestreo sistemático o aleatorio, con una intensidad entre 1 y 5% del área total efectiva de manejo, y se diseña para obtener entre 15 y 20% de error de muestreo al 95% de confiabilidad, para los estimados de área basal o del volumen por hectárea. Este inventario es muy aplicado en Centroamérica debido al tamaño de los bosques; sin embargo, cuando las áreas de manejo son muy grandes, como en México, Guatemala y Suramérica, se utilizan intensidades de muestreo menores del 1% y errores menores al 15%.

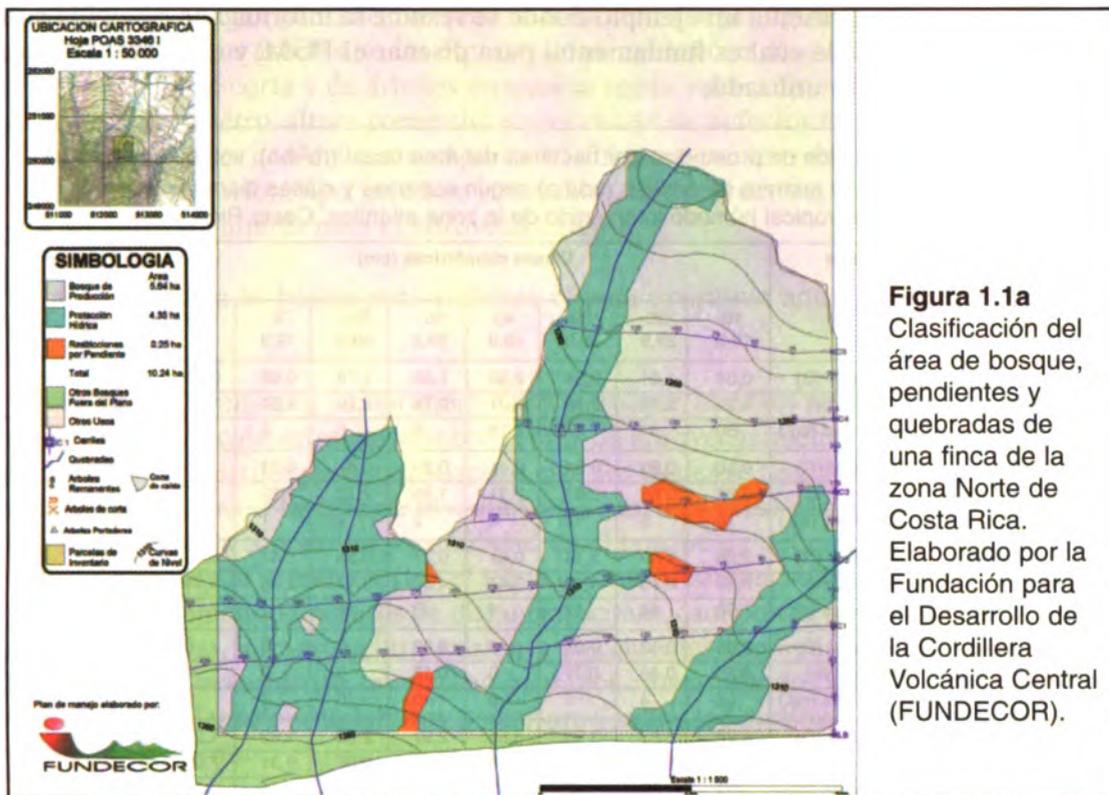
El inventario general es la herramienta técnica principal con el contenido forestal para elaborar el plan general de manejo (PGM).

El área efectiva de manejo incluye el área total menos las áreas de protección o conservación por pendiente, ríos y quebradas. La información que se necesita generar en este tipo de inventario es:

- La clasificación del área de bosque según categorías, tales como el área efectiva de manejo, la cual, a su vez, puede subdividirse por tipos de bosque. El área de zonas de

## Definiciones y tipos de inventarios forestales

protección debe localizarse y estimarse. Esta información se presenta en un mapa, donde se identifica cada una de las categorías antes descritas, el área en hectáreas y el porcentaje con respecto al área total (Fig.1.1a).



- Las características dasométricas de cada tipo de bosque, expresadas en términos de área total en hectáreas, área basal por hectárea, número de árboles por hectárea y volumen comercial por hectárea. Esta información es de mucha importancia para el manejo del bosque, ya que son las variables de cuantificación más importantes para tomar decisiones sobre las labores que se van a realizar (manejo) en el área.
- La composición florística de cada tipo de bosque, la cual se presenta en cuadros de distribución del número de árboles por hectárea, según especie y clase diamétrica. Las especies pueden agruparse en clases de especies y se deben establecer grupos, tales como: especies comerciales, no comerciales y potencialmente comerciales.
- Estructura de cada tipo de bosque, la cual se presenta en cuadros de distribución del número de árboles, área basal y volumen por hectárea, según especie y clase diamétrica de 10 cm. Ver el ejemplo del Cuadro 1.1.

La información de áreas específicas puede generarse con fotografías aéreas, hojas cartográficas, o con un levantamiento de campo que utilice un muestreo sistemático con fajas o líneas. La información dasométrica se genera mediante parcelas de muestreo de tamaño variable, según el país: 20m x 100m o 30m x 100m en Costa Rica, 20m x 50m en Honduras y Nicaragua y 20m x 500m en Guatemala. Para cada unidad de muestreo debe calcularse el número de árboles por hectárea, el área basal y el volumen comercial. A cada árbol con diámetro superior a 10 cm se le debe medir el diámetro a 1,30 m de altura (dap); además, se debe determinar la especie con el nombre científico; estimar o medir la altura total (en



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

plantaciones se mide, pero en bosque natural generalmente se estima), la altura comercial y el grado de defectos del fuste, en porcentaje. Esta información sirve para calcular el volumen comercial sin defectos, por medio de ecuaciones de volumen ya desarrolladas.

En el Cuadro 1.1 se presenta un ejemplo donde se resume la información obtenida con el inventario forestal, la cual es fundamental para diseñar el PGM, y en el Anexo 1 un ejemplo de formulario utilizado.

**Cuadro 1.1** Distribución de promedios por hectárea del área basal (m<sup>2</sup>/ha), volumen comercial (m<sup>3</sup>/ha) y número de árboles (no./ha) según especies y clases diamétricas en un bosque tropical húmedo intervenido de la zona atlántica, Costa Rica

Especie (nombre científico)	Variable	Clases diamétricas (cm)								Total	%
		10-19,9	20-29,9	30-39,9	40-49,9	50-59,9	60-69,9	70-79,9	80+		
Comerciales (26)	Área basal (G)	0,84	1,61	2,54	2,52	1,88	1,78	0,98	0,64	12,79	53
	Volumen (Vc)	0,95	5,75	9,19	14,21	10,74	10,19	5,64	3,69	62,36	55
	No. árboles (no.)	50	32	27	16	8	6	2	1	142	32
Potenciales (10)	Área basal (G)	0,16	0,23	0,24	0,41	0,29	0,47	0,21	0	2,01	8
	Volumen (Vc)	0,57	0,80	0,87	2,31	1,65	2,72	1,22	0	10,14	9
	No. árboles (no.)	10	5	3	3	2	2	1	0	26	6
No comerciales (201)	Área basal (G)	2,38	1,90	1,14	0,61	0,77	0,55	0,43	0,58	8,36	34
	Volumen (Vc)	8,32	6,76	4,13	3,47	4,38	3,14	2,45	3,34	35,96	32
	No. árboles (no.)	158	41	12	4	3	2	1	1	222	49
Otras (palmas) (5)	Área basal (G)	0,95	0,13	0,03	0	0,03	0	0	0	1,14	5
	Volumen (Vc)	3,33	0,46	0,11	0	0,18	0	0	0	4,08	4
	No. árboles (no.)	53	4	0	0	0	0	0	0	57	13
Totales (242)	Área basal (G)	4,28	3,87	3,95	3,54	2,97	2,80	1,62	1,22	24,3	100
	Volumen (Vc)	15,17	13,77	14,30	19,99	16,95	16,05	9,31	7,03	112,57	100
	No. árboles (no.)	271	82	42	23	13	10	4	2	447	100
%	Área basal (G)	18	16	16	14	12	12	7	5	.....	100
	Volumen (Vc)	13	12	13	19	15	14	8	6	.....	100
	No. árboles (no.)	61	18	9	5	3	2	1	0,5	.....	100

### 1.3.2 Inventario de existencias o censo comercial

El objetivo del inventario de existencias -conocido también como censo comercial, inventario pie a pie, inventario total o inventario de planificación- es diseñar un plan de aprovechamiento forestal de bajo impacto. Este inventario debe generar información sobre la topografía del terreno, la ubicación en el terreno de todos los árboles con diámetro superior al diámetro mínimo de corta (en Centroamérica el DMC generalmente está entre 50 y 60 cm), especies, diámetros y volumen de los árboles por aprovechar. Esta información se presenta en un **mapa base de aprovechamiento**, así como en las listas de los árboles que se van a cortar y los que no se deben cortar. Entre otras razones, estos últimos se dejan porque: a) son parte de la reserva definida como masa remanente, b) pertenecen a especies poco frecuentes en el bosque (menos de 0,3 árboles/ha), c) pertenecen a especies de árboles en peligro de extinción y están protegidos por ley. Esas tres razones son aplicables en Costa Rica; en otros países se aplican otros criterios, como árboles portadores, o no sobrepasar el potencial productivo del bosque. En Costa Rica se define como masa remanente, y se marcan como árboles portadores (AP) al 40% de los árboles de una misma especie con diámetro superior al diámetro mínimo de corta (60 cm) determinados en el censo. Higman *et al.* (1999) también proponen un esquema para determinar la masa remanente de árboles, el cual utiliza criterios similares a los empleados en Costa Rica.

El censo comercial permite diseñar adecuadamente el aprovechamiento del rodal

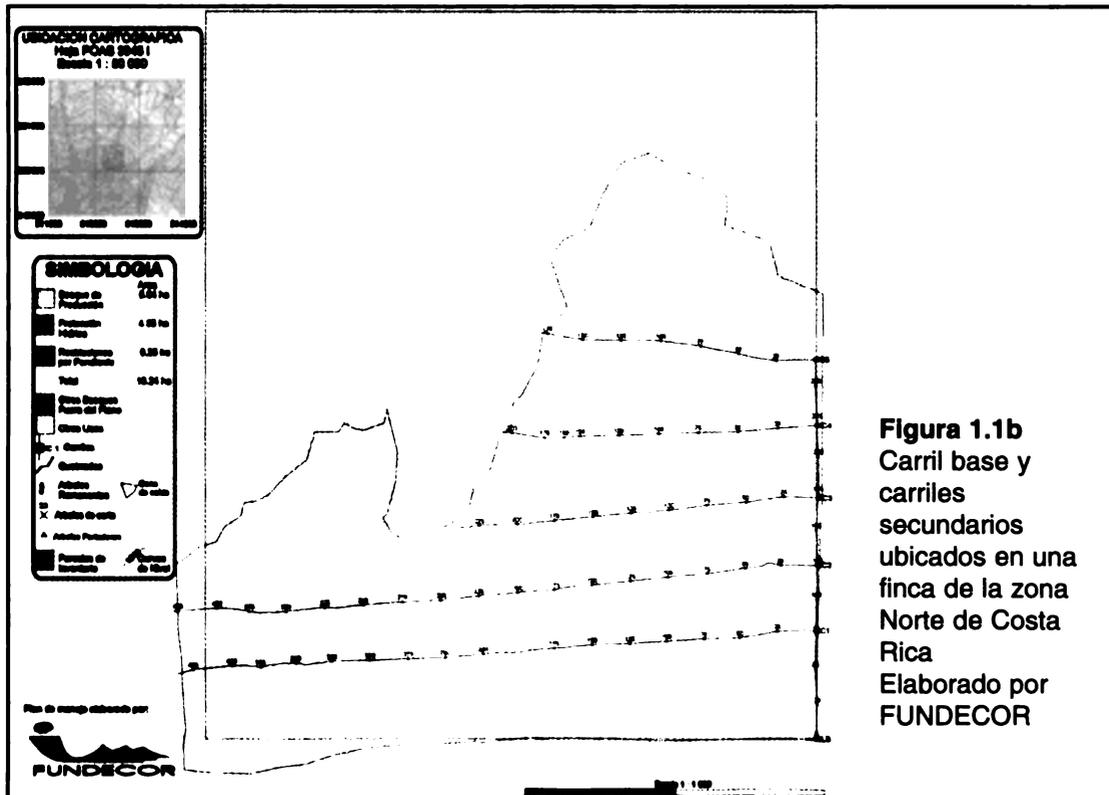
## Definiciones y tipos de inventarios forestales

Los censos comerciales no se practican en todo el bosque, sino sólo en el área programada para aprovechar o área de corta anual (ACA) durante un determinado año. En el censo comercial se debe recolectar información sobre:

- la topografía del terreno, red de drenaje, infraestructura existente y accidentes topográficos (ciénagas, pantanos, terreno rocoso, cañones profundos, etc.);
- ubicación de los árboles de las especies comerciales con diámetro superior al diámetro mínimo de corta y de árboles especiales según valor cultural;
- especies, diámetro, altura comercial y porcentaje de defectos en los árboles de especies comerciales con diámetro superior al diámetro mínimo de corta;
- caminos (ubicación, tipo, estado o condición), infraestructura, zonas de campamentos y otros de interés para el aprovechamiento.

Esta información es básica para elaborar el plan operativo anual de aprovechamiento (POAa).

Para realizar el censo, en una primera visita al bosque, abrimos un **carril base o carril madre** en una ubicación estratégica sobre el área de aprovechamiento (Fig. 1.1b y Foto 1.1), luego se abren carriles perpendiculares a este, los cuales se denominan como **carriles secundarios**, o líneas, o **carriles de inventario**. Los carriles secundarios se abren cada 50, 75 o 100 m (según la topografía y visibilidad en el bosque), y deben cubrir toda el área de bosque. Durante la primera visita, el técnico forestal camina sobre el carril central y los secundarios, tomando los datos de distancia, acimut, cambios de pendiente, presencia de ríos y quebradas, infraestructura existente y accidentes topográficos que limiten las labores de aprovechamiento, tales como pantanos, ríos profundos u otros. Para mayor eficiencia en la ejecución de labores posteriores, sobre los carriles secundarios, se ponen marcas cada 25 m.



**Figura 1.1b**  
Carril base y carriles secundarios ubicados en una finca de la zona Norte de Costa Rica  
Elaborado por FUNDECOR



**Foto 1.1** Carril base ubicado estratégicamente en un bosque aprovechado en la zona Norte de Costa Rica  
Foto. C. Brumér

Esta información se procesa manualmente o con la ayuda de una computadora para elaborar un mapa donde se muestren las pendientes (ver sección de levantamientos con cinta y brújula), la red de drenaje y la infraestructura existente (ver Obando y Louman 2001 y la Fig.1.1a).

En una segunda visita al bosque recolectamos información de los árboles aprovechables. El técnico forestal camina sobre los carriles secundarios y sus dos ayudantes cubren una banda de la mitad de la distancia entre carriles o picas a cada lado del carril secundario, de manera que se va "barriendo" o levantando el censo de los árboles predeterminados. Desde luego, existen otros métodos para levantar la información o hacer el censo, pero la citada es la que da mayores rendimientos y efectividad. En algunos lugares se toman los datos de topografía y árboles en una sola visita.

Para cada árbol, los asistentes recolectan los datos referentes a especie, diámetro, altura comercial y ubicación (tomando coordenadas entre la distancia aproximada del árbol al carril secundario y al carril principal). Esta información se anota en la libreta de campo; a cada árbol, el técnico asigna un número correlativo (Maginnis *et al.* 1998). El técnico responsable le indica al ayudante el número asignado al árbol, quien procede a pintar este número en el árbol o a colocar una placa con el número asignado. Cada árbol censado debe quedar numerado, para lo cual lo más recomendable es usar pintura, láminas plásticas o de aluminio. El número debe colocarse en un sitio visible en el fuste y en la base y siempre sobre una orientación determinada (por ej., el lado norte del árbol) para facilitar posteriormente su localización (Foto 1.1 a y b).

Con esta información de campo, el técnico forestal elabora un croquis o un mapa de ubicación de árboles en el campo, confecciona las listas de los árboles que deben marcarse como remanentes y los árboles de corta, con su respectiva especie y volumen comercial. Los árboles remanentes pueden provenir de tres fuentes: a) son parte del porcentaje de reserva por especie (40% del número de árboles por especie en Costa Rica); b) son árboles de especies poco frecuentes; c) son de especies protegidas por ley.

El censo requiere un buen diseño y ejecución de carriles, ya que a partir de ellos se levanta la información y se les da coordenadas de ubicación a los árboles registrados

La numeración y marcación de los árboles son muy importantes para las búsquedas posteriores



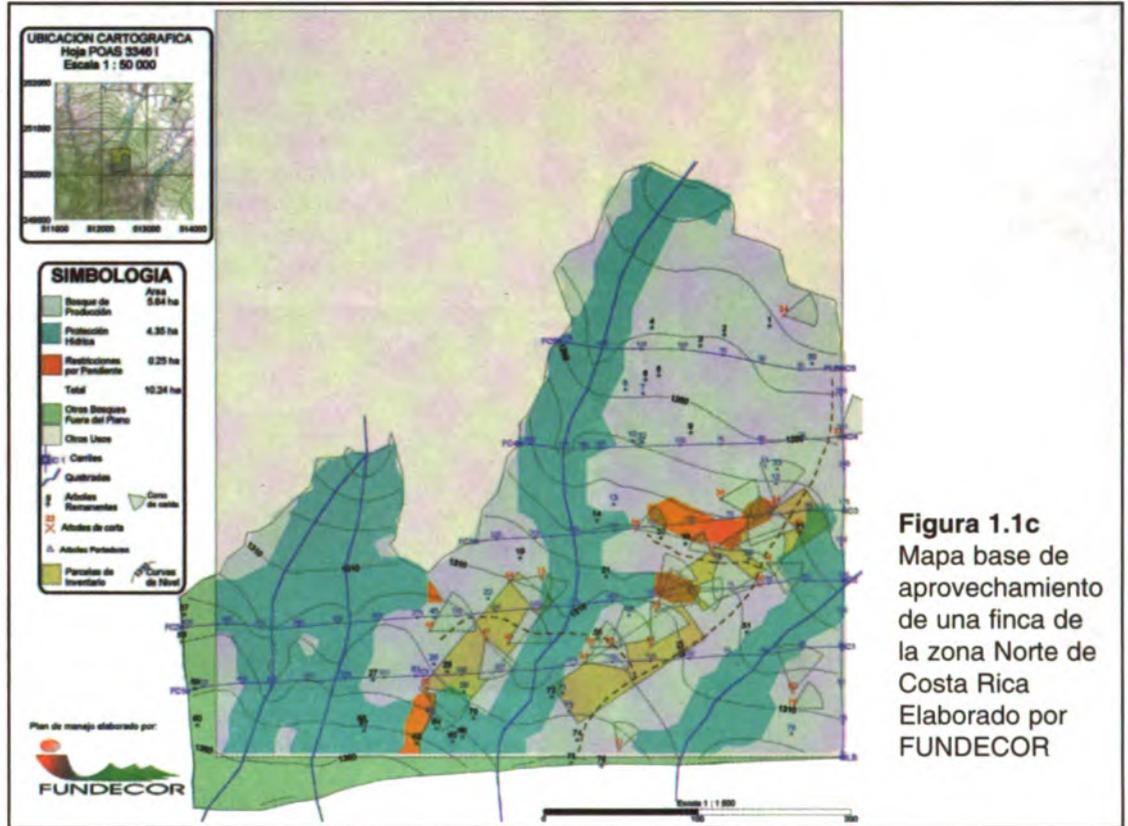
**Foto 1.2** Árbol de corta marcado en el fuste (a) y en la base (b) durante el censo comercial. La numeración en ambos puntos es importante para el monitoreo antes y después del aprovechamiento y durante la cosecha.  
Foto. C. Brumér



Toda la información concerniente a curvas de nivel, red de drenaje, accidentes topográficos, infraestructura existente y ubicación de los árboles se coloca en un solo mapa, para así ayudar al técnico forestal a diseñar la red de caminos de aprovechamiento, y a ubicar campamentos y patios de acopio. Este mapa se conoce como **mapa base de aprovechamiento**; en la Fig. 1.1c se presenta un ejemplo donde se puede observar: la forma y ubicación general de la propiedad, las distintas categorías de uso, incluyendo las áreas efectivas para el aprovechamiento, el diseño de carriles de inventario, ubicación de los árboles a cosechar y a conservar, la caída natural de los árboles y el cono de apertura que puede ocasionar la copa del árbol al ser derribado. También se brinda información referente a otros elementos presentes en el bosque como son: la topografía por medio de la descripción de las curvas de nivel, la hidrografía y la ubicación de los patios de acopio entre otros elementos importantes para tomar en cuenta para la cosecha. El mapa también señala información del diseño y ubicación de unidades de registro levantadas durante la ejecución del inventario general y que sirve para la elaboración del PGM.

En una tercera visita al campo, el técnico forestal (regente) y sus ayudantes recorren nuevamente los carriles secundarios de inventario y marcan los árboles. En Costa Rica, los árboles de corta se marcan con una equis con pintura roja, se repinta el número en el fuste, y con una placa se enumera y marca a la altura del tocón (30 cm arriba del suelo), en un sitio visible y siempre sobre el lado escogido del árbol para facilitar posteriormente su identificación. Los árboles en la lista de remanentes no se marcan del todo, para ahorrar tiempo, pintura y placas. Maginnis *et al.* (1998), sin embargo, recomiendan marcar los remanentes con pintura de diferente color y con un signo especial que impida confundirlo con un árbol de corta, como por ejemplo, "R", "AP", un círculo, etc. (Foto 1.3).

El mapa base de aprovechamiento y el listado de árboles son muy necesarios en el campo para el desarrollo de las actividades de aprovechamiento



**Figura 1.1c**  
Mapa base de aprovechamiento de una finca de la zona Norte de Costa Rica  
Elaborado por FUNDECOR



**Foto 1.3** Árbol padre (AP) marcado durante un censo comercial en un bosque de la zona Norte de Costa Rica  
Foto. C. Brumér

## Definiciones y tipos de inventarios forestales

Una opción para no tener que hacer una tercera visita al campo es no marcar los árboles seleccionados para la corta, sino realizar las labores de aprovechamiento trabajando directamente con el mapa base de aprovechamiento y las listas de árboles a cortar preparadas en la oficina. Esta alternativa lógicamente permite disminuir los costos de las labores de planificación del aprovechamiento, pero aumentan las posibilidades de que se corten árboles no autorizados.

El censo y la planificación del aprovechamiento se realizan únicamente en el área efectiva de aprovechamiento asignada para el año.

En el Anexo 1 se presenta un ejemplo de formulario utilizado en un censo comercial.

### 1.3.3 Inventarios post-cosecha

En la sección 6.2 en el manual sobre "Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central" (Louman *et al.* 2001) se da información referente a inventarios post-cosecha. En este texto trataremos los inventarios, mejor conocidos como muestreos, realizados para conocer las condiciones del rodal y tomar la decisión de aplicar tratamientos silviculturales. Analizaremos **inventarios complementarios** (muestreo diagnóstico, de remanencia y silvicultural) e **inventarios de seguimiento** (muestreo de regeneración y parcelas permanentes de muestreo).

El objetivo del inventario post-cosecha es generar información para la prescripción y ejecución de tratamientos silviculturales recomendados después del aprovechamiento. No se descarta la ejecución de tratamientos antes y durante el aprovechamiento, pero sólo en casos especiales; por ejemplo, en Guatemala donde la intensidad del aprovechamiento es baja.

#### Inventarios complementarios

El primer inventario post-cosecha que trataremos es el método de **inventarios complementarios**, que recolecta tres tipos de información mediante un muestreo diagnóstico, un muestreo de remanencia y un muestreo silvicultural (Quirós 1998a). Los tres tipos de muestreo se realizan en las mismas unidades de muestreo de 10m x 10m (0,01 ha) distribuidas sistemáticamente en el bosque, para lo cual se hace uso de los carriles secundarios abiertos en el inventario de existencias (Ver Fig.1.1a). La intensidad de muestreo oscila entre 3 y 5% del área efectiva de manejo, aunque también se recomienda no definir una intensidad de muestreo, sino emplear 100 unidades de registro como muestra mínima y 500 unidades de registro como máximo.

Para el **muestreo diagnóstico** se recomienda muestrear los árboles deseables sobresalientes (según Hutchinson 1993, modificado por Quirós 1998b), para determinar el potencial y condición de la vegetación deseable. Inmediatamente después de este, se recomienda hacer el **muestreo de remanencia**, que identifica en la misma unidad de muestreo (10m x10m) los árboles remanentes con diámetro superior a 50 cm que no fueron extraídos durante el aprovechamiento y se establece la causa de la remanencia (Quirós 1998a). Por último, se aplica el **muestreo silvicultural**, que consiste en determinar a qué especie pertenecen todos los individuos con dap mayor o igual a 10 cm ( $\geq 10$  cm) (Quirós 1998a y Maginnis *et al.*1998).

En Quirós 1998 a y b se presenta con mayor detalle la metodología mencionada y en Quirós 1998 c se desarrolla un ejemplo práctico. En el Anexo 1 se presenta un ejemplo de formulario utilizado para inventarios complementarios.



Después de la cosecha es importante conocer el estado silvicultural de la masa remanente y el potencial de la regeneración natural

Los muestreos complementarios son el muestreo diagnóstico, el muestreo de remanencia y el muestreo silvicultural



### **Muestreo diagnóstico**

El muestreo diagnóstico es una herramienta muy útil y práctica para conocer el estado silvicultural y el potencial del rodal y decidir sobre la prescripción de tratamientos silvícolas. Amplia información sobre este método y presentación de resultados se encuentra en Hutchinson (1993) y Quirós (1998b).

Esta metodología tiene como objetivo evaluar la capacidad productiva del bosque remanente, la cual se mide en función de la cosecha futura del bosque. En cada unidad de muestreo de 10m x 10m, se procede a evaluar si existe un único individuo deseable sobresaliente (DS) o líder deseable (LD), el cual debe de pertenecer a una especie comercial, ser de buena forma (fuste y copa) y no tener daños. Primero se trata de encontrar un DS fustal o árbol ( $\geq 10$  cm dap, hasta DMC); si no hay individuos con estas dimensiones, se procede a buscar un latizal (individuo entre 5 y 9,9 cm dap), el cual debe cumplir con la calidad citada para el DS; si no hubiera latizales, entonces se procede a identificar un brinzal (entre 30 cm de altura a 4,9 cm dap). La unidad se declara vacía si no existe ningún individuo con las características de DS.

Además de identificar al líder deseable, en cada unidad de muestreo se evalúan las condiciones de iluminación, según la siguiente escala:

1. Iluminación vertical y lateral plena
2. Iluminación vertical plena
3. Iluminación vertical parcial
4. Únicamente iluminación oblicua
5. Sin iluminación

y el grado de infestación por lianas en el DS, según:

1. No hay presencia de lianas o bejucos
2. Presencia de lianas o bejucos en el fuste
3. Presencia de lianas o bejucos en el fuste y copa
4. Presencia de lianas o bejucos en el fuste y en copa, las cuales afectan el crecimiento y forma del individuo

El muestreo diagnóstico considerado en la metodología de los muestreos complementarios no se adhiere totalmente a la metodología de Hutchinson, ya que sólo se cumple con el paso de buscar un DS fustal, y si no se encuentra, se procede a declarar la unidad de registro como vacía; o sea, no se buscan latizales ni brinzales (Quirós 1998b).

El muestreo diagnóstico tiene algunas limitaciones en la prescripción de tratamientos silviculturales cuando se aprovechan muchas especies y además se dejan árboles remanentes por diversas causas. Si el manejo del bosque presenta esas características se recomienda complementar la información silvicultural siguiendo el procedimiento completo (ver Hutchinson 1993 y Quirós 1998b). Tanto el muestreo diagnóstico como los otros muestreos complementarios brindan información del rodal, la cual es fundamental para la elaboración del plan operativo anual de silvicultura POAs.

### **Muestreo de remanencia**

El muestreo de remanencia consiste en recopilar datos sobre los árboles con diámetro  $\geq 50$  cm, que son remanentes debido a que no fueron extraídos durante el aprovechamiento, o que fueron dejados por estar por debajo el DMC. El objetivo es determinar

Los muestreos post-cosecha para definir tratamientos o para buscar información sobre la regeneración natural, son un complemento de la información para el manejo forestal

## Definiciones y tipos de inventarios forestales

las existencias, la causa de remanencia y calcular si por su tamaño, esos árboles podrían significar un obstáculo para el desarrollo de los líderes deseables y de la vegetación deseable en general.



La información a recopilar por unidad de muestreo de 10m x 10m es la siguiente:

1. Especie
2. Diámetro a 1,30 m de altura (tiene que ser  $\geq 50$  cm)
3. Posible causa de remanencia según la siguiente clasificación:
  - 1- Forma. Árboles que por la forma del fuste no son rentables de aprovechar.
  - 2- Fitosanitario. Árboles con pudriciones, ataque de patógenos, o cualquier otra afección.
  - 3- Remanentes. Árboles de reserva para la próxima cosecha.
  - 4- Potenciales. Árboles de especies no aprovechadas actualmente, pero que se prevé que tendrán demanda a corto plazo.
  - 5- No comerciales. Especies sin valor en el mercado a corto o mediano plazo.

### Muestreo silvicultural

Este muestreo es conocido como "media cadena", y tiene como objetivo conocer la composición y estructura de la regeneración natural establecida (especies arbóreas y palmas de más de 10 cm de diámetro en unidades de registro de 10m x 10m). Para ello, se clasifica el número de árboles por hectárea y el área basal por especie. En cada unidad de muestreo se toman los siguientes datos:

- Especie (incluyendo palmas)
- Diámetro a 1,30 m de altura

La información recolectada se presenta en dos cuadros que muestren los valores actuales de las variables número de árboles y área basal, las cuales son de gran valor para determinar los tratamientos silviculturales, su intensidad y la vegetación que se quiere favorecer.

### Inventarios de seguimiento

En algunos casos, los inventarios descritos en los acápites anteriores no proporcionan toda la información requerida para el manejo forestal; por eso, se recomienda complementarlos con otros inventarios que ofrecen información específica (Quirós y Louman 2000).

### Muestreo de regeneración natural no establecida<sup>1</sup>

Esta metodología tiene como objetivo contribuir a la determinación de la sostenibilidad a largo plazo de la producción maderera con base en la regeneración natural.

La metodología clasifica la regeneración en tres categorías:

#### Categorías de regeneración

Brinzal  
Latizal bajo  
Latizal alto

#### Dimensión

0,30 m - <1,5 m altura (Foto 1.4a)  
 $\geq 1,50$  m - 4,9 cm dap (Foto 1.4b)  
 $\geq 5,0$  cm dap - 9,9 cm dap (Foto 1.4b)

<sup>1</sup> Tomado de Sáenz y Finegan (2000).



**Fotos 1.4** El muestreo de regeneración evalúa tres categorías de regeneración: brinzales (a) y latizales bajos y altos (b). Fotos: Proyecto TRANSFORMA

Para cada categoría de regeneración por inventariar se utiliza una unidad de registro de tamaño diferente, de manera que a medida que el tamaño de la regeneración aumenta, aumenta también el tamaño de la parcela de muestreo (Cuadro 1.2).

<b>Cuadro 1.2</b> Tamaño de las parcelas e intensidad de muestreo por categoría de regeneración		
<b>Categoría de regeneración</b>	<b>Tamaño de unidad de registro</b>	<b>Intensidad (%)</b>
Brinzal	2m x 2m	0,016
Latizal bajo	5m x 5m	0,2
Latizal alto	10m x 10m	0,4

Se recomienda utilizar las intensidades de muestreo especificadas para cada categoría de regeneración en el Cuadro 1.2.

La selección del área se puede hacer de manera aleatoria o sistemática. Si se utiliza el muestreo sistemático, se deben determinar previamente las direcciones y distancias para la instalación de las parcelas (Lamprecht 1990). Usualmente se prefiere realizar un muestreo sistemático, ya que da mayor facilidad de acceso y agiliza las labores de campo.

Para asegurar la precisión y representatividad de los datos debe considerarse dentro del diseño una buena cobertura del área, basada en una estratificación ecológica previa (suelos, topografía, tipo de bosque, historia/intervención previa).

La metodología propuesta plantea la evaluación de las tres categorías de regeneración (brinzales, latizales bajos y latizales altos); sin embargo, la necesidad de incluir los indi-

## Definiciones y tipos de inventarios forestales



viduos de la categoría de brinzal debe ser considerada en cada caso particular de acuerdo con las características del bosque, los objetivos e intereses del inventario y los recursos disponibles. Esto porque las poblaciones de brinzales de especies arbóreas que han sido estudiadas se muestran muy cambiantes y con altas tasas de mortalidad (Sáenz *et al.* 1999), lo que dificulta interpretar la información sobre brinzales en términos del desarrollo del rodal y cantidad de existencias comerciales futuras.

La información que se debe recolectar en el campo es el número de individuos de especies comerciales encontrados en las unidades de registro, el índice de posición de copa, la fase del ciclo de regeneración del bosque y la condición de sitio.

La aplicación de esta metodología permite obtener información sobre:

- la abundancia y frecuencia de la regeneración en el bosque, y si se considera adecuada o no desde el punto de vista del rendimiento sostenido;
- la iluminación de la regeneración, y si se considera adecuada o no desde el punto de vista del crecimiento y/o supervivencia.

### **Parcelas permanentes de muestreo<sup>2</sup>**

Las parcelas permanentes de muestreo (PPM) son dispositivos de investigación a largo plazo, permanentemente demarcados y periódicamente medidos. Las PPM son de utilidad tanto en estudios con fines descriptivos como en ensayos formales. En estudios descriptivos, las unidades de una red de PPM pueden ser distribuidas completamente al azar, de manera aleatoria estratificada, o seguir un diseño sistemático. En estos dos últimos casos, la división del bosque por estratos con base en tipos de vegetación, suelos, topografía, manejo etc. puede ayudar a lograr una mayor precisión.

En ensayos formales, el diseño experimental más utilizado es el de bloques completos al azar, donde los bloques están localizados de manera que las variaciones ambientales entre ellos sean más grandes que las variaciones al interior de ellos.

El tamaño y la ubicación de un conjunto de PPM parte del análisis de cierta información básica: variabilidad de las condiciones abióticas del sitio (altitud, topografía, exposición de las pendientes, suelo); tipos de bosque, en términos de composición florística, densidad de individuos, área basal, volúmenes totales y comerciales; tipo de estudio conducido (descriptivo y ensayo formal); diseño de muestro elegido; tamaño de la superficie boscosa y recursos disponibles. La información de las condiciones abióticas del sitio y tipos de bosque permite la identificación de estratos en el área de estudio. El resto de la información proporciona la base para determinar el número de PPM necesario por cada estrato.

Cualquiera sea el tipo de estudio conducido, la ubicación del conjunto de PPM se realiza primero sobre mapas, hojas cartográficas o fotografías aéreas, luego se visitan en el campo todos los sitios donde potencialmente se pueden establecer las parcelas, con el objeto de verificar la representatividad de cada uno de ellos (Dallmeier 1992).

El tamaño óptimo del área efectiva de la parcela depende de varios factores: el tipo de bosque (primario, secundario, con o sin intervención), la riqueza de especies, el conjunto diamétrico a considerar en la muestra, el tamaño máximo de los individuos y su den-

<sup>2</sup> Tomado de Camacho (2000)



sidad, el tamaño de claros en el rodal, los objetivos del estudio y la precisión requerida en función de los costos de instalación y monitoreo.

Alder y Synnott (1992) aconsejan instalar parcelas con áreas efectivas de medición de una hectárea, de forma cuadrada o rectangular, donde la relación largo/ancho no exceda de 4. En los bosques primarios húmedos del trópico centroamericano, el conjunto de individuos con  $dap \geq 10$  cm se caracteriza por una alta riqueza de especies (más de 80 especies/ha), con individuos que alcanzan grandes proporciones en diámetro (más de 60 cm) y en altura (más de 30 m). El CATIE recomienda, para estos bosques, la instalación de PPM cuadradas con áreas efectivas de medición de 100m x 100m (1 ha), divididas en subparcelas de 20m x 20m (25 en total) para facilitar la toma de datos. Este tamaño de parcela es suficientemente grande como para caracterizar la variabilidad de los diferentes parámetros del rodal (abundancia, área basal y volumen comercial o total) y absorber la variabilidad debida a los claros.

En bosques tropicales menos heterogéneos, como algunos bosques secos, inundables, sucesionales y/o con individuos que no alcanzan grandes dimensiones, se pueden instalar parcelas con áreas efectivas de medición de menor tamaño. En este caso, el CATIE estableció en bosques peteneros de Guatemala y en bosques sucesionales de Costa Rica (Hutchinson 1993, Pinelo 1997, Pinelo 2000) una serie de PPM de 50m x 50m (0,25 ha), divididas en 25 subparcelas de 10m x 10m.

La primera medición de la PPM consta en los siguientes pasos:

1. *Identificación numérica de los árboles de cada subparcela*

El levantamiento de los árboles puede hacerse en forma de zigzag, empezando siempre en la misma esquina de cada subparcela; por ej., la esquina SO. A cada árbol se le asigna un número único y, en el caso de que el árbol desaparezca o muera entre mediciones, este número no se utilizará más (Foto 1.5).

2. *Ubicación de los árboles en las subparcelas*

La ubicación de los árboles en la subparcela por medio de un sistema de coordenadas X - Y permite preparar mapas de la parcela, calcular índices de espaciamiento, niveles de competencia y posición sociológica.



**Fotos 1.5** Medición de un árbol ubicado en una PPM de la zona Sur de Costa Rica. Nótese la placa de aluminio ubicada arriba del dap donde se incluye el número de árbol. Foto: Proyecto TRANSFORMA



### 3. Árboles en linderos

La decisión de incluir un árbol ubicado en la línea de borde de la parcela o de una subparcela es de suma importancia, ya que tiene un efecto sobre la estimación de la abundancia, el área basal y el volumen. La decisión debe basarse en estos criterios: En fustes con secciones transversales regulares, si a la altura del pecho al menos la mitad del fuste está dentro de la parcela o subparcela, el árbol se considera en la medición; en fustes con secciones transversales irregulares, el examen de la distribución de la proyección de la copa da mejores criterios para tomar una decisión. Si al menos la mitad de la copa se ubica dentro de la parcela o subparcela, el individuo entra en la medición.

### 4. Determinación de la especie

Una correcta identificación de la especie es de suma importancia para el análisis de los datos. En el momento de la primera medición se realiza una identificación preliminar de la especie, la cual se registra por su nombre vernacular; sin embargo, la identificación definitiva del individuo debe ser realizada por un botánico reconocido en taxonomía, cuyo nombre queda registrado en el historial o ficha de estudio.

### 5. Variables por medir

Las variables por medir dependen de los objetivos del estudio, pero siempre se incluye el diámetro del árbol y uno o varios códigos para la condición actual. Otras variables pueden ser la altura (total o comercial), la posición del individuo en la parcela, el diámetro de la copa y algunas que se refieren a diferentes atributos del árbol: posición con relación a la luz, forma de copa, presencia de lianas, condición comercial o forma de fuste.

Una vez establecidas, el monitoreo de las PPM tiene como meta obtener información de los cambios que ocurren en el bosque a través del tiempo, mediante la medición repetitiva de los árboles. Debido a que los procesos dinámicos en bosques naturales son relativamente lentos, la precisión en las mediciones es fundamental para discriminar cambios pequeños en los árboles individuales. Por ello, es de suma importancia que el equipo humano que participa en las mediciones esté altamente motivado y consciente del valor de la precisión en la ejecución de esta labor.

Como una iniciativa de CATIE, se creó en 1997 la Red Neotropical de Sitios de Investigación a Largo Plazo, conformada por una red de parcelas de muestreo ubicadas en cinco de las principales ecoregiones de Centro América: el bosque húmedo de la vertiente atlántica de Centro América (un sitio en Panamá, cinco en Costa Rica, cuatro en Nicaragua y tres en Honduras), el bosque húmedo ístmico de la vertiente del pacífico (un sitio en Costa Rica), el bosque húmedo de Tehuantepec (cuatro sitios en Petén de Guatemala) y el bosque montano de Talamanca (dos sitios en Costa Rica). La mayor parte de estos sitios fueron instalados en la década de los ochenta y sus bases de datos han aportado inestimable información sobre diversos tópicos del manejo sostenible y diversificado del bosque natural latifoliado.

## 1.4 Inventarios para el manejo de plantaciones

Para el manejo de plantaciones se requiere principalmente de información sobre el área total de la plantación distribuida por tipos de rodales. Los criterios para diferenciar entre rodales son: edad, especie, calidad de sitio y densidad. Para cada rodal se debe calcular el área total, el área efectiva y el área de zonas de protección. En primera instancia,

Un inventario para manejo de plantaciones debe recabar información sobre las características dasométricas de cada rodal en la plantación



un inventario para manejo de plantaciones debe generar una tabla o cuadro con las **características dasométricas** de cada rodal en la plantación. Este cuadro debe incluir: especie, edad, número de árboles por hectárea, calidad de sitio, área basal y volumen por hectárea, así como variables específicas de los árboles, tales como diámetro promedio, altura total y altura dominante. Para cada rodal debe prepararse un cuadro de rodal como el que se muestra en el Cuadro 1.3.

Una de las variables más importantes para el manejo de plantaciones es la **densidad del rodal**, la cual mide el grado de competencia a que están sometidos los árboles. Esta variable se maneja para lograr objetivos específicos, tales como maximizar la tasa de crecimiento para lograr muchos árboles delgados en un tiempo corto para aprovecharlos como biomasa, leña, postes pequeños, u otros usos. Por el contrario, la densidad del rodal también se puede manejar para obtener pocos árboles de alta calidad por hectárea, para la producción de madera aserrada, postes de gran tamaño, chapas. La densidad del rodal se puede evaluar utilizando varios criterios; entre ellos, área basal ( $G$ ), índice de espaciamiento relativo ( $\%S$ ) e índice de densidad del rodal ( $IDR$ ). Para planificar **raleos** o aclareos es importante generar tres tipos de información: una o varias medidas de la densidad del rodal, una evaluación de la calidad de los árboles y una cuantificación de los productos esperados del raleo.

La información para manejo de plantaciones se puede recolectar utilizando cualquiera de los diseños de muestreo presentados en el Capítulo 6. La experiencia sugiere, sin embargo, que el mejor diseño es un **muestreo estratificado por tipos de rodal**, y escoger parcelas de medición aleatoria o sistemática en cada uno de los rodales. Para la estimación del área basal, número de árboles por hectárea y volumen comercial se pueden medir parcelas de área variable, utilizando un relascopio Spiegel o una placa de área basal con correcciones por pendiente del terreno. También se pueden utilizar, como unidades de muestreo, parcelas de área fija cuadradas o circulares de 400 m<sup>2</sup>.

Las variables a medir en los árboles seleccionados en las parcelas o unidades de muestreo son normalmente:

1. Especie
2. Diámetro a 1,30 metros de altura
3. Altura total del árbol
4. Altura comercial, definida en función de un diámetro mínimo superior, o del punto de copa del árbol.
5. Calidad del árbol, en función de un esquema de calificación previamente diseñado; ver, por ejemplo, el esquema propuesto por Murillo y Camacho (1997). También se puede utilizar un esquema de calificación sencillo, en función de la calidad del fuste; por ejemplo:
  - Calidad 1.** Árboles de fuste recto, sin defectos, sin ramas gruesas u otros daños.
  - Calidad 2.** Árboles con pequeños defectos, torceduras o ramas gruesas.
  - Calidad 3.** Árboles con defectos o torceduras, no aptos para obtener productos de calidad (trozas para aserrío, postes, etc.)
6. Número de trozas potenciales en función de un largo de troza previamente definido (2,5 m; 3 m; o más).



La forma más útil de presentar la información dasométrica de cada rodal es hacer un cuadro de distribución de los árboles por hectárea, según categorías diamétricas. Este cuadro se denomina '**cuadro o tabla del rodal**', allí se presentan valores promedios, calculados a partir del número de parcelas medidas en cada rodal. Para cada categoría diamétrica, se detalla el número de árboles promedio por hectárea, el área basal promedio por hectárea, la altura promedio de los árboles en la clase y el número de árboles distribuidos según calidad de árbol. Este tipo de cuadros, aunque parecen difíciles de preparar, se pueden construir fácilmente si se utilizan las opciones de tablas dinámicas de los programas de hojas electrónicas Excel o Lotus. En el Cuadro 1.3 se presenta el diseño de un cuadro de características dasométricas de un rodal de ciprés (*Cupressus lusitanica*).

La tabla del rodal resume los valores promedios, calculados con base en el número de parcelas medidas en cada rodal

**Cuadro 1.3** Resumen dasométrico para el rodal 2 de la finca Los Novios, Cartago, Costa Rica  
Especie: *Cupressus lusitanica*

Clase diamétrica (cm)	Punto medio de la clase (cm)	Número de árboles/ha	Área basal (m <sup>2</sup> /ha)	Altura total promedio (m)	Número de árboles Calidad 1	Número de árboles Calidad 2	Número de árboles Calidad 3	Número de trozas por ha
10 – 15	12,5	45	0,55	7,2	10	20	15	40
15 – 20	17,5	89	2,14	9,0	15	35	39	97
20 – 25	22,5	121	4,81	10,6	58	34	29	231
25 – 30	27,5	123	7,31	12,1	55	33	35	264
30 – 35	32,5	81	6,72	13,5	41	21	19	214
35 – 40	37,5	15	1,66	14,9	10	3	2	48
40 – 45	42,5	10	1,42	16,2	7	2	1	35
Totales		484	24,61	-----	196	148	140	929
Área del rodal = 345 ha		Diámetro promedio = 24,5 cm		Altura promedio = 14,3 m				
Altura dominante = 17,9 m		Área basal/ha = 24,6 m <sup>2</sup> /ha		Número de árboles/ha = 484				
Índice de densidad del rodal = 468								

**En esta sección hemos:**

- Analizado la información que se requiere de un inventario para el manejo de plantaciones forestales.



## 1.5 Bibliografía recomendada

- Alder, D; Synnott, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford Forestry Institute. Reino Unido. 124 p.
- Camacho, M. comp. 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical, guía para el establecimiento y medición. Serie Técnica. Informe Técnico no. 42. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 52 p.
- Dallmeier, F. ed. 1992. Long-term monitoring of biological diversity in tropical forest areas: methods for establishment and inventory of permanent plots. MAB Digest 11. UNESCO. Paris, Francia. 72 p.
- Higman, S; Bass S; Judd, N; Mayers, J; Nussbaum, R. 1999. The Sustainable Forestry Handbook. A practical guide for tropical forest managers on implementing new standards. Earthscan Publications. London, Reino Unido. 289 p.
- Husch, B; Miller, C; Beers, T. 1982. Forest Mensuration. WILEY. New York, EE.UU. 402 p.
- Hutchinson, I. 1993. Puntos de Partida y muestreo diagnóstico para la Silvicultura de Bosques Naturales del Trópico Húmedo. Serie Técnica. Informe Técnico no. 204. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 32 p.
- Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M. eds. 2001. Silvicultura de Bosques Latifoliados Húmedos con Énfasis en América Central. Serie técnica. Manual Técnico no. 46. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.
- Maginnis, S; Méndez, J; Davies, J. 1998. Manual para el Manejo de Bloques Pequeños de Bosque Húmedo Tropical. Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos (CODEFORSA). Costa Rica. 208 p.
- Malleux, J. 1982. Inventarios Forestales en Bosques Tropicales. Lima, Perú. 414 p.
- Meza, A. 1994. Aprovechamiento mejorado. *In* Curso de Regencia Forestal, Colegio de Ingenieros Agrónomos, Cooperativa de Capacitación de Profesionales Forestales de Ciencias Agrícolas. San José, Costa Rica, 22, 23 y 24 de Febrero de 1994.
- Murillo, O; Camacho, P. 1997. Metodología para la Evaluación de la Calidad de Plantaciones Forestales Recientemente Establecidas. *Agronomía Costarricense* 21 (2): 189-206.
- Obando, G; Louman, B. 2001. Uso de herramientas electrónicas en la planificación del manejo y aprovechamiento: caso de FUNDECOR, Costa Rica. *Manejo Forestal Tropical* no. 18. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 8 p.
- Pinelo Morales, G. 1997. Dinámica del bosque petenero: avances de investigación en Petén, Guatemala. Serie Técnica. Informe Técnico no. 296. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Pinelo Morales, G. 2000. Manual para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Serie técnica. Manual técnico no 40. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 22 p.
- Quirós, D. 1998a. Muestreos para la prescripción de tratamientos silviculturales en bosques naturales latifoliados. *Manejo Forestal Tropical* no. 4. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 8 p.
- Quirós, D. 1998b. Ejecución del muestreo diagnóstico en bosques naturales húmedos latifoliados. *Manejo Forestal Tropical* no. 3. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 4 p.
- Quirós, D. 1998c. Prescripción de un tratamiento silvicultural en un bosque primario intervenido de la zona atlántica de Costa Rica. *Manejo Forestal Tropical* no. 5. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 6 p.
- Quirós, D; Louman, B. 2000. Sistemas de recolección de información para el manejo de bosques naturales tropicales en Costa Rica. *Manejo Forestal Tropical* no. 13. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 4 p.
- Sáenz, G; Finegan, B. 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical* no. 15. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 8 p.
- Sáenz, GP; Finegan, B; Guariguata, M. 1999. Crecimiento y mortalidad en juveniles de siete especies arbóreas en un bosque muy húmedo tropical intervenido de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 47(1-2): 45-57.

## Capítulo 2

# Planificación de inventarios forestales

- 2.1 Generalidades
- 2.2 Pasos para la planificación de inventarios
- 2.3 La mala planificación y problemas comunes
- 2.4 Costos
- 2.5 Bibliografía recomendada

Edgar Ortiz  
David Quirós



La planificación de inventarios forestales permite obtener información al menor costo posible, confiable y con el nivel necesario de precisión  
Dibujo: Rocío Jiménez





## Planificación de inventarios forestales

### 2.1 Generalidades

Todo inventario forestal debe planificarse; esto quiere decir que antes de iniciar la recopilación de información debemos pensar en cada uno de los detalles de la ejecución del trabajo para saber cuál información se requiere, qué variables hay que medir en el campo, cómo se medirán, quién lo hará, cómo se procesará la información, cómo se presentará el informe, qué tipo de cuadros y figuras se incluirán. La planificación debe responder al qué, cómo y quién involucrados en la ejecución del inventario. Con este capítulo queremos que el estudiante conozca cómo se planifica un inventario forestal. Se hace énfasis en la necesidad de planificar el inventario como requisito indispensable para obtener información al menor costo posible, confiable y con el nivel necesario de precisión.

La planificación de un inventario forestal busca definir, para cada una de las fases, un procedimiento de ejecución lógico, sensato y eficiente que permita obtener información al menor costo y con el mínimo de error

El objetivo de la planificación de un inventario es definir, para cada una de las fases del inventario, un procedimiento de ejecución lógico, sensato y eficiente que permita obtener la información requerida al menor costo y con un mínimo de error posible.

La decisión de realizar un inventario depende de la información que se necesite. Un inventario es un procedimiento para recolectar información básica para la toma de decisiones racionales. La información puede ser requerida por el comprador de la madera, por el vendedor, por el encargado de realizar el aprovechamiento, o por el silvicultor o encargado de manejar el bosque en el futuro. Entonces, el tipo de información que se requiere se define una vez que se conoce el propósito del inventario.

Después de definir el objetivo del inventario, se debe definir cómo se procederá a generar la información y cómo se presentará; esto es, qué variables se van a evaluar en el campo y como se utilizarán para generar otra información. Este paso es muy importante, ya que existe la tendencia a evaluar muchas variables que luego no tendrán ninguna utilidad, pero que lógicamente encarecen los costos del inventario. Al planificar el inventario, siempre debemos saber con certeza qué uso se dará a la información que se recopila, ya que el traslado y trabajo en el bosque requiere de gran inversión de tiempo y dinero.

Por otro lado, se debe tener mucho cuidado de no dejar de evaluar variables que son vitales para generar la información requerida. Además, debe diseñarse el formato de presentación de la información: mapas, cuadros o gráficos. Para cada cuadro se deben definir los títulos, columnas y encabezados, dejando sin rellenar únicamente el cuerpo del cuadro. Los cálculos de área normalmente se presentan en mapas y tablas; el área se clasifica por categorías de tierra, total, protección efectiva, o categorías de uso de la tierra (protección, bosque natural, plantación, agricultura).

La planificación del inventario debe definir cómo se va a recopilar la información necesaria, y asegurarse de no tomar información que no se utilizará

La información sobre cantidad y calidad de productos se debe presentar por tipos de bosque. Si dentro del bosque hay diferentes estratos, es necesario representar la estratificación y organizar los resultados según los estratos presentes en cada rodal.

Los datos de cantidad y calidad de productos que el bosque contiene se presentan por tipos de bosque o por estratos

Para bosque natural y para plantaciones forestales, la información silvicultural se puede -y recomienda- presentarla en formularios como los que aparecen en el Capítulo 1 (cua-



Los costos del inventario dependen de la información requerida, la exactitud deseada y el área total y efectiva del bosque

dros 1.1 y 1.3). En ellos se incluye toda la información con resultados relevantes para el manejo del bosque y la plantación, dando una valoración y calificación del rodal e información básica para hacer estimaciones de crecimiento y rendimiento a futuro. Toda esta información debe quedar plasmada en el plan general de manejo.

No existe una receta fija para diseñar un inventario forestal. El diseño final depende del tipo de bosque, la información requerida, **tiempo y fondos** disponibles, entre otros. El tiempo y los fondos disponibles son los factores principales que afectan el diseño de un inventario. Los costos dependen de la información requerida, la exactitud deseada y el área total y efectiva del bosque. La información general es barata, pero el costo de recolección aumenta con el nivel de detalle; desde luego, entre mayor sea el área de inventario o tamaño de la población, el costo general será mayor, pero disminuye por unidad de área (ha) al aumentar la superficie. Entre las actividades y costos del inventario debemos considerar las actividades previas al inventario: compra de hojas cartográficas, fotografías aéreas e interpretación de las mismas.

En inventarios en bosque tropicales, el diseño de menor costo es aquel que utiliza imágenes de satélite y fotografías aéreas para crear los mapas, calcular áreas por tipos de bosque, áreas de protección y área efectiva de manejo. El **trabajo de campo** se concentra en recolectar información detallada por estrato o unidades de manejo sobre aspectos como condiciones de terreno y cantidad y calidad del recurso en cada una de las secciones.

En caso de que no existieran imágenes de satélite o fotografías aéreas, o que estas no fueran recientes, el mapeo, estratificación y cálculo de áreas deberá hacerse mediante trabajo de campo, en cuyo caso invariablemente deberá utilizarse un inventario sistemático con unidades de muestreo en línea. Este tipo de diseño de inventario no solo permite recolectar la información que se requiere, sino que también permite estratificar el bosque y hacer estimaciones del área total y por tipo de bosque.

En proyectos que van a requerir un manejo integral de sus recursos (por ejemplo, comunidades), también es posible hacer '**mapas participativos**', donde miembros de la comunidad dibujan el mapa y definen zonas de uso de la tierra con base en características físicas fácilmente reconocibles en el campo debido a su conocimiento del área (Foto 2.1).



**Fotos 2.1** Miembros de la comunidad de Villa Mills, Cordillera de Talamanca, Costa Rica, construyen un mapa participativo de su comunidad  
Foto: Proyecto TRANSFORMA



## 2.2 Pasos para la planificación de inventarios

Los pasos básicos que se deben seguir en la planificación de un inventario forestal se describen a continuación. En cada etapa del proceso, es importante tener claro cada actividad que se debe realizar y, con base en ellas, ir definiendo las necesidades de materiales, equipo, personal y logística.

1. Identificar para quién se hace el inventario.
2. Junto con el interesado, definir y clarificar el objetivo del inventario.
3. Establecer qué información debe incluirse en el informe final del inventario, en función de los objetivos definidos.
4. Definir qué datos y variables se deben medir en el campo para generar la información. En este paso se debe especificar:
  - el formato de los cuadros y gráficos requeridos (diseños);
  - el formato de los mapas que acompañan el informe.
5. Recopilar información general y legal sobre el bosque que se va a evaluar. Entre los datos más importantes que se deben obtener durante la planificación están:
  - localización política y geográfica;
  - estado legal de la propiedad;
  - área total y colindancias;
  - topografía general;
  - accesibilidad, vías de comunicación y servicios existentes.
6. Identificar y recopilar la información referente al área de trabajo. Se debe dar énfasis a los datos sobre:
  - inventarios previos, informes, fotografías aéreas;
  - imágenes de satélite;
  - tiempo y fondos disponibles para el inventario;
  - apoyo logístico y organizaciones que participan en el inventario;
  - mapas existentes (topografía, hoja cartográfica, suelos, uso actual, etc.);
  - lista de especies esperadas, clasificadas según estatus (comercial, no comercial, protegidas, etc.).
7. Identificar las variables por medir y los procedimientos para generar la información necesaria para cumplir con los objetivos del inventario. En esta etapa se debe poner énfasis en definir cómo acopiar los datos de campo y cómo utilizarlos para generar los cuadros y gráficos deseados. En especial, se deben considerar los siguientes aspectos:
  - procedimiento que se utilizará para calcular áreas de bosque y su estratificación;
  - procedimiento de cálculo de productos (volumen, biomasa, postes, peso de la hojarasca, etc.);
  - variables que se deben medir en el campo;
  - técnicas e instrumentos de medición de variables;
  - diseño de formularios de campo.
8. Identificar la población y establecer el marco de muestreo, mediante mapas o listas. Para cumplir con este paso se deben considerar los siguientes aspectos:
  - calcular área total y tipos de bosque según se hayan establecido en el paso 5;
  - decidir si se debe estratificar el bosque y qué criterio se utilizará;
  - calcular el área total, el área efectiva, el área de protección y las áreas de cada estrato;
  - definir el tamaño y forma de las unidades de muestreo;
  - calcular el tamaño de la población ( $N$ ) y el tamaño de los estratos ( $N_i$ ), si existieran.

El desarrollo de un orden lógico, paso a paso conlleva a una buena planificación y desarrollo del inventario y se evitan errores en el proceso



9. Definir el diseño de muestreo que se utilizará para seleccionar las unidades de medición en el campo. En este paso se requiere analizar las diferentes opciones de muestreo y definir cuál es la que permite minimizar los costos del inventario y maximizar la precisión de las estimaciones. Las opciones por analizar y los aspectos por definir son:

- definir si se hará un censo o un muestreo;
- establecer la intensidad de muestreo requerida;
- establecer el error máximo permisible y el nivel de confiabilidad;
- calcular el tamaño de la muestra;
- definir qué tipo de muestreo se utilizará; esto es:
  - aleatorio
    - simple
    - estratificado
    - en conglomerados
  - no aleatorio
    - selectivo
    - sistemático
- definir el procedimiento para ubicar las unidades de muestreo en el campo;
- establecer los procedimientos y fórmulas para el cálculo de estadísticos (promedios por unidad de área, error estándar, error de muestreo, total en la población, límites de confianza).

10. Escribir un manual de procedimientos de campo, el cual debe incluir aspectos como:

- Procedimientos generales para:
  - localización de unidades de muestreo;
  - medición de distancias;
  - medición de variables y utilización de instrumentos;
  - marcación de árboles;
  - apertura de picas;
  - marcación de parcelas;
  - llenado de libretas o formularios de campo;
  - identificación de especies y recolección de muestras;
  - descripción de variables por medir;
  - descripción del diseño;
  - descripción de los estratos u otras características identificadas en el bosque.
- Organización del personal en cuadrillas y funciones de cada miembro en la cuadrilla:
  - apoyo logístico;
  - campamentos;
  - alimentación;
  - transporte;
  - botiquines y medidas de seguridad;
  - comunicaciones;
- Procedimientos de evaluación y control de calidad del trabajo de campo.

11. Escribir el manual de procedimientos del trabajo de oficina, el cual debe incluir aspectos como:

- métodos de procesamiento de la información;
- base de datos necesarios para generar información secundaria;
- procedimientos para procesar información primaria;
- fórmulas y procedimientos para generar información derivada;

## Planificación de inventarios forestales

- cálculo de estadísticos;
  - procedimientos para preparar las tablas, mapas y otra información requerida.
12. Definir los aspectos relacionados con la preparación del informe final. En esta etapa de la planificación del inventario se deben establecer aspectos como:
- el índice general del informe;
  - el tiempo estimado de redacción;
  - el personal responsable de su preparación;
  - el método de reproducción;
  - el número de copias necesarias.
13. Preparar un plan de trabajo que especifique el inicio, el final y los responsables de realizar cada actividad. Este último paso es esencial en la planificación.



### 2.3 La mala planificación y problemas comunes

Una inadecuada planificación da lugar a malos inventarios. Entre los principales problemas que se encuentran se deben citar la falta de correspondencia entre el tipo de inventario y el diseño; intensidades bajas; análisis inadecuados, errores en las fórmulas, criterios estadísticos mal aplicados; mediciones mal tomadas o deficientes; falta de equipo y personal capacitado.

Thorsten y Palacios (2000) afirman que hay que lograr una optimización del diseño, de manera que se pueda estimar alguna dimensión poblacional con:

- Un mínimo error a un determinado costo
- Un determinado error con un costo mínimo

En inventarios forestales se distinguen dos tipos de errores: **errores no muestrales** (sesgos) y **errores muestrales** (aleatorios). La optimización de un inventario consiste en minimizar los errores no muestrales y maximizar la eficiencia muestral. Para ello, es necesario individualizar y cuantificar las fuentes de error y desarrollar los procedimientos adecuados para minimizarlos.

#### **Errores no muestrales:**

##### Errores de diseño

- Distribución subjetiva de las unidades de la muestra
- Muestra no representativa por localización o concentración de unidades

Los mapas y los sistemas de información geográfica (SIG) ayudan a diseñar muestras más representativas y a minimizar este tipo de errores.

##### Errores operacionales

- Localización viciada de las unidades muestrales
- Delimitación imperfecta de las unidades
- Errores de medición de los árboles

La minimización de errores se logra mediante la capacitación del personal operativo y con un adecuado control de las operaciones.

Siempre es necesario contar con un plan de alternativas para solucionar los posibles problemas que se presenten



### Errores originados en el modelo dendrométrico

- Los modelos dendrométricos simples, como el requerido para estimar la densidad o altura media de un rodal, no generan errores de importancia. En cambio, los modelos desarrollados para estimar un variado número de productos rollizos de diferentes calidades, sanidades y dimensiones, basados en modelos fustales y simuladores de trozado, pueden producir estimaciones altamente sesgadas.

### Errores en la determinación de la superficie

- Cartografía defectuosa
- Límites inadecuados que provocan la exclusión de superficies
- Apreciación sesgada de la superficie de bosque.

### Errores en el ajuste de existencias en pie

- Sobreestimación del volumen real de cosecha, según el inventario (p.ej. una alta proporción de fustes fracturados durante la cosecha)

La estimación del volumen extraído se puede ajustar en algunas operaciones de aprovechamiento, con relación con la estimación del inventario.

### Errores de procesamiento de datos

- Errores de codificación y registro de datos
- Errores de transferencia de datos
- Errores de procesamiento y análisis

El chequeo de archivos electrónicos y el control de la consistencia de resultados del análisis disminuyen los errores de procesamiento.

### **Errores muestrales:**

#### Errores de diseño

- Elección de diseños muestrales no apropiados para el tipo de inventario
- Este tipo de errores puede minimizarse, con un costo dado, si se emplean las siguientes técnicas:
- Optimización de diseños muestrales multifásicos y multietápicos. De gran importancia para los inventarios regionales y nacionales.
  - Optimización de diseños monofásicos con unidades muestrales simples.

### Errores originados en modelos de simulación

- Los modelos de simulación mal planteados, con deficiencias e información incorrecta generan errores de importancia.

Un modelo de simulación del muestreo es un conjunto de funciones de variabilidad, rendimientos operacionales y costos, que permiten estimar resultados con una gran variedad de diseños muestrales y de poblaciones meta. Estos modelos, bien planteados, son muy eficientes, en términos de costos y error muestral.

En la planificación y ejecución del inventario se encuentran algunos problemas comunes, como: falta de información general sobre el área de trabajo; mapas, hojas cartográficas, fotografías e imágenes desactualizadas; equipo en mal estado, o falta de equipo; falta de personal local, lo que lleva a recurrir a personas sin experiencia y sin interés en el trabajo; logística inadecuada (campamento con deficiencias de alojamiento, alimentación y ubicación) que no motivan al personal a trabajar adecuadamente; salarios, garantías y trato inadecuado.

Lo ideal es tener todo bajo control; sin embargo, no se puede alcanzar la perfección, por lo tanto se deben considerar alternativas para los problemas que puedan presentarse.



## 2.4 Costos

En el cuadro siguiente se presentan los principales costos que acarrea un inventario para el manejo de bosques.

Cuadro 2.1 Costos totales estimados para inventarios de manejo forestal					
Tipo de inventario	Área (ha)	Tipo de terreno y costo (\$/ha)			Fuente
		Fácil	Regular	Difícil	
Reconocimiento	100	30,28	30,93	32,23	1
	500	6,60	6,86	7,51	1
	1000	3,53	3,79	4,25	1
	2000	1,91	2,08	2,40	1
	5000	1,03	1,13	1,34	1
	10000	0,64	0,71	0,86	1
	15000	0,48	0,54	0,65	1
	20000	0,39	0,44	0,55	1
	25000	0,34	0,39	0,48	1
	30000	0,30	0,35	0,43	1
	50000	0,22	0,25	0,31	1
	100000	0,14	0,17	0,21	1
	200000	0,09	0,11	0,14	1
Censo	100	---	26,98	---	2
Muestreo diagnóstico	100	---	9,54	---	2

1: Dauber (1995)

2: Quirós y Gómez (1998)

### En este capítulo hemos:

- Analizado la importancia de la planificación del inventario forestal.
- Establecido los pasos que se deben seguir en la planificación de un inventario forestal.
- Mencionado los problemas más comunes de la mala planificación y ejecución del inventario.
- Recopilado costos de diversos tipos de inventarios.



## 2.5 Bibliografía recomendada

- Dauber, E. 1995. Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible, BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. p. irr.
- Kometter Mogrovejo RF. 1981. Desarrollo de una metodología para la determinación de las posibilidades económicas en bosques mixtos tropicales húmedos. Universidad Nacional Agraria La Molina. Tesis Ing. Lima, Perú. 127 p.
- Malleux, J. 1982. Inventarios forestales en bosques tropicales. Lima, Perú. 414 p.
- PNUD-FAO. 1978. Manual de inventarios forestales. Desarrollo Forestal del Paraguay. PNUD-FAO-SFN. Asunción, Paraguay. 217 p.
- Quirós, D; Gómez, M. 1998. Manejo sustentable de un bosque primario intervenido en la zona atlántica norte de Costa Rica. Serie Técnica. Manual Técnico no. 303. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 13. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 22 p.
- Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre. 1994. Inventario Nacional Forestal Periódico. Memoria Nacional. Plan Nacional de Desarrollo de 1989-1994. D. F., México. 81 p.
- Thorsten, J; Palacios, W. 2000. Manual para inventarios forestales. CATIE, JATUN SACHA, SUBIR. Quito, Ecuador. 77 p.

## Capítulo 3

# Medición y cálculo de áreas de bosque

- 3.1 Introducción
- 3.2 Medición de áreas de manejo
- 3.3 Medición de áreas de corta
- 3.4 Bibliografía recomendada

Edgar Ortiz  
Bastiaan Louman

Las imágenes de satélite se presentan en formato digital, lo cual facilita su almacenamiento, interpretación, cálculo de áreas y producción de mapas de cobertura forestal





## Medición y cálculo de áreas de bosque

### 3.1 Introducción

En este capítulo discutiremos las técnicas básicas de medición y cálculo de áreas, el uso de fotografías aéreas y el procesamiento de imágenes de satélite. Como veremos, no es posible estudiar, manejar o aprovechar bien un bosque si antes no lo hemos localizado y medido.

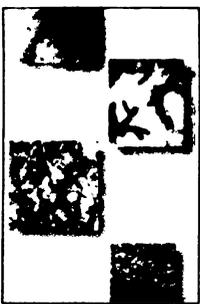
En el manejo forestal, hay dos momentos durante los cuales es importante medir y calcular el área del bosque. **El primer momento** es antes de empezar la planificación del manejo y el inventario general. En ese momento, hay que conocer la extensión y las características principales de los recursos con los que se va a trabajar. El proceso de planificación difiere para bosques extensos, con varios tipos de vegetación, cada uno de tamaño diferente, y para bosques pequeños con básicamente un solo tipo de vegetación. También la intensidad y diseño del inventario general difiere según tamaño, características y forma de los bosques. A mayor tamaño del bosque, menor será la intensidad de muestreo. Entre más homogéneo sea el bosque, menor será la intensidad y más pequeñas las parcelas de inventario.

El tamaño del bosque es importante, sobre todo, para calcular la disponibilidad total de madera por ciclo de corta, y para definir la modalidad de aprovechamiento, la intensidad y la periodicidad de la corta. Como ejemplo, veamos el caso en que una empresa requiere un insumo de materia prima de 1 000 m<sup>3</sup>/año. Primero, se midió el área del bosque sobre la cual tiene derechos de uso; el cálculo del área productiva resultó en 1 250 ha. Después, el inventario general dio como resultado que el bosque puede proveer 10 m<sup>3</sup>/ha con un ciclo de corta de 25 años. Las 1 250 ha, entonces, ofrecen un total de 12 500 m<sup>3</sup> durante un ciclo de corta. Esto significa que la materia prima sólo alcanzaría para los siguientes 12 años y medio, aprovechando 1 000 m<sup>3</sup>/año. En consecuencia, se debe buscar un área adicional para garantizar el abastecimiento hasta el final del ciclo de 25 años.

Por otro lado, si la empresa todavía no ha decidido sobre la modalidad de aprovechamiento y/o procesamiento, podría ajustarse utilizando, por ejemplo, equipo más pequeño, ajustando la productividad de la empresa a la del bosque, o aprovechando sólo 500 m<sup>3</sup>/año. En estas condiciones, las 1 250 ha serían suficientes para mantener a la empresa por lo menos durante un ciclo de corta completo.

**El segundo momento** para medir y calcular áreas de bosque es antes de la planificación del aprovechamiento, cuando ya se ha decidido cuánto y dónde se va a aprovechar cada año. En ese momento, hay que medir y marcar el Área de Corta Anual (ACA) como unidad productiva y administrativa.

Siguiendo con el ejemplo anterior, se tenía un bosque productivo de 1 250 ha. Con un ciclo de corta de 25 años se podría cortar un promedio de 500 m<sup>3</sup>/año (Volumen Anual de Corta Permisible (VCAP)), lo que significa unas 50 ha que producen 10 m<sup>3</sup>/ha. Entonces, anualmente se debe medir y marcar un ACA de aproximadamente 50 ha. En cada



unidad de corta se realiza después un censo comercial para medir todos los árboles comerciales a partir de un diámetro predeterminado. Los datos de la medición de árboles dan el volumen total. Si este volumen difiere del VCAP, se puede ajustar el tamaño del ACA de acuerdo con la densidad del bosque para obtener el VCAP calculado de  $500 \text{ m}^3/\text{año}$ .

Antes del inventario general se mide y calcula el área total de manejo y el área productiva. Antes del censo comercial se mide el área de corta anual (ACA)

Si el área de 50 ha sólo rindiera  $400 \text{ m}^3$ , se pueden agregar otras 12,5 ha al ACA de ese año para compensar la baja disponibilidad de madera. Sin embargo, hay que asegurarse de que se trata de las mismas especies que fueron incluidas en el inventario general, y que la baja densidad se debe al tipo de bosque y/o al ambiente, y no a aprovechamientos después del inventario general, ni a errores en el inventario general o en el censo. Además, debemos estar seguros de que en otras partes del mismo bosque hay áreas más densas, donde el ACA será menor al promedio, para compensar así el ajuste al ACA actual.

En este capítulo veremos cómo aplicar diferentes métodos de medición y cálculo, según los datos obtenidos con las mediciones y la escala del manejo. Para manejo en pequeña escala, los métodos de medición por lo general son manuales, utilizando brújula y cinta; en el caso de Costa Rica, a menudo el área de manejo coincide con el ACA. En escalas más grandes, las mediciones del área de manejo generalmente se basan en imágenes de sensores remotos, ya sean fotografías aéreas o imágenes de satélite. Las mediciones del ACA pueden basarse en las mismas imágenes o, directamente en el campo. Esta última es la forma más común, porque de todos modos es necesario marcar los límites del ACA en el campo, por lo cual hay que hacer las mediciones correspondientes.

### 3.2 Medición de áreas de manejo

El primer paso en la planificación de un inventario forestal es conocer la extensión del área de bosque para la cual se desea generar información, y clasificar esa área según los tipos de bosque presentes. Existen varios procedimientos para ejecutar esta acción, tales como levantamiento del área con brújula y cinta, levantamiento con teodolito y estadía, levantamiento con unidades GPS (sistema de posicionamiento global, por sus siglas en inglés), utilizando sensores remotos como fotografías aéreas e imágenes de satélite, o con base en planos o mapas.

Existen varias técnicas para medir y/o calcular el área de un bosque. La selección depende de los costos y beneficios de cada alternativa

La selección de una determinada técnica depende de los costos y beneficios de cada alternativa. Los primeros tres procedimientos son costosos porque requieren de mucha mano de obra, particularmente en áreas grandes y de difícil acceso. Por esta razón, rara vez son utilizados para determinar la superficie de áreas de manejo forestal en los bosques húmedos latifoliados de América Central, excepto en Costa Rica, donde las áreas de manejo a menudo son menores de 300 ha. Estos procedimientos se describen en la sección 3 de este capítulo. Para determinar superficies dentro del área de manejo, generalmente se aplican herramientas basadas en la información obtenida con sensores remotos. Estos son aparatos que no están en contacto directo con el objeto, área o fenómeno bajo investigación y recogen información acerca de un objeto o área (tamaño, localización, forma, condición).



### 3.2.1 Sensores remotos

Dos ejemplos de sensores remotos son las cámaras que se utilizan para tomar **las fotografías aéreas y las imágenes de satélite**. Ambas técnicas permiten al profesional forestal clasificar los bosques según tipos, calcular sus respectivas áreas y elaborar mapas para facilitar la planificación y ejecución de los planes de manejo forestal. También se pueden utilizar las fotografías aéreas de buena calidad para calcular altura total de árboles y cobertura.

Los sensores remotos son aparatos que no están en contacto directo con el objeto, área o fenómeno en investigación, pero sí recogen información sobre el mismo

#### Lo que miden los sensores remotos

Los datos acerca de un objeto pueden obtenerse por medio de la medición de las ondas electromagnéticas que este emite o refleja. Los sensores remotos usan detectores de energía para registrar variaciones en la forma en que los objetos ubicados sobre la superficie de la tierra reflejan o emiten ondas electromagnéticas. Las ondas electromagnéticas se clasifican por su longitud de onda (espectro electromagnético) en la siguiente forma:

#### Espectro electromagnético:

Nombre de la banda	Longitud de onda ( $\mu\text{m}$ )
Ultravioleta	0,1 - 0,38
Visible	0,4 - 0,7
Azul	0,4 - 0,5
Verde	0,5 - 0,6
Roja	0,6 - 0,7
Infrarroja térmica	0,7 - 14
Infrarroja cercana	0,7 - 1,3
Infrarroja media	1,3 - 3,0
Infrarroja lejana	3,0 - 14,0
Microondas	1 mm - 1m

La mayoría de los sensores operan en uno o más de los rangos del espectro electromagnético. Las cámaras fotográficas, por ejemplo, operan normalmente en la banda de las ondas visibles y un poco ultravioleta (de 0,3 a 0,7  $\mu\text{m}$ ). A medida que aumenta la longitud de onda, el contenido de energía disminuye; por eso, es más difícil registrar la radiación de longitud de onda larga. Los sensores que operan en longitudes de onda larga abarcan áreas de mayor superficie para poder detectar una señal, por lo que su capacidad de definir un objeto con respecto a su entorno es más baja; esto es, su resolución es más baja. Por ejemplo, los sensores de calor (miden la banda infrarroja térmica) pueden percibir aspectos que no se puede medir con otros sensores, pero es difícil delimitar el objeto con precisión. El uso de este tipo de sensores, entonces, es muy específico. En el manejo forestal ha sido usado para detectar enfermedades en los bosques, ya que, supuestamente, los árboles enfermos son más activos que los árboles sanos, y por esta razón son más calientes (Prodan *et al.* 1997). Los sensores de calor también se usan para detectar áreas con diferentes tipos de vegetación y grados de humedad.

Dos tipos de sistemas de sensores se pueden distinguir:

- **Sistemas pasivos**- los que registran la energía natural de los objetos.
- **Sistemas activos**- los que poseen su propia fuente de energía, la cual es lanzada sobre el objeto y luego el sensor registra la energía reflejada (ejemplo: el radar).



Toda radiación detectada por un sensor debe pasar a través de la atmósfera, la cual interactúa con la energía dispersándola o absorbiéndola

Las fuentes primarias de energía electromagnética, las ventanas atmosféricas y la sensibilidad espectral de los sensores son interdependientes

Independientemente de la fuente de energía, toda radiación detectada por un sensor debe pasar a través de la atmósfera. Esta interactúa con la energía dispersándola o absorbiéndola, el efecto total depende de la distancia que la energía recorre dentro de la atmósfera, la magnitud de la señal, las condiciones atmosféricas y la longitud de onda de la energía. Las ventanas atmosféricas son zonas en la atmósfera donde la capacidad de transmisión es alta. Estas ventanas se expresan **como rangos de longitud de onda en los cuales la atmósfera no absorbe la energía**. Estas son regiones espectrales en donde la atmósfera no bloquea la energía electromagnética, y por lo tanto, en donde un sensor remoto puede operar.

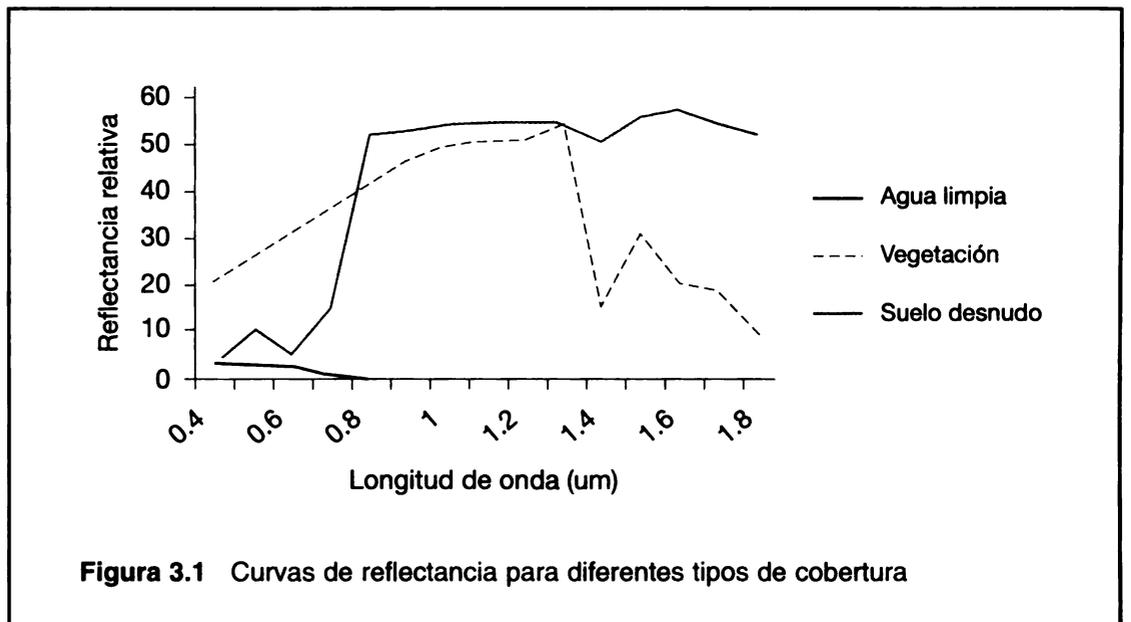
**Estas ventanas son:**

Ventana	Longitud onda ( $\mu\text{m}$ )	Sensor
Ventana termal	3 – 5	Sensores térmicos
Ventana visible	0,3 – 0,7	Ojos, película fotográfica
Ventana visible + infrarroja	0,3 – 14	Sensores multispectrales
Microondas	1 mm – 1 m	Radar

El punto que queremos resaltar es que existe una interdependencia entre las fuentes primarias de energía electromagnética, las ventanas atmosféricas en las cuales la atmósfera no absorbe la energía y la sensibilidad espectral de los sensores.

### Reflectancia espectral

Cada objeto sobre la tierra interactúa de distinta manera con la radiación incidente. Los objetos reflejan, absorben o transmiten energía, dependiendo de la longitud de onda incidente; esto permite construir curvas de reflectancia para diferentes objetos o tipos de cobertura sobre la superficie de la tierra. Estas curvas, como las mostradas en la Fig. 3.1, tienen en el eje x la longitud de onda incidente y en eje y la reflectancia.



**Figura 3.1** Curvas de reflectancia para diferentes tipos de cobertura

La reflectancia es la proporción de energía reflejada con respecto al total de energía incidente para una longitud de onda específica. Para identificar objetos sobre la superficie de la tierra, los objetos tienen que poseer diferentes curvas de reflectancia. Por ejemplo, los sensores infrarrojos, que miden en las ondas de 0,7 a 1,3  $\mu\text{m}$ , muestran claramente la diferencia entre vegetación y agua limpia, ya que la diferencia en reflectancia relativa entre ambos objetos es muy grande: alrededor de 50% para la vegetación, y casi 0 para el agua limpia. Las fotografías (ondas más cortas) y el radar (ondas largas), sin embargo, muestran con mayor claridad la diferencia entre suelo desnudo y vegetación. Las diferencias en reflectancia relativa entre los tres tipos de objetos en el rango de ondas hasta 0,7  $\mu\text{m}$  ayuda a distinguir objetos diferentes, según su absorción de ondas de diferentes longitudes, ya que aparecen como diferencias en color.

Los patrones de reflectancia de los objetos sobre la tierra permiten definir firmas espectrales. Estos patrones son cuantitativos; sin embargo, no son absolutos sino que poseen un rango de variación, además, las curvas de reflectancia **son distintas pero no necesariamente únicas**. Estas cambian según factores como contenido de humedad, o posición del objeto en relación con la incidencia de energía. Dos objetos pueden tener curvas de reflectancia similares, por lo que se requiere de equipo sofisticado para interpretarlas correctamente.

### Uso de sensores remotos en la planificación de inventarios

La planificación de inventarios requiere, en primera instancia, la identificación de las áreas cubiertas por bosque, su tamaño y tipo de bosque. Las cámaras fotográficas y otros sensores remotos en las ondas visibles han demostrado su utilidad, aunque son susceptibles al estado del tiempo. Experimentos con radar indican su utilidad en días nublados, pero las imágenes son menos útiles para diferenciar entre tipos de bosques (Steege *et al.* 1996).

Para la planificación en gran escala, por ejemplo a nivel de regiones o cuencas hidrográficas, las fotografías aéreas han venido perdiendo terreno, a favor de las imágenes de satélite, ya que el costo de estas últimas se ha reducido notablemente. Así, el precio de las imágenes Landsat pasaron en el año 2001 de US\$ 4 000 por imagen a US\$ 600, y a US\$ 800 las imágenes georreferenciadas. Al mismo tiempo, la resolución de las imágenes de satélite es ahora comparable con la de una fotografía aérea. En 1997, la mejor resolución comercial disponible era de 5,8 m en imágenes bastante caras que requerían software, también caro, para procesarlas (Wynne y Carter 1997). Ahora es posible conseguir imágenes con una resolución de un metro, cuatro y diez metros, con un costo entre US\$ 600 y \$US 2 000, bastante inferior al de contratar la toma de fotografías.

Las fotos aéreas, y especialmente los contactos en papel, también han perdido terreno debido a que las imágenes de satélite son distribuidas en formato digital, lo cual facilita su almacenamiento, interpretación, cálculo de áreas y producción de mapas de cobertura forestal. En el mercado existen programas de computación de libre acceso para mostrar y editar imágenes de satélite (la página web [www.geo.ed.ac.uk/home/giswww.html](http://www.geo.ed.ac.uk/home/giswww.html) provee vínculos con varios sitios que ofrecen programas de libre acceso y en venta), así como computadoras de gran velocidad de procesamiento, alta capacidad de memoria y bajo costo. Las fotografías aéreas, por el contrario, requieren un mayor espacio de almacenaje y el equipo de interpretación es costoso, aunque el uso reciente de cámaras digitales ayuda a contrarrestar estas desventajas.



La disponibilidad de imágenes de satélite y de programas para verlas y editarlas, así como la reducción del precio y aumento en velocidad de procesamiento de las computadoras han favorecido el uso de estas imágenes en la planificación de inventarios



El uso de fotografías aéreas, no obstante, sigue siendo preferible en áreas donde se necesita determinar tipos de bosque con base en diferencias locales en vegetación y ambiente físico<sup>1</sup>, o donde las fotografías ya existen y son relativamente recientes, o donde el bosque no ha estado sujeto a intervenciones humanas desde el momento en que se tomaron las fotos. También, donde los recursos para la interpretación son escasos, y el nivel de conocimiento de los bosques es bajo, la interpretación manual de fotos ofrece información de calidad aceptable para la planificación del inventario general y el manejo. En estos casos, el inventario se puede diseñar de tal forma que sirva para confirmar la interpretación de las fotografías. En América Central, por esta razón, todavía se usan fotografías aéreas para la estratificación de los bosques y para la determinación del tamaño de áreas de cada tipo de bosque. Sólo en Petén en Guatemala, existen los recursos instalados (humanos y de equipo) para utilizar las imágenes de satélite para la planificación del manejo en forma frecuente y eficiente.

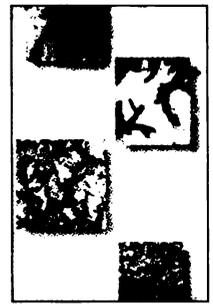
El Cuadro 3.1 da un buen ejemplo de uso de los diferentes tipos de sensores remotos según la escala de planificación y monitoreo de unidades ecológicas en los Estados Unidos.

<b>Cuadro 3.1</b> Relación entre datos de sensores remotos y escala de planificación y monitoreo de unidades ecológicas en los Estados Unidos				
<b>Nivel ecológico</b>	<b>Región ecológica</b>	<b>Sub-región</b>	<b>Paisaje</b>	<b>Unidad de terreno/manejo</b>
Datos de sensores remotos	Radar, Landsat MSS	Landsat MSS y TM, fotos*	Landsat TM, SPOT, fotos*	SPOT, fotos**
Resolución	1 km – 100 m	100 m – 30 m	30 m – 10 m	<10 m
Tamaño de objetos detectables	100 km	10 ha	1 ha	<1 ha
Escala	1:5 000 000 o menor	1:5 000 000 a 1:250 000	1:250 000 a 1:50 000	1:50 000 o mayor
* fotografías aéreas a escala pequeña > 1:40 000 ** fotografías a escala media 1:40 000 a 1:15 000 programas Landsat y SPOT descritos en sección 3.2.3 Fuente: adaptado de Remote Sensing Applications Center (1998)				

### 3.2.2 Fotografías aéreas

Si bien las características e interpretación de fotografías aéreas son tema de otros cursos (sensores remotos o fotogrametría), es necesario hacer un repaso sobre los aspectos más importantes de la interpretación de fotografías para entender bien cuándo, cómo y por qué se utilizan fotos aéreas para la planificación del inventario. En esta sección se explica brevemente el por qué del uso de fotografías, sus principales ventajas y el uso de las fotografías para la medición de áreas.

<sup>1</sup> La interpretación de imágenes de alta resolución, tomadas en estéreo y combinadas con modelos digitales de elevación, logra definir tipos de bosques de manera muy confiable (Wolter *et al.* 1995, citado por Wynne y Carter 1997). Estos, sin embargo, siguen fuera del alcance de los manejadores de los bosques latifoliados centroamericanos.



Las fotografías aéreas son muy usadas en América Central para la estratificación de los bosques y para la determinación del tamaño de áreas de cada tipo de bosque

### Breve historia

A pesar de que ya en el siglo XIX se tomaban fotografías aéreas y hasta se enseñaba con mapas basados en esas fotografías, no fue sino hasta después de la Segunda Guerra Mundial que se empezaron a investigar las posibilidades de uso de las fotografías aéreas (Heinsdijk 1975). Según ese autor, primero se tomaban fotos oblicuas, pero a partir de 1929 se empezó en Canadá a tomar fotografías verticales para propósitos forestales. Las experiencias desde entonces han demostrado que las mediciones basadas en fotografías aéreas son **más rápidas y menos costosas** que hacerlas en tierra. En los trópicos, las fotografías aéreas se empezaron a usar en 1929 en Indonesia.

En el sector forestal centroamericano, el principal **uso de las fotografías aéreas** ha sido para demarcar límites dentro de los bosques, hacer mapas de diferentes tipos de bosque, medir áreas y determinar curvas de nivel. Para este último propósito, sin embargo, si el dosel es irregular y de altura variable, las fotografías no representan cambios en el nivel del suelo. Este es, a menudo, el caso en los trópicos. Para el diseño de la red vial en las áreas de corta anual puede ser importante tener mayor precisión de la que se puede obtener con fotos, en la medición de las diferencias en el nivel del suelo. Aún una diferencia ligera en el nivel puede implicar mucha diferencia en los cursos naturales de escorrentía del agua. En estos casos, la medición en el terreno es la mejor opción, siempre que los beneficios de tener datos exactos no excedan los costos de levantamiento de la información, lo que hay que evaluar caso por caso.

Para la clasificación de bosques y la medición de áreas, las fotografías han probado su utilidad, a un costo menor que el de levantamientos en el terreno, particularmente en áreas con poco acceso para las que ya existen las fotografías aéreas.

En el sector forestal centroamericano los principales usos de las fotografías aéreas han sido: demarcar límites dentro de los bosques, hacer mapas de diferentes tipos de bosques, medir áreas y determinar curvas de nivel



Una desventaja de las fotografías aéreas, particularmente en los trópicos, es que requieren de buenas **condiciones de clima**. La presencia de nubes durante el período de fotografía aumenta considerablemente los costos, porque hay que seguir pagando el alquiler del equipo y honorarios hasta que las condiciones climatológicas permitan tomar las fotos. Las imágenes de radar evitan el problema de la nubosidad, pero aún no se ha logrado desarrollar sistemas baratos de radar en aviones, que muestren suficiente detalle para la clasificación de los bosques. Otra opción es el uso de cámaras con lentes de ángulo amplio, que permitan tomar fotos en la misma escala que las cámaras de lente normal, pero a alturas menores, para así volar por debajo de las nubes. No obstante, la sombra de las nubes puede dificultar la interpretación de las fotos.

### Escala de las fotografías aéreas

En los trópicos, para la clasificación de tipos de bosques y la medición del área que cada tipo ocupa, las fotografías con escalas de aproximadamente 1:30 000 a 1:60 000 muestran suficientes detalles, pero si se quiere mayor nivel de detalle, a menudo se utilizan fotos a mayor escala (1:5 000 a 15 000)(Prodan *et al.* 1997). La escala de la foto depende del lente de la cámara y la altura de vuelo:

$$\text{Escala} = \frac{\text{Distancia entre dos puntos en foto}}{\text{Distancia entre mismos puntos en terreno}} = \frac{\text{Longitud de foco (f en m)}}{\text{Altura de vuelo (H en m)}}$$

Esta información por lo general aparece en una esquina de la foto impresa. Por ejemplo, en 1987 se tomaron fotos aéreas de una parte de la Mosquitia nicaragüense a una altura de 8 717 m de altura sobre el mar con un lente de 199,4 mm. Si el terreno fuera a nivel del mar, la escala de estas fotos sería de:

$$\frac{0,1994}{8\ 717} = 1 : 43\ 716$$

Este cálculo está bien para fotos de áreas planas, y aún así, sólo para el centro de la foto. La distancia entre la cámara y el terreno en los márgenes de la foto son mayores que en el centro, lo que significa diferencias en escala en la misma foto. Además, si hay relieve en el terreno, la altura usada para el cálculo de la escala debe ser la altura promedio sobre el terreno, o la altura máxima, reducida con la altura promedio de los objetos en el terreno. En el caso que, por ejemplo, en la Mosquitia de Nicaragua haya cerros con alturas de 50 a 300 m sobre el nivel del mar, si tomamos un promedio de 120 m de altura sobre el mar, la escala será de:

$$\frac{0,1994}{8\ 717 - 120} = 1 : 43\ 114$$

En otras palabras, en promedio, 1 cm en la foto equivale a 431 m en el terreno.

La misma fórmula evidencia la dificultad de interpretar las fotografías en terrenos con mucho relieve, ya que la variabilidad de escala dentro de cada fotografía es muy grande. Estas distorsiones en el plano horizontal, causadas por diferencias en topografía, disminuyen con la altitud al tomar las fotos. Por ello, las imágenes satélites tienen una gran ventaja sobre las fotos: la altura es mucho mayor y la distorsión horizontal, por ende, mu-

La escala de las fotos se calcula por medio de la fórmula:

$$E = \frac{f}{H}$$

## Medición y cálculo de áreas de bosque

cho menor. Además, son menos sensibles a diferencias topográficas, por lo que no sirven para detectar diferencias pequeñas en la elevación de diferentes sitios.

### Uso de fotografías aéreas para mapas y cálculos de área

Donde el terreno es plano y con vegetación homogénea, una secuencia de fotografías tomadas en posición vertical, en línea recta y exactamente a la misma altura, es útil para hacer un mapa o medir distancias y áreas en ese mapa.

Para ser estereoscópicas, las fotos deben tener un traslape de más o menos 60% con las fotos aledañas en la misma línea. El traslape con las fotos de las líneas paralelas es variable, dependiendo de la habilidad del piloto, pero generalmente se busca lograr un traslape de 30% con las líneas a ambos lados (Prodan *et al.* 1997). En una situación hipotética de vuelos completamente horizontales sobre terreno plano, se podría tomar el centro de cada foto y pegarlo al centro de las fotos aledañas y así crear un mapa del área sobrevolada: el resultado se llama **mapa de mosaicos**. En los trópicos, este tipo de mapas da una aproximación aceptable para la clasificación de bosques y el cálculo de sus áreas en terrenos planos e inaccesibles.

Por la influencia que cualquier desvío de la altura promedio puede tener sobre la escala, es preferible corregir el mapa de mosaicos. Para esto se necesitan **puntos de control** en el campo y conocer la distancia real entre estos puntos, o las coordenadas exactas. Si se trata de áreas para las cuales existen buenas cartas topográficas, estas se pueden utilizar como referencia. Los puntos principales de la carta topográfica se colocan sobre los mismos puntos en el mapa de mosaicos, luego se ajusta la ubicación de las fotos de tal forma que los puntos o características (ríos, poblados u otras características permanentes) coincidan. El resultado será un mapa mosaico controlado.

Un paso adicional elimina muchas de las inexactitudes de los mapas mosaicos. Estos son los **mapas ortofotos**, realizados con la ayuda de ortoscopos (aparatos que leen pares de fotos estereoscópicas y automáticamente hacen correcciones de los mapas con base en la configuración del terreno). Desde los años sesenta esta tecnología se ha mejorado y por mucho tiempo ha sido la principal forma de obtener mapas confiables en los trópicos (Heinsdijk 1975).

Para la clasificación de los bosques latifoliados tropicales en áreas relativamente planas de América Central, y para el cálculo de las áreas por tipo de bosque, los **mosaicos controlados** son muy útiles, aunque siempre hay que realizar una comprobación de la veracidad del mosaico en el campo. La clasificación se hace con base en un estudio detallado de las fotos, utilizando estereoscopios que permiten una visión tridimensional de cada par de fotos estereoscópicas. Así se logra generalmente distinguir entre diferentes tipos de bosques por la altura del dosel, la regularidad del dosel, el cubrimiento del suelo por las copas, el color y el tamaño y forma de las copas. Por supuesto, hay que comprobar la clasificación en el campo hasta donde sea posible.

En el Recuadro 3.1 se muestra un ejemplo de ajuste de puntos en un mapa mosaico. Una vez que las áreas deseadas han sido ubicadas en un mapa, sea por el método del ejemplo en el Recuadro 3.1, o con el uso de instrumentos como el planímetro, se puede empezar a medir las áreas y a calcular su superficie.

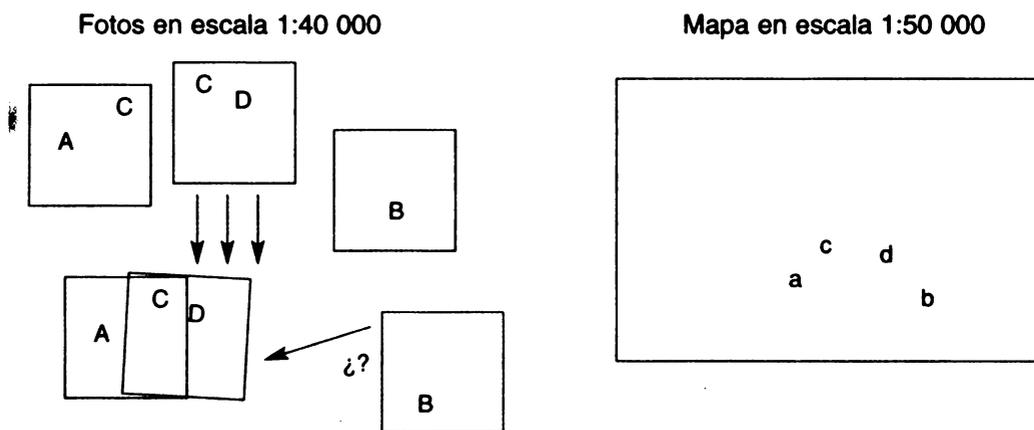


En el caso de recursos financieros y humanos limitados, el uso de fotomosaicos controlados para la delimitación de tipos de bosque y cálculo de sus áreas puede dar resultados satisfactorios, en especial en áreas con poco relieve

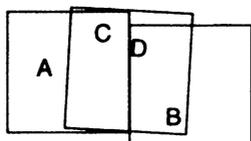


**Recuadro 3.1**  
**Ejemplo de ajuste de puntos en un mapa mosaico**

Se necesita conocer la ubicación geográfica exacta de cuatro puntos fácilmente reconocibles en ambas fotos (A,B,C,D) y en un mapa (a,b,c,d). Asumiendo que las distancias entre los puntos en el mapa son las correctas, se ajusta la ubicación de las fotos individuales según escala y distancia correcta entre los puntos (Fig. 3.R.1).

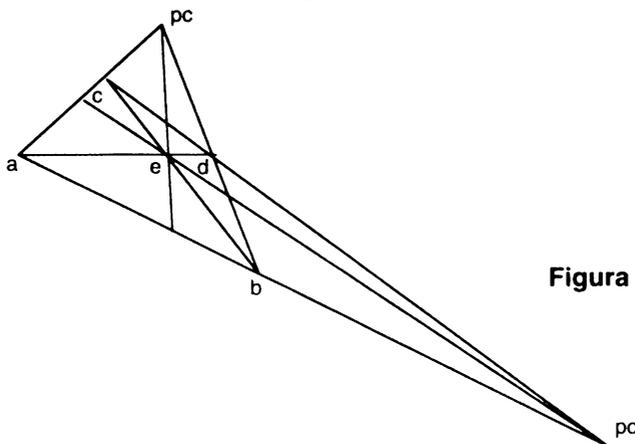


Por medio de la distancia se puede determinar la orientación de la segunda foto, y mediante las distancias ba, bc y bd, determinar la posición de B.

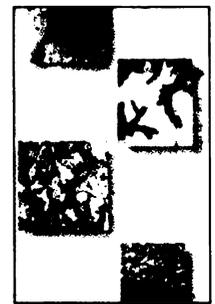


**Figura 3.R.1** Colocación de las fotos en forma de mapa de fotomosaico

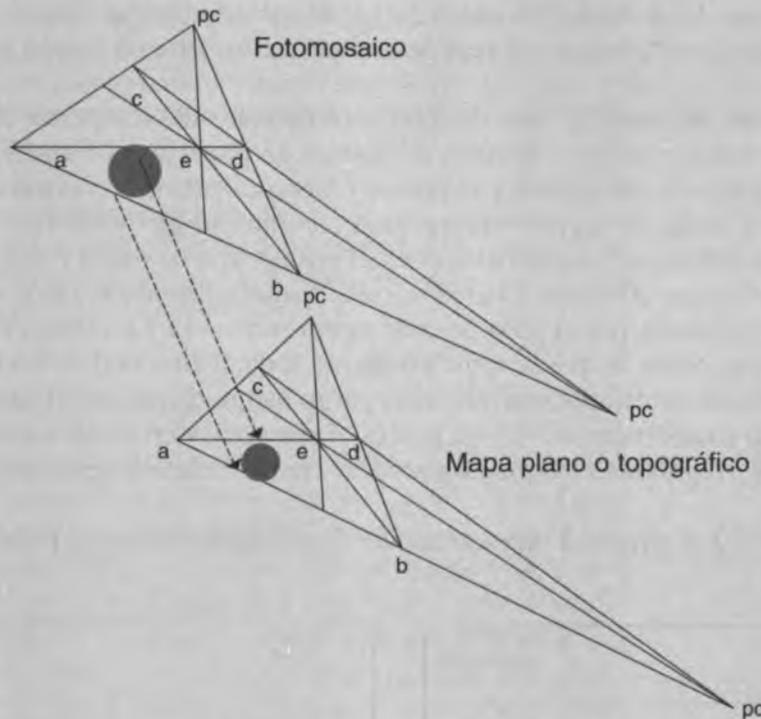
Luego, se conectan los puntos conocidos por medio de líneas rectas, las cuales se extienden hasta encontrarse en un punto común (pc), para formar así una red de líneas. La intersección de las diagonales de la figura resultante se llama punto 'e' (Fig. 3.R.2).



**Figura 3.R.2** Formación de una red de líneas dentro del mapa de fotomosaico



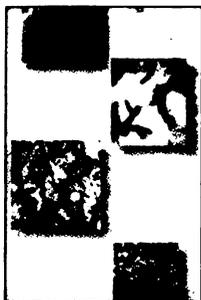
Por medio de los puntos en los horizontes y la red de líneas existentes, ahora se pueden dibujar líneas dentro de cualquier cuadrante de la figura en las fotos (Fig. 3.R.3). La posición correcta en el mapa de cualquier punto 'p' de las fotos, se puede encontrar por su relación con la red de líneas, como se muestra en la Fig. 3.R.3. Así, podemos dibujar, por ejemplo, los límites de cada tipo de bosque en los mapas topográficos.



**Figura 3.R.3** Ubicación de áreas de tipos de bosque en el mapa, a partir de su relación con puntos conocidos en el mapa de fotomosaico

Las áreas de tipos de bosque generalmente no tienen formas geométricas bonitas, como vemos en el ejemplo de la Fig. 3.R.3. Entonces, en la mayoría de los casos no se va a poder calcular la superficie de un tipo de bosque dado mediante la aplicación de fórmulas geométricas. Lo que sí se puede hacer, es estimar la superficie aplicando uno de los siguientes métodos:

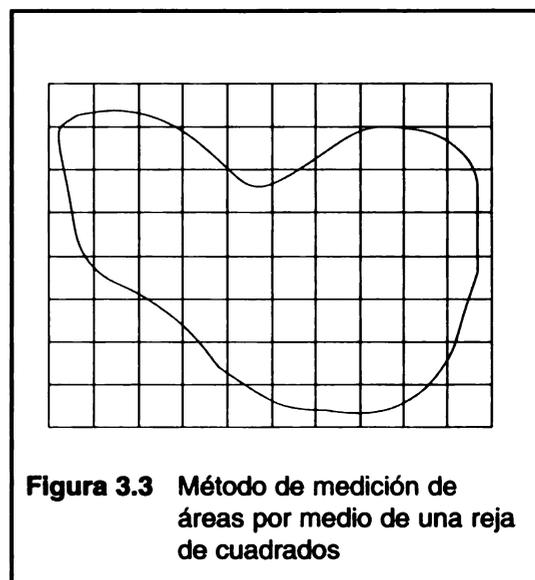
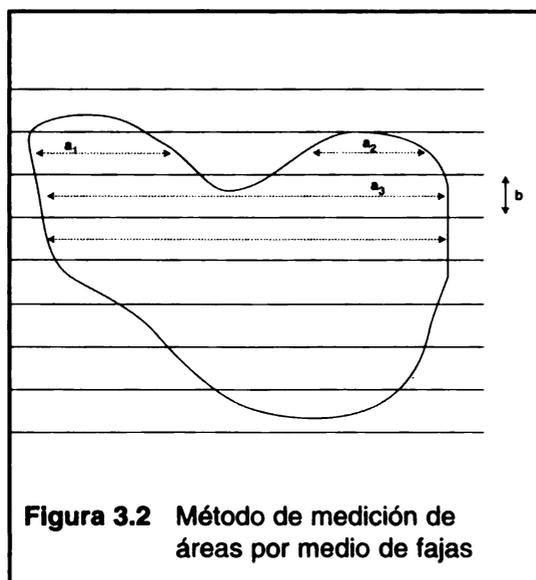
- **Uso de fajas.** Se dibuja un número de líneas paralelas y equidistantes en una hoja transparente. Esa hoja se coloca sobre el mapa o fotomosaico que contenga las áreas que queremos medir. Se miden las longitudes de las fajas que cubren el área por medir ( $a_1, a_2$ , etc. en Fig. 3.2) y se multiplica la suma de esas longitudes por el ancho de las fajas ( $b$  en Fig. 3.2) para obtener el área total cubierta. La representatividad del área así calculada depende del ancho de las fajas: las fajas más angostas arrojan estimaciones más exactas.
- **Uso de una reja de cuadrados.** Se dibuja una reja de cuadrados con superficies conocidas en una hoja transparente, la cual se sobrepone al mapa. Luego se cuenta el número de cuadrados ocupados por el área que queremos medir. La suma de los cuadrados, multiplicado por la superficie de un cuadrado, da la estimación del área total. La exactitud de este método depende del tratamiento que se dé a los cuadrados no completamente cubiertos por el área a medir. Si más de la mitad del cuadrado queda fuera del área por me-

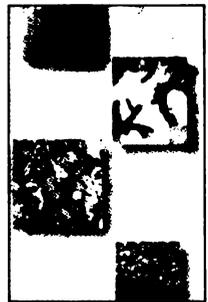


dir, ese cuadrado no se cuenta. En otros casos, se buscan parejas de cuadrados, cuyas partes cubiertas juntas forman un cuadrado completo (Fig.3.3).

- **Uso de una reja de puntos.** Este método es un refinamiento del método anterior. Evita el problema de contar cuadrados parcialmente llenos, porque los puntos no tienen dimensión. Se puede usar la misma reja de cuadrados, modificando las intersecciones en puntos. Cada punto representa una superficie igual a la superficie del cuadrado de la distancia entre los puntos (Recuadro 3.2). Este método también permite un acercamiento estadístico, dibujando una reja de puntos que asegura un mayor grado de confiabilidad.
- **Uso del método de pesos.** El área de figuras complejas también puede estimarse por el método de pesos. Con este método, dibujamos en papel grueso una figura de área y escala conocidas, la recortamos y pesamos, y luego calculamos la razón área/peso de esa figura: área en hectáreas por miligramo. A continuación, procedemos a dibujar, recortar y pesar el bosque y sus divisiones en el mismo tipo de papel y a la misma escala que la figura antes dibujada. El área se calcula multiplicando la razón de área/peso calculada previamente, por el peso de cada figura recortada. La ventaja de este método sobre los anteriores es que se toma en cuenta toda el área real de los tipos de bosque. Los métodos anteriores siempre incorporan estimaciones de las áreas de borde (cuadrados no completamente llenos, puntos al margen), y en áreas con mucho borde o bordes muy irregulares, esto puede provocar errores relativamente grandes.

En el Recuadro 3.2 se presenta una estimación de área por conteo de puntos.



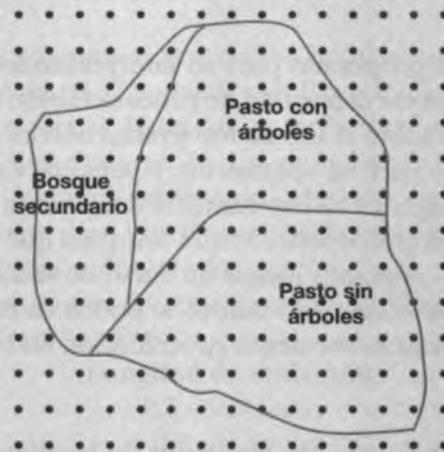


### Recuadro 3.2

#### Estimación de área por conteo de puntos

En un caso dado en Costa Rica, se elaboró un mapa de uso de la tierra en una propiedad a partir de fotografías aéreas a escala 1:20 000. Este mapa mostraba tres diferentes coberturas: pastos sin árboles (p), pastos con árboles (pa) y bosque secundario (bs). Para estimar el área de cada tipo de cobertura se utilizó el método de conteo de puntos. Se dibujó en una transparencia una cuadrícula de 1cm x 1cm. Significa que en la escala de 1:20 000, cada punto representaba un área de 200m x 200m o de 4 ha. Luego se procedió a contar el número de intersecciones que caían en cada tipo de cobertura. Los resultados fueron los siguientes:

Número total de intersecciones: 101  
Intersecciones sobre pastos sin árboles: 45  
Intersecciones sobre pastos con árboles: 34  
Intersecciones en bosque secundario: 22

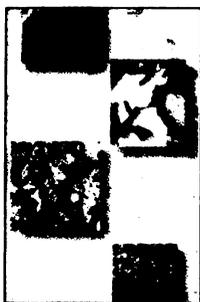


Con estos datos, se calculó el área de cada tipo de cobertura:

Área en pastos sin árboles:  $45 * 4 \text{ ha} = 180 \text{ ha}$   
Área en pastos con árboles:  $34 * 4 \text{ ha} = 136 \text{ ha}$   
Área en bosque secundario:  $22 * 4 \text{ ha} = 88 \text{ ha}$   
Área total de la propiedad:  $101 * 4 \text{ ha} = 404 \text{ ha}$

#### En esta sección hemos conocido:

- Las ventajas y desventajas del uso de fotografías aéreas.
- Cómo calcular la escala de fotografías aéreas.
- La combinación de fotos para formar un mosaico.
- La relación entre fotomosaico y mapa topográfico o plano.
- Cuatro métodos para estimar la superficie cubierta por cada tipo de bosque.



### 3.2.3 Imágenes de satélite

Las principales ventajas de las imágenes de satélite, de acuerdo con Wynne y Carter (1997) son las siguientes:

- pueden abarcar áreas más grandes dentro de cada imagen que una fotografía aérea, utilizando la misma resolución de imagen;
- vienen en formato digital (aunque ahora también las fotos se puede conseguir en formato digital, pero esta tecnología aún no se encuentra tan desarrollada como para que su uso sea factible en pequeña escala);
- son más confiables para la medición de áreas, porque por la altura en que se toma la foto, las distorsiones horizontales son menores;
- pueden utilizar tecnología para detectar bandas electromagnéticas que no se pueden detectar con películas corrientes (aunque, de nuevo, la tecnología de cámaras fotográficas avanza rápidamente y cada vez hay mejores equipos con mayores posibilidades de detección en el mercado);
- si fuera necesario, es más fácil repetir las mismas tomas que si se emplean cámaras montadas en aviones.

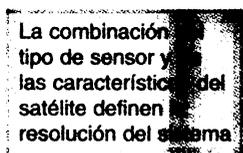
La mayor disponibilidad de programas para su interpretación, y la reducción en el precio de computadoras con mayor capacidad de procesamiento favorecen, aún más, el uso de imágenes de satélite por sobre el uso de fotografías aéreas. En proyectos y países que disponen de financiamiento para su adquisición y personal calificado para su empleo e interpretación, el uso de imágenes ha rápidamente desplazado a las fotos. Por esta razón, es importante tener una idea global sobre lo que son, para qué y cómo se utilizan las imágenes de satélite. Si bien no podemos incluir un curso de sensores remotos en tan pocas páginas –ni es ese el propósito de este Manual– sí podemos revisar los principios de las imágenes de satélite y explicar brevemente su aplicación en la medición de áreas.

### Satélites y sensores

En el presente, orbitando la Tierra, hay alrededor de 36 diferentes sistemas de satélites con sensores remotos. El tipo de sensor y las características del satélite (distancia, periodo de la órbita, inclinación de la órbita, órbitas sincronizadas con el sol, etc.) definen la sensibilidad del sistema (resolución espacial, radiométrica y espectral).

Los sistemas poseen una **resolución espacial** específica, la cual es igual al área mínima sobre la superficie de la tierra para la cual el sensor es capaz de medir la energía reflejada o emitida. Esta resolución es la que permite poder separar e identificar un objeto de su entorno. Este tipo de resolución se expresa en metros (5, 10, 30, 80), e indica la capacidad del sensor para crear **pixeles** de 5m x 5m, 10m x 10m, 30m x 30m y 80m x 80m. Si un objeto, por ejemplo una casa, tiene un área de 10m x 10m, y se encuentra sobre un terreno cubierto de pastos, solo sería posible resolver o separar la casa del área de pasto, si el sensor tuviera una resolución mayor de 10m x 10m; esto es, 5m x 5m o 1m x 1m. Los sensores de menor resolución registran la radiación reflejada en un área mayor, y no pueden definir si el pixel es de casa o de pasto, lo que crea el problema de **pixeles mixtos**. La regla es que a medida que la resolución espacial aumenta, es posible resolver objetos de menor tamaño dentro de su entorno.

La **resolución radiométrica** del sensor es la habilidad que este tiene para registrar pequeñas diferencias de energía. La resolución radiométrica se puede aumentar incrementando el área de medición; sin embargo, esta estrategia disminuye la resolución espacial del sensor.





La **resolución espectral** del sensor es la capacidad de este para distinguir energía proveniente de diferentes longitudes de ondas. Entre mayor sea la capacidad del sensor para detectar energía de bandas más angostas, mayor será la resolución espectral.

Los sensores en los satélites están diseñados con distintas resoluciones espaciales y espectrales. La utilidad de los datos de los sensores para nuestro trabajo depende de estos factores. La regla general es que son más útiles los sensores con alta resolución espectral (esto es, capaces de detectar señales en múltiples bandas) y que tengan una alta resolución espacial (15m x 15m ó 10m x 10m). Sin embargo, se debe tener en cuenta que conforme aumenta la resolución espacial, disminuye la resolución espectral y, además, el volumen de datos aumenta en proporción geométrica.

- **Programa de satélites Landsat (NASA-US).** El programa de satélites Landsat se inició en la década de 1970 y, hasta la fecha, se han lanzado siete satélites, aunque el Landsat-6 falló en el lanzamiento. En 1996 se planeaba lanzar el Landsat-7, pero se pospuso en dos ocasiones, hasta que finalmente fue lanzado en abril de 1999.

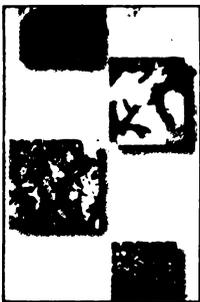
Los satélites Landsat-4 y 5 poseen una órbita circular, sincronizada con el sol, a 705 km, con una inclinación de 98,2° respecto del Ecuador. Los satélites cruzan el Ecuador a las 9:45 a.m. tiempo local. Cada órbita tarda 99 minutos, con lo que hace cerca de 14,5 órbitas por día. Se requieren 16 días para repetir el ciclo de cada satélite, pero dado que son dos y tienen un desfase de ocho días, es posible cubrir un punto sobre la superficie cada ocho días. Los sensores cubren una banda de 185 km de ancho por pasada, y los satélites están separados por 2 762 km.

Ambos satélites tienen dos tipos de sensores: MSS y TM. El MSS (Multi-Spectral-Sensor) es un sensor con cinco bandas (1 a 4 y 8):

Banda	Longitud de onda (µm)	Resolución (m)
banda 1	0,5 – 0,6 verde	82
banda 2	0,6 – 0,7 roja	82
banda 3	0,7 – 0,8 infrarroja cercana (NIR)	82
banda 4	0,8 – 1,1 infrarroja intermedia (MIR)	82
banda 8	10,4 – 12,6 termal	240

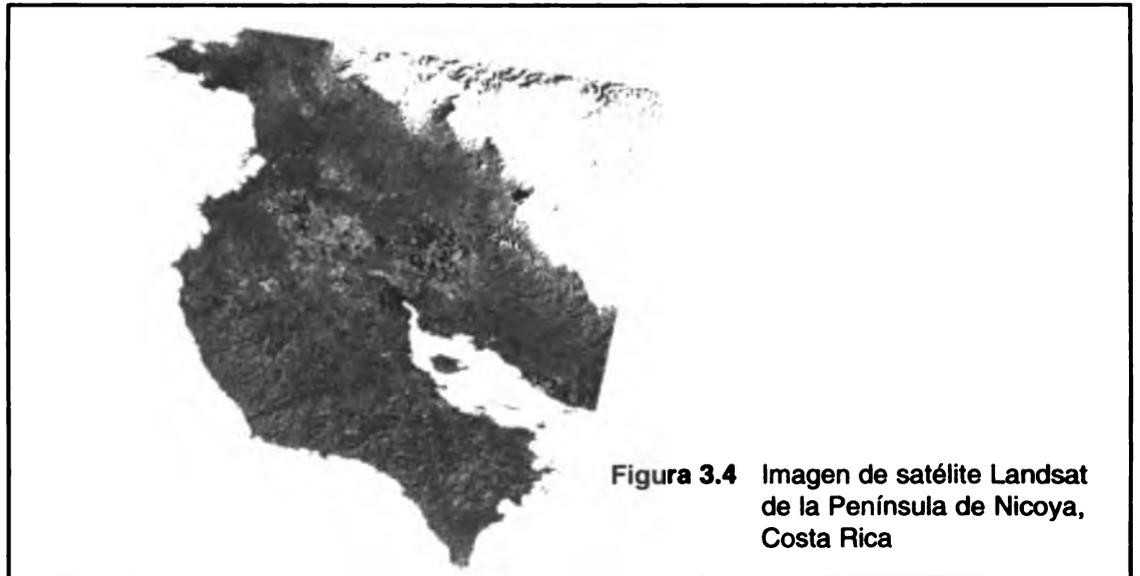
El TM (Thematic Mapper) es un sensor de tecnología avanzada, con mayor resolución y siete bandas:

Banda	Longitud de onda (µm)	Resolución (m)
banda 1	0,45 – 0,52 azul	30
banda 2	0,52 – 0,6 verde	30
banda 3	0,63 – 0,69 roja	30
banda 4	0,76 – 0,9 NIR	30
banda 5	1,55 – 1,75 MIR	30
banda 6	10,4 - 12,5 termal	120
banda 7	2,08 – 2,35 MIR	30



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

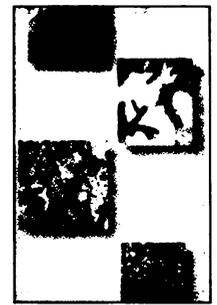
El satélite Landsat-7 incluye un sensor: ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus), el cual es similar al TM en cuanto al número de bandas y la longitud de onda registrada (la resolución de las bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7 es de 30 m y la de la banda 6 termal es de 60 m). El sensor incluye, además, una banda pancromática (una banda amplia de 0,5 a 0,9  $\mu\text{m}$ ) con una resolución de 15 m, la cual permite preparar imágenes semejantes a fotografías aéreas en blanco y negro. El costo de estas imágenes disminuyó significativamente en relación con el costo de las imágenes Landsat-4 y 5, pasando de US\$ 4 000 a tan solo US\$ 600.



- **Programa SPOT (Francia).** Este fue iniciado en 1986 con el lanzamiento del satélite SPOT-1 desde la Guayana Francesa. Los últimos lanzados fueron SPOT-4 y 5. Los SPOT incluyen el sensor HRV (High Resolution Visible), el cual puede registrar de dos modos diferentes:
  - Pancromático sobre un rango de 0,51 a 0,73  $\mu\text{m}$ , con una resolución de 10 m.
  - Multi-espectral con una resolución de 20 m, sobre las bandas 0,5 a 0,59  $\mu\text{m}$  (verde), 0,61 a 0,68  $\mu\text{m}$  (roja) y 0,79 a 0,89  $\mu\text{m}$  (infrarroja cercana NIR). Los últimos satélites también incluyen un sensor VMI (Vegetation Monitoring Instrument) para monitorear grandes extensiones y que posee una resolución de 1 km.
- **Satélites Ikonos.** La compañía Space Imaging ha puesto en órbita dos satélites comerciales Ikonos, los cuales poseen órbitas de tan solo 680 km. Cada satélite posee un sistema de cámaras digitales construidas por la compañía Eastman Kodak. La cámara es tan poderosa que permite captar objetos de hasta un metro cuadrado de superficie, lo cual es suficiente para distinguir las copas de diferentes árboles, o distinguir entre un auto y un camión en una carretera. El sistema de cámara en satélites está diseñado para coleccionar simultáneamente imágenes pancromáticas (blanco y negro) con una resolución de un metro, y datos multispectrales en cuatro bandas (azul, verde, roja e infrarroja cercana) con una resolución de cuatro metros. Se pueden adquirir imágenes simples de 13km x 13km, bandas de 11km x 100km y mosaicos de hasta 12 000 km<sup>2</sup>.

## Medición y cálculo de áreas de bosque

Los satélites poseen una órbita sol-sincronizada de 98 minutos de duración, y producen imágenes de una región cada 2 o 3 días, si la zona se ubica en latitudes cercanas a 40 grados, y cada 3 a 4 días para zonas cercanas al Ecuador. Las características de los sensores en los satélites Ikonos son las siguientes:



Banda	Longitud de onda (µm)	Resolución (m)
pancromática	0,45 – 0,9	1
multiespectral		
banda 1	0,45 – 0,52 azul	4
banda 2	0,52 – 0,60 verde	4
banda 3	0,63 – 0,69 roja	4
banda 4	0,76 – 0,90 infrarroja cercana	4

- **Satélites NOAA.** La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) ha lanzado cerca de 12 satélites. Estos satélites son sol-sincronizados, con un sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) y una resolución de 1,1 km. Están colocados a 833 km de distancia de la Tierra, con una órbita de 102 min, y 14,1 órbitas por día. El sensor cubre un área de 2 400 km, y da una cobertura cada 12 horas. El AVHRR posee cinco bandas de registro:

Banda	Longitud de onda (µm)
banda 1 roja	0,58 – 0,68
banda 2 NIR	0,72 – 1,1
banda 3 termal	3,55 – 3,93
banda 4 termal	10,3 – 11,3
banda 5 termal	11,5 – 12,5

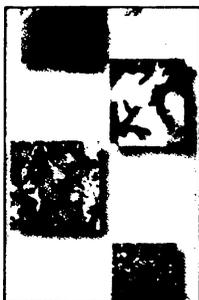
Los satélites NOAA proveen una cobertura diaria del planeta para las bandas visibles, y una cobertura doble en las bandas termales. Además de ser muy útil para registrar la temperatura del agua y en el control de incendios, el AVHRR es muy útil en mapeo de cobertura de nieve, de inundaciones, índices de vegetación, humedad de suelo, tormentas de arena, erupciones volcánicas y otras aplicaciones geológicas.

El AVHRR ha sido utilizado extensivamente en mapeo de vegetación. Para esto se aplica un índice de vegetación que utiliza las bandas 1 y 2 del sensor. Muchos índices de vegetación han sido desarrollados; uno de ellos es el **Índice normalizado de vegetación**.

Un Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) se desarrolla utilizando la banda roja y la infrarroja cercana (NIR). En comparación con la vegetación poco activa o bajo estrés, la vegetación fotosintéticamente activa absorbe mayor cantidad de energía en la banda roja, pero refleja mayor cantidad de energía en la banda NIR. La vegetación bajo estrés, por el contrario, refleja mayor cantidad de energía en la banda roja y absorbe mayor cantidad de energía NIR. Un NDVI se calcula como:

$$\text{NDVI} = \frac{\text{Valor de banda infrarroja cercana} - \text{Valor de banda roja}}{\text{Valor de banda infrarroja cercana} + \text{Valor de banda roja}}$$

La vegetación activa tendrá, entonces, un NDVI más alto que la vegetación bajo algún tipo de estrés (plaga, enfermedad, estrés por baja disponibilidad de agua). Dado que el agua limpia absorbe casi toda la energía en la banda NIR, el NDVI en superficies de



agua será negativo; en suelos sin cobertura vegetal, la cantidad de energía reflejada en ambas bandas es casi igual, razón por la cual el NDVI para estas coberturas será cercano a cero.

### Imágenes en color y falso color

Las imágenes de satélite se distribuyen en bandas espectrales separadas, las cuales se pueden combinar para crear otras imágenes. Para realizar este procedimiento, los programas de interpretación de imágenes traen comandos especiales que permiten combinar bandas y asignar a cada una un color de visualización específico. La combinación de las bandas espectrales correspondientes al azul, verde y rojo permiten preparar una imagen en color verdadero, la cual es semejante a una fotografía aérea en colores. En el caso de las imágenes Landsat, para construir esta imagen se combinan las bandas 1-2-3 y se asigna a cada banda su correspondiente color; esto es, azul, verde y rojo, respectivamente.

Es posible asignar un color específico a cada banda espectral que forma parte de una imagen satélite, y así crear nuevas imágenes

En una imagen de falso color no se sigue este patrón, sino que los colores azul, verde y rojo se asignan a diferentes bandas espectrales. Una imagen de falso color muy utilizada en interpretación de imágenes de satélite se obtiene al combinar las bandas Landsat 2-3-4, y asignando a cada una un color. El color azul se asigna a la banda 2 (la que registra la radiación verde), el color verde a la banda 3 (la que registra la radiación roja), y el color rojo a la banda espectral 4 (la que registra la radiación infrarroja cercana). El resultado es una imagen de falso color, en donde la vegetación en áreas boscosas se verá de color rojo intenso, dado que la vegetación activa refleja una gran proporción de la radiación infrarroja cercana incidente, y en donde la vegetación bajo estrés (por enfermedad o sequía) se verá de color amarillo claro. Asimismo, los ríos de agua limpia se verán negros, y los ríos con alto contenido de sedimentos se verán de color azul. Finalmente, en esta imagen los terrenos sin cobertura vegetal se verán de color gris-azulado, mientras que los pastos y terrenos con cultivos agrícolas se mostrarán de color rojo claro.

### Clasificación de imágenes de satélite

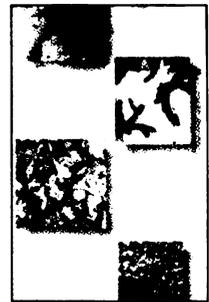
#### Clasificación supervisada

La teoría que respalda este tipo de análisis es que cada tipo de cobertura refleja energía electromagnética de una determinada longitud de onda en diferente forma. La clasificación debe hacerse necesariamente con la ayuda de un programa de computación. En el mercado existen programas de libre acceso que puede obtenerse en Internet, tales como Multispect y Spring; también se pueden adquirir programas de bajo costo como IDRISI, o programas sofisticados para interpretación de imágenes, como ERDAS.

Clasificar una imagen significa determinar a qué tipos de cobertura corresponden los diferentes niveles de energía captados por los sensores de un satélite

El sensor Landsat TM mide energía en siete bandas; la banda 6 registra energía en la banda termal a una resolución de 120m x 120m pero **no se utiliza** en la clasificación. Las seis bandas restantes se registran a una resolución de 30m x 30m y son las utilizadas para desarrollar las firmas espectrales propias de cada tipo de cobertura.

El primer paso en la clasificación supervisada de una imagen es establecer las '**áreas de entrenamiento o de calibración**'. Estas son áreas para las cuales el usuario conoce el tipo de cobertura correspondiente. Para cada tipo de cobertura se debe delinear una o más áreas de entrenamiento. Algunos autores recomiendan tratar de no discriminar entre muchas clases de cobertura de inmediato, sino más bien hacer una clasificación ramificada. En la Fig. 3.5 se presenta un ejemplo de varias clasificaciones en las cuales solo se trata de discriminar entre dos tipos de cobertura a la vez.



Este procedimiento se puede hacer interpretando en pantalla imágenes en falso color. En las imágenes en falso color es posible determinar diferentes tipos de cobertura y marcar sobre ellas las áreas de entrenamiento. Otra posibilidad es recoger en el campo puntos de muestreo de diferentes tipos de cobertura y utilizar esos datos para definir las áreas de entrenamiento.

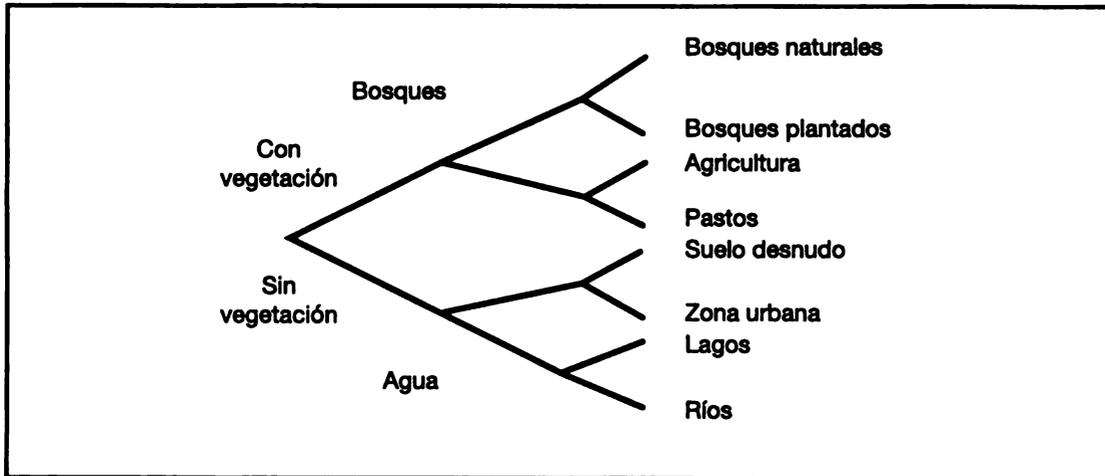


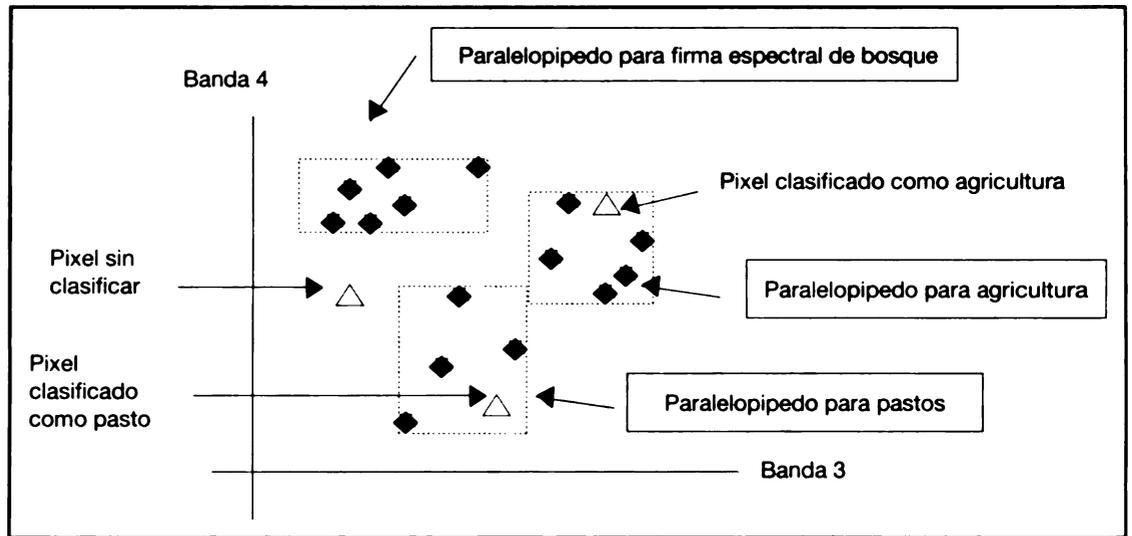
Figura 3.5 Esquema de clasificación ramificada

Las áreas de entrenamiento se utilizan para preparar **firmas espectrales** de cada tipo de cobertura, las cuales son similares a las curvas de reflectancia que mostramos en la Fig. 3.1. Para cada área de entrenamiento se define una firma espectral, la cual indica cómo un determinado tipo de cobertura refleja la energía electromagnética de diferentes longitudes de onda. Dado que cada área de entrenamiento corresponde a un tipo de cobertura, entonces, las firmas espectrales corresponden también a un tipo de cobertura.

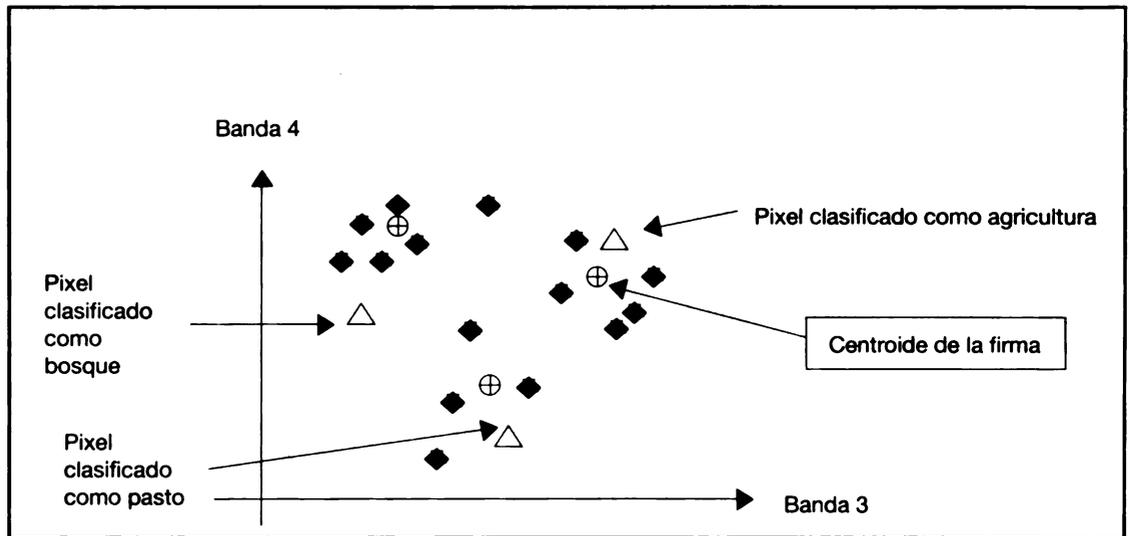
Una vez creadas las firmas espectrales para cada tipo de cobertura que queremos identificar, se procede a clasificar la imagen; es decir, a asignar cada pixel de la imagen a uno de los tipos de cobertura definidos cuando se construyeron las firmas. Este proceso de clasificación puede hacerse utilizando tres métodos (note, sin embargo, que hay otros): paralelepípedo, distancia mínima y de máxima similitud.

En el **método del paralelepípedo**, para cada firma espectral se calcula el valor máximo y mínimo de cada banda en la firma. Un pixel se asigna a un tipo de cobertura si su valor para cada banda está incluido dentro de los rangos de valores calculados para ese determinado tipo de cobertura. Si el valor del pixel para una banda o más no está dentro del rango correspondiente, se procede a revisar si pertenece a otro tipo de cobertura. Si el pixel no se puede clasificar dentro de algún tipo de cobertura, se deja sin clasificar (Fig. 3.6).

En el método de **distancia mínima** se calcula la distancia del pixel al punto medio de cada firma; el pixel se asigna al grupo para el cual la distancia sea mínima. En este algoritmo nunca se dejan pixeles sin clasificar (Fig. 3.7).



**Figura 3.6** Esquema del funcionamiento del método de clasificación de paralelepípedos



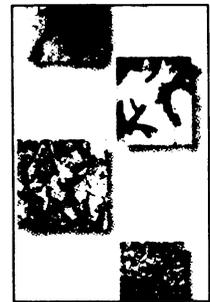
**Figura 3.7** Esquema de funcionamiento del método de clasificación de distancia mínima

Con el método de **máxima similitud** se usan técnicas estadísticas para calcular una función de probabilidades para cada firma espectral. Un pixel es asignado a la clase donde tiene mayores probabilidades de pertenecer.

Los tres métodos pueden generar diferentes clasificaciones, y el usuario debe definir cuál es el que más le conviene. Por lo general el método de máxima similitud es el que genera mejores clasificaciones.

### Clasificación no supervisada

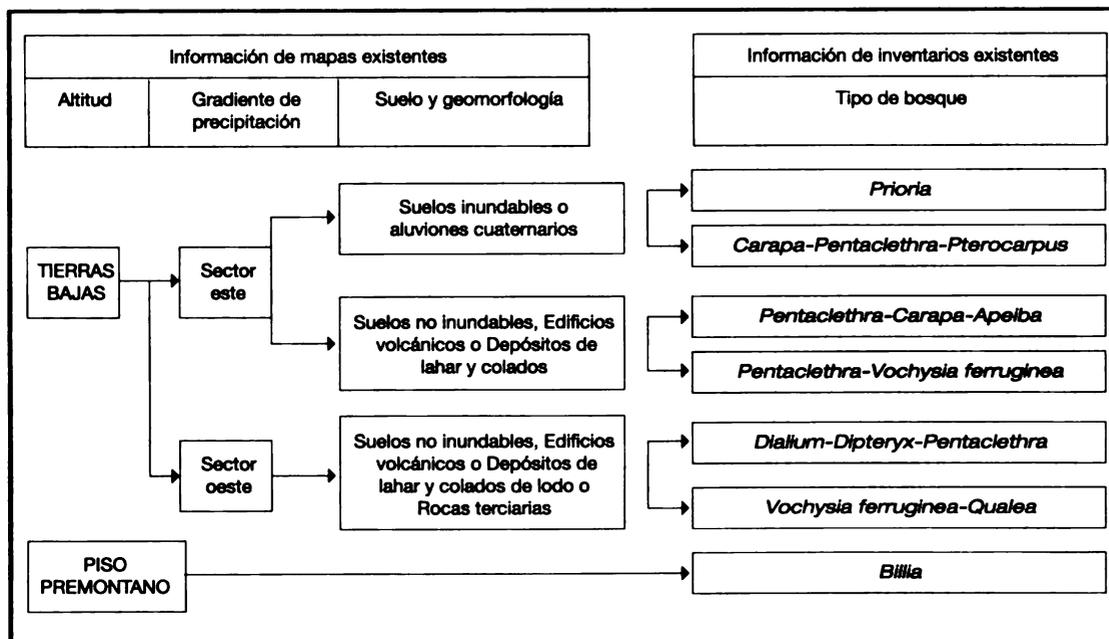
En una clasificación no supervisada, la imagen se cataloga por medio de un algoritmo matemático de agrupación (cluster). Este algoritmo crea grupos de píxeles semejantes en cuanto a sus valores en todas las bandas de la imagen. Luego, el analista determina los tipos de cobertura a los cuales corresponde cada uno de estos grupos y les asigna el



nombre correspondiente. Por lo general, se utiliza información auxiliar o visitas de campo (con un GPS para ubicar los puntos) para determinar a qué tipo de cobertura corresponde cada grupo. La diferencia básica entre una clasificación supervisada y otra no supervisada es que la última no incluye la identificación de áreas de entrenamiento.

La clasificación de imágenes generalmente llega a tipo de cobertura (bosque, pasto, agricultura). Sin embargo, para la planificación de inventarios, además queremos saber sobre el tipo de bosque. La resolución de las imágenes Landsat no es suficiente para este fin, y las imágenes SPOT aún son relativamente caras. En la práctica, en América Central se ha utilizado, por esta razón, una combinación de datos de campo, mapas temáticos existentes e imágenes de satélite para la clasificación de bosques a escala de paisaje (Gallo *et al.* 2000, Perdomo 2001).

Gallo *et al.* (2000) utilizaron altitud, gradiente de precipitación y suelo y geomorfología para definir una clasificación en cuatro tipos de bosques en la zona Central y Atlántica Norte de Costa Rica. Con información ya existente de inventarios y parcelas permanentes de muestreo, lograron especificar siete tipos de bosque (Fig. 3.8). Por otro lado, Perdomo (2001) utilizó altitud, pendiente y drenaje como parámetros adicionales para clasificar los tipos de bosque. Estos datos fueron tomados de mapas topográficos y de estudios de suelos ya existentes, los cuales se basan en la interpretación de fotografías aéreas y muestreos en el campo. En ninguno de los dos estudios fue posible llegar a una clasificación detallada de los tipos de bosque sólo con base en las imágenes de satélite, aunque Gallo (1999), una vez clasificados los tipos de bosque, logró diferenciar cuatro firmas espectrales diferentes para cuatro de los siete tipos de bosques.



**Figura 3.8** Esquema de clasificación de tipos de bosque con base en factores ambientales  
Fuente: adaptado de Gallo *et al.* (2000)



Con la georreferenciación se busca ubicar sobre el terreno, o en la hoja cartográfica, puntos de control escogidos en la imagen satélite

### Georreferenciación de la imagen

Las imágenes clasificadas o las de falso color generalmente deben ser georreferenciadas por medio del sistema de coordenadas utilizado localmente. Si no se georreferencian, puede ser difícil en el campo ubicar las áreas identificadas en las imágenes correctamente, y viceversa. La georreferenciación se puede hacer buscando puntos de control; o sea, puntos en la imagen de los cuales se conoce la posición correcta de acuerdo con el sistema de coordenadas de los mapas locales. En las condiciones de Costa Rica, esto se hace localizando en la imagen puntos que puedan ubicarse en las hojas cartográficas correspondientes. Estos puntos pueden ser intersecciones de carreteras o ríos, lagos, edificios u otros elementos visibles en la imagen y en las hojas cartográficas. También se utilizan instrumentos de GPS, que permiten ubicarse en el campo en un sitio fácilmente reconocible en la imagen, tomando como coordenadas de referencia a una estación base en tierra y satélites con emisores creados para este propósito.

La imagen se puede georreferenciar por medio de una operación de *'rubber sheet'*; esto es, una operación en la que la imagen se ajusta para hacer coincidir los puntos de control de la imagen con los del sistema de coordenadas. Los programas de interpretación de imágenes poseen diferentes comandos para realizar esta operación. En el caso del programa IDRISI, el *'rubber sheet'* se realiza con el comando *'resample'*; en el programa ArcView con el comando *'warp'*.

### Cálculo de áreas

Una vez clasificada la imagen de satélite y definidos los diferentes tipos de cobertura, se procede a calcular el área de cada tipo de cobertura. En principio, se podría medir y calcular o estimar el área de bosque u otros tipos de vegetación en una imagen de manera semejante a los métodos explicados para fotografías aéreas. Sin embargo, los programas de interpretación de imágenes hacen esta operación por medio de un comando que cuenta el número de píxeles en cada tipo de cobertura de manera más ágil y exacta. Los resultados pueden solicitarse en hectáreas, acres, kilómetros cuadrados, o en número de píxeles. Por lo general, el comando que permite hacer estos cálculos se denomina *'area'*.

#### En esta sección hemos:

- Analizado la función de la reflectancia en función de la longitud de onda.
- Discutido los tipos de resolución de los satélites: espacial, radiométrica y espectral.
- Visto las características de los principales satélites en órbita actualmente.
- Estudiado la asignación de colores a las bandas espectrales para crear imágenes.
- Discutido la clasificación de imágenes de satélite.
- Analizado la importancia de la georreferenciación de las imágenes de satélite.

### 3.3 Medición de áreas de corta

La medición de áreas de corta tiene como propósito ubicar dentro de un bosque un área con una superficie predeterminada. La superficie generalmente se determina con base en la disponibilidad del producto aprovechable por hectárea, el tamaño del bosque bajo manejo y el ciclo de corta. Estos datos se encuentran en el plan general de manejo y se utilizan para calcular el volumen de corta anual permisible (VCAP) y el área de corta anual (ACA) promedio.



### 3.3.1 Demarcación de áreas de corta

Para la demarcación de áreas de corta en el mapa se necesita conocer la escala del mapa, para así estimar el largo y ancho del ACA. Si la escala es de 1:20 000, un ACA rectangular de 44 ha puede tener un largo de 4 cm (representa 800 m en el campo) y un ancho de 2,75 cm (representa 550 m). Sin embargo, la forma del ACA se debe ajustar a la forma del bosque; además, se tienen que tomar en cuenta los límites naturales, tales como ríos o filos de cerros. En el caso de un río, se puede definir una línea recta más o menos paralela al río, y tomar esta línea como base de un ACA.

Si la forma del bosque y los límites naturales son más complicados, se puede seguir un procedimiento similar al que se incluye en la sección sobre la estimación de áreas en fotografías con el uso de una reja de cuadrados. Por ejemplo, se puede dibujar en una hoja transparente la reja de cuadrados de 1cm x 1cm, donde cada centímetro representa 4 ha. La reja se coloca sobre el mapa, y, en otra hoja transparente sobrepuesta sobre mapa y reja, se dibuja un área de corta que quede dentro de los límites del bosque y que cubra 11 cuadrados. Luego, el dibujo se pasa al mapa o la imagen de satélite.

Una vez demarcada el área de corta en el mapa o en la imagen, se toman las coordenadas en un punto de fácil acceso sobre los límites del ACA (he aquí la importancia de la georreferenciación de las imágenes), y las distancias y direcciones de los límites del ACA. Con estos datos vamos al campo para empezar la demarcación del ACA. Hay que tomar en cuenta que las distancias en el mapa son distancias horizontales. En el campo, entonces, hay que corregir las distancias por las pendientes. Para esto se necesita brújula, clinómetro, cinta métrica y una tabla con los cálculos de conversión de distancias que indica la distancia horizontal en el caso de que la distancia sobre el terreno sea de un metro y la pendiente (a) de x grados. En fórmula, esa distancia es  $1 \times \cos(a)$ . Entonces, si la distancia sobre el terreno es de 25 m, la distancia real, asumiendo una pendiente promedio de 10 grados, es de  $(25 \times 0,985 =)$  24,6 m (Cuadro 3.2). Esta corrección se debe hacer cada vez que hay cambios en la pendiente.

Pendiente (a) en grados	Cos (a)	Distancia horizontal (m)			
		10 m	15 m	20 m	25 m
10	0,985	9,9	14,8	19,7	24,6
25	0,906	9,1	13,6	18,1	22,7
45	0,707	7,1	10,6	14,1	17,7
60	0,500	5,0	7,5	10,0	12,5

Toda la información sobre pendientes, distancias y dirección se registra en la libreta de campo. Así queda demarcada el área en el bosque. Generalmente se sigue el mismo procedimiento para los carriles del censo, lo que luego permite construir mapas detallados con curvas de nivel y otros aspectos importantes para la planificación del aprovechamiento.



En bosques de fácil acceso y extensión limitada, el uso de la brújula y cinta métrica es el método de medición más barato. Bien ejecutado, es de gran precisión

### 3.3.2 El caso de bosques pequeños

En Costa Rica la mayor parte del aprovechamiento de madera ocurre en bosques pequeños (menores a 300 ha). Por eso, se ha desarrollado una metodología de planificación del manejo que combina el inventario general y el censo en una sola actividad, ya que el área total del bosque productivo en una propiedad generalmente coincide con una sola ACA. Entonces, los mismos linderos del área del bosque productivo son los del ACA.

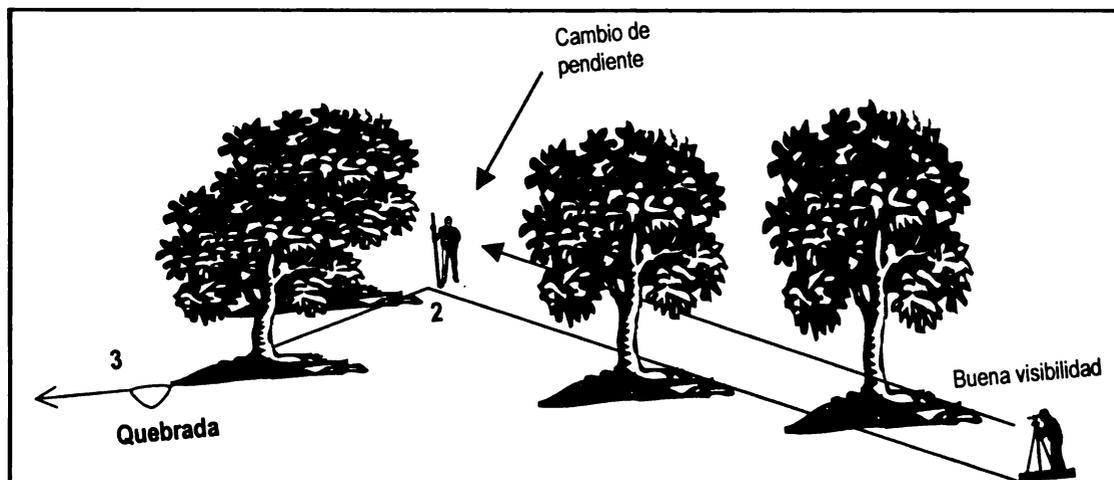
Además, la Ley Forestal de Costa Rica exige que la planificación del aprovechamiento sea muy detallada, basada en mapas con curvas de nivel a una escala difícil de obtener en imágenes de satélite, o aún en fotografías aéreas. El resultado es que en Costa Rica, el levantamiento del área se hace en muchos casos con brújula y cinta, o utilizando teodolito y estadía. Estas mediciones a menudo se complementan con mediciones por medio de los receptores del GPS y sirven para construir mapas con programas computarizados. Un buen ejemplo de la aplicación de alta tecnología en la planificación del aprovechamiento se encuentra en Obando y Louman (2001 a y b). En este texto trataremos de explicar en forma más general cómo se realizará el levantamiento de los linderos y el subsecuente cálculo de la superficie del bosque productivo, como parte de la planificación de los inventarios.

#### Levantamientos con brújula y cinta

Los levantamientos del bosque con brújula y cinta consisten en recorrer el lindero o perímetro del bosque y medir en secciones rectas del lindero, el acimut o dirección de la sección, la distancia sobre el terreno y el porcentaje o grado de pendiente (Fig. 3.9). Si estos datos se van a utilizar para generar un mapa de pendientes, es recomendable que se hagan mediciones de puntos perpendiculares a la dirección del lindero. Estos puntos laterales se fijan a 10 o 15 metros del carril y en cada uno se mide acimut y pendiente. Estos puntos ayudarán a generar un mejor mapa de pendientes, pero son de particular importancia cuando el lindero está en el filo de una loma, o cuando atraviesa perpendicular o lateralmente una ladera.

Para iniciar el levantamiento es preferible utilizar un punto de fácil ubicación en los mapas y planos disponibles. Desde ahí, se recorre todo el lindero y se vuelve al punto de inicio para así tener una poligonal cerrada. Si se tiene acceso a una unidad de GPS es también recomendable ubicar geográficamente el punto de inicio, utilizando coordenadas planas locales (UTM o Lambert, según sea el caso). La distancia sobre el terreno se mide con una cinta métrica de 30 m, preferiblemente. Las secciones del perímetro se identifican con dos variables: visibilidad y cambios de pendiente. Debe haber visibilidad entre los puntos inicial y final de cada sección, y cada vez que se dé un cambio de pendiente en el terreno, se debe definir una nueva sección (Fig. 3.9).

La información de campo se anota en una hoja de campo tal y como se muestra en los cuadros 3.3 y 3.4. Es importante que, además de la información mencionada, se prepare un croquis del levantamiento y se tomen notas sobre el área colindante (propietarios, uso actual, vegetación), paso de ríos y quebradas, presencia de caminos, divisiones de la propiedad, puentes y otra infraestructura, características de la vegetación.



**Figura 3.9** Levantamiento con brújula y cinta: se miden tramos con buena visibilidad y pendientes constantes

<b>Cuadro 3.3</b> Variables básicas que deben ser anotadas durante el levantamiento topográfico y de existencias forestales	
<b>Variable</b>	<b>Comentario</b>
Punto de partida	Todas las coordenadas XYZ se calculan con relación al punto de partida. Por lo tanto es muy importante que este punto esté bien definido en las notas de campo; preferiblemente, debe ser ubicado con GPS.
Carril de inventario	Teóricamente, no es necesario registrar este dato si las otras variables se registran apropiadamente. Sin embargo, registrarlos brindará una referencia útil cuando se manejen los datos. En la libreta de campo se deben agregar notas o diagramas que faciliten la comprensión de la información recabada.
Rumbo	El acimut se mide proyectando una línea recta a una baliza que el asistente sostendrá para tal efecto.
Distancia	Evite medir distancias superiores a 30 m en un solo paso, para evitar el error por catenaria <sup>1</sup> . Si la línea se proyecta con un rumbo fijo en una distancia larga, sume paso a paso las distancias y anote un solo acimut.
Pendiente	Se recomienda registrar la pendiente bajo el formato de porcentajes, por cuanto las bases de datos están diseñadas para el manejo de porcentajes y no de grados.
Observaciones	También deben registrarse accidentes geográficos, bien sea anotándolos en las hojas de campo (libreta) o levantando un croquis que indique los puntos más cercanos.
Fuente: Maginnis <i>et al.</i> (1998)	
<sup>1</sup> Se refiere a la curva formada por una cadena, cuerda, o cosa parecida, suspendida entre dos puentes que no están en la misma vertical.	



**Cuadro 3.4** Ejemplo de cómo tomar los datos y observaciones del levantamiento de campo (ver también Fig. 3.9)

Derrotero	Distancia sobre terreno (ds en m)	Acimut (°)	Pendiente (%)	Observaciones
1-2	20	30	20	Punto de inicio, poste pintado de rojo
2-3	10	30	-10	Cruce quebrada a 1 m del punto 3
3-4	20	90	0	
4-5	22	180	20	
5-6	25	230	-25	Camino de acceso a 7 m de punto 5
6-1	20	305	0	

### Procesamiento de la información de campo

Tanto para hacer los mapas del bosque, como para hacer los cálculos de área se requiere calcular las coordenadas cartesianas (XY) de cada punto del lindero. Si estos datos también se van a utilizar para generar un mapa de pendientes, se debe calcular además el valor de la elevación (Z) en cada punto. Los cálculos de las coordenadas (XYZ) se hace mediante el uso de las fórmulas matemáticas de trigonometría simple.

El primer paso consiste en transformar la distancia sobre el terreno (ds) a distancia horizontal (dh) entre los puntos del derrotero. Una vez calculada esta distancia se procede a calcular los componentes simples de cada punto del derrotero (x, y, z). Luego se procede a calcular los errores de cierre de la poligonal, y con ellos, los componentes corregidos de cada punto del derrotero (xc, yc, zc). Finalmente, con los componentes de cada sección, se procede a calcular las coordenadas acumuladas, las cuales corresponden a las coordenadas cartesianas (XYZ) de cada punto en el lindero.

Debe recordarse que las coordenadas XYZ de cada uno de los puntos en el lindero deben ser diferentes. La mejor forma de hacer el cálculo de las coordenadas es por medio de una hoja electrónica. Los datos de campo se introducen en la hoja electrónica como se muestra en el Cuadro 3.5.

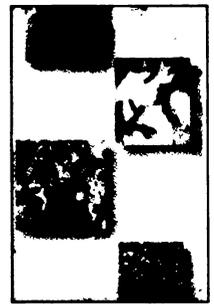
Es importante convertir la distancia sobre el terreno en distancia horizontal, y luego en coordenadas X,Y,Z. Esto se realiza con hojas electrónicas

**Cuadro 3.5** Datos de campo que se deben incluir en una hoja electrónica para el cálculo de las coordenadas XYZ

Desde	Hasta	Distancia sobre terreno (ds en m)	Acimut (°)	Pendiente (%)
Inicio				
1	2	20	30	20
2	2d	15	120	20
2d	2	15	300	-20
2	2i	15	300	-17
2i	2	15	120	17
2	3	10	30	31

2d: punto hacia la derecha desde punto 2  
2i: punto hacia la izquierda, sólo para mapa de pendientes

## Medición y cálculo de áreas de bosque



Las fórmulas trigonométricas para calcular la distancia horizontal (dh), el componente horizontal (x), el componente vertical (y) y la elevación (z) de cada uno de los puntos del lindero son las siguientes:

$$Dh = ds * \text{coseno}(\text{arcotangente}(\% \text{ pendiente}/100))$$

$$x = dh * \text{seno}(\text{acimut})$$

$$y = dh * \text{coseno}(\text{acimut})$$

$$z = dh * (\% \text{ pendiente}/100)$$

Cuando se trabaja con hojas electrónicas, se deben utilizar las funciones trigonométricas correctas, y se deben transformar los datos de acimut que están en grados a radianes. En tal caso, las ecuaciones anteriores se transforman de la manera que se muestra a continuación. El Cuadro 3.6 presenta un ejemplo de uso de una hoja electrónica para calcular los componentes simples de un levantamiento topográfico de una poligonal.

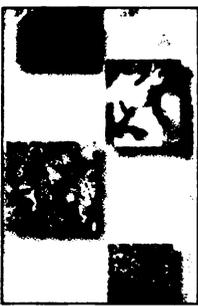
$$Dh = ds * \cos(\text{atan}(\% \text{ pendiente}/100))$$

$$x = dh * \text{sen}(\text{radianes}(\text{acimut}))$$

$$y = dh * \text{cos}(\text{radianes}(\text{acimut}))$$

$$z = dh * (\% \text{ pendiente}/100)$$

<b>Cuadro 3.6</b> Muestra de hoja electrónica para calcular los componentes simples de un levantamiento topográfico de una poligonal							
<b>Derrotero</b>	<b>Distancia sobre terreno</b>	<b>Acimut en grados</b>	<b>% pendiente</b>	<b>Distancia horizontal</b>	<b>x</b>	<b>Componentes y en metros</b>	<b>z</b>
Inicio							
1 a 2	20.00	30.00	20.00	19.61	9.81	16.98	3.92
2 a 3	10.00	30.00	-10.00	9.95	4.98	8.62	-1.00
3 a 4	20.00	90.00	0.00	20.00	20.00	0.00	0.00
4 a 5	22.00	180.00	20.00	21.57	0.00	-21.57	4.31
5 a 6	25.00	230.00	-25.00	24.25	-18.58	-15.59	-6.06
Final	20.00	305.00	0.00	20.00	-16.38	11.47	0.00
			Suma distancias	115.39			
			Errores de cierre		-0.18	-0.09	1.18
			Error total:		0.20		



### Errores y cierre de la poligonal

Una vez calculados los valores de los componentes xyz de cada línea, estos deben corregirse para lograr que la poligonal del levantamiento cierre; es decir, que las coordenadas del punto inicial sean iguales a las coordenadas del punto final.

Para corregir los componentes xyz se deben seguir tres pasos.

1. **Calcular el error de cierre en los componentes x (Ex), y (Ey) y z (Ez).** Estos errores son iguales a la suma de los valores calculados para el componente x, en el componente y, y en el componente z. En el ejemplo del Cuadro 3.6, los errores son  $Ex = -0,18$ ;  $Ey = -0,09$ ; y  $Ez = 1,18$ . Una vez calculados  $Ex$  y  $Ey$  se puede calcular el error horizontal total (Et), el cual es igual a la raíz cuadrada de la suma de los errores  $Ex$  y  $Ey$  al cuadrado. En términos relativos, el error total es igual a Et dividido entre la distancia total recorrida (Dt). En nuestro ejemplo del Cuadro 3.6, el error total Et es igual a 0,20; y en términos relativos es igual a 0,2%; o 20 cm cada 100 m. Las fórmulas para calcular estos errores son:

$$Ex = \sum (x)$$

$$Ey = \sum (y)$$

$$Et = \sqrt{(Ex^2 + Ey^2)}$$

$$Et\% = (Et / Dt) * 100$$

2. **Calcular las coordenadas xyz corregidas.** Para ello, se calcula el factor de corrección en x (Fx), y (Fy) y z (Fz). El Fx es igual al error de cierre en x (Ex) dividido entre la suma de los valores absolutos del componente x. El Fy es igual al error de cierre en y (Ey) dividido entre la suma de los valores absolutos del componente. Finalmente, Fz es igual al error de cierre en z (Ez) entre la suma de los valores absolutos de los valores del componente z. En nuestro ejemplo del Cuadro 3.6, Fx es igual a  $-0,18$  dividido entre 69,75; Fy es igual a  $-0,09$  dividido entre 74,23; Fz es igual a 1,18 dividido entre 15,29. Los resultados son, entonces,  $Fx = -0,0026$ ;  $Fy = -0,0012$ ; y  $Fz = 0,077$ .
3. **Calcular el valor de los componentes x, y, z corregidos.** La operación de calcular xc, yc, y zc se puede hacer en dos etapas. La primera es calcular el valor absoluto de la corrección (c), el cual es igual al valor del componente multiplicado por el respectivo factor de corrección. Así, la corrección para un componente x (cx), es igual al valor de ese componente multiplicado por Fx; la corrección para un componente y (cy) es igual al valor de ese componente multiplicado por Fy. De igual forma se procede para calcular la corrección de cada valor del componente z (cz).

Para calcular los valores corregidos (xc, yc, zc), segunda etapa, se utiliza una regla muy sencilla. Si el factor de corrección es negativo, la corrección (c) debe sumarse al componente, pero si el factor de corrección es positivo, la corrección (c) debe restarse al componente. Si este paso se hizo correctamente, la suma de los valores corregidos de los componentes xyz debe ser igual a cero.

En el Cuadro 3.7 se muestra cómo hacer el cálculo de los componentes corregidos para los datos presentados en el Cuadro 3.6. La suma de los valores corregidos del componente x es 0,01; probablemente debido a errores en redondear durante los cálculos.



**Cuadro 3.7** Muestra de hoja electrónica para calcular componentes corregidos según ejemplo del Cuadro 3.6

Derrotero	Componentes			Componentes corregidos		
	x	y	z	xc	yc	zc
Inicio						
1 a 2	9.81	16.98	3.92	9.84	17.00	3.62
2 a 3	4.98	8.62	-1.00	4.99	8.63	-1.08
3 a 4	20.00	0.00	0.00	20.05	0.00	0.00
4 a 5	0.00	-21.57	4.31	0.00	-21.54	3.98
5 a 6	-18.58	-15.59	-6.06	-18.53	-15.57	-6.52
6 a 1	-16.38	11.47	0.00	-16.34	11.48	0.00
sumas	-0.18	-0.09	1.18	0.01	0.00	0.00

### Cálculo de coordenadas cartesianas

Las coordenadas cartesianas XYZ, también conocidas como coordenadas acumuladas, se calculan después de que se obtienen los componentes corregidos (xc, yc y zc). Las coordenadas XYZ se utilizan para calcular áreas en el caso de poligonales cerradas, y para mapear o 'plotear' en papel la poligonal.

Estas coordenadas se calculan utilizando un procedimiento de tres pasos.

- 1. Determinar las coordenadas geográficas en el punto de inicio del levantamiento**, las que pueden expresarse en coordenadas geográficas planas de la cuadrícula UTM, o de la cuadrícula Lambert. Las coordenadas se obtienen de la hoja cartográfica en donde se localiza la propiedad, o de la lectura hecha con GPS en el punto de arranque del levantamiento. Ahora bien, si las coordenadas no están disponibles, podemos utilizar coordenadas falsas, como por ejemplo X = 500 000, Y = 500 000, Z = 1 000.
- 2. Sumar, a las coordenadas de inicio, los valores de los componentes xc, yc, zc del segundo punto del levantamiento.** Con esta operación se obtienen los valores de las coordenadas cartesianas XYZ, correspondientes al segundo punto del levantamiento perimetral.
- 3. Calcular las coordenadas cartesianas XYZ del tercer punto del levantamiento.** Este cálculo se hace sumándole a las coordenadas cartesianas del segundo punto, los valores de los componentes xc, yc, zc del punto número tres del levantamiento. Las coordenadas cartesianas de los puntos siguientes se calculan en forma similar; es decir, sumándole a las coordenadas cartesianas del punto anterior los valores correspondientes de los componentes xc,yc,zc del punto en cuestión. Para comprender mejor el proceso se realizó el cálculo para los datos de Cuadro 3.7; los resultados se presentan en el Cuadro 3.8.



**Cuadro 3.8** Ejemplo de cálculo de las coordenadas cartesianas en los puntos de levantamiento del ejemplo del Cuadro 3.7

Derrotero	Componentes corregidos			Coordenadas cartesianas		
	xc	yc	zc	X	Y	Z
Inicio				500000	500000	100
1 a 2	9,84	17,00	3,62	500010	500017	104
2 a 3	4,99	8,63	-1,08	500015	500026	103
3 a 4	20,05	0,00	0,00	500035	500026	103
4 a 5	0,00	-21,54	3,98	500035	500004	107
5 a 6	-18,53	-15,57	-6,52	500016	499989	100
6 a 1	-16,34	11,48	0,00	500000	500000	100
sumas	0,01	0,00	0,00			

### 3.3.2.5 Cálculo de áreas

Con las coordenadas cartesianas XYZ podemos hacer un plano o mapa del bosque, utilizando un programa de computación especializado como SURFER, IDRISI, o ARCVIEW. También podemos dibujar las coordenadas en papel cuadrulado y después unir los puntos con líneas rectas, para así tener un plano del área del bosque. Una vez que se tiene este plano, con el uso de varias técnicas es posible calcular el área total de bosque.

Algunas de estas técnicas son:

- utilizar un planímetro;
- utilizar fórmulas geométricas;
- hacer conteo de cuadrículas;
- hacer muestreo de puntos.

También podemos calcular el área de bosque utilizando el **método de doble área**, una vez calculadas las coordenadas cartesianas. Este es un método matemático que permite calcular el área del polígono con total precisión. El método consta de tres pasos:

1. **Las coordenadas X se multiplican en cruz por las coordenadas Y**; esto es, la coordenada X del punto de inicio se multiplica por la coordenada Y del segundo punto, la coordenada X del segundo punto por la coordenada Y del tercer punto, y así sucesivamente. Luego, se suman todos los resultados para obtener lo que se denomina la suma de Xs.
2. **Las coordenadas Y se multiplican en cruz por las coordenadas X** en forma semejante a como se hizo en el paso anterior, luego se suman todos los resultados para obtener la suma de Ys.
3. **A la suma mayor de las anteriores se le resta la menor**, y el resultado se divide entre dos. El resultado de la división es el valor del área de la poligonal cerrada. Un ejemplo sencillo del proceso se presenta en el Cuadro 3.9. En el Cuadro 3.10 se presenta los resultados del proceso para el caso de los datos del Cuadro 3.6. Nótese que en este caso no hay necesidad de tomar las coordenadas cartesianas reales como punto de inicio, sino que se puede tomar las coordenadas 00 como punto de inicio. Esto facilita los cálculos y reduce el riesgo de errores en los cálculos.



**Cuadro 3.9** Ejemplo del cálculo de área utilizando el método de doble área para el caso de una poligonal cerrada de cuatro lados

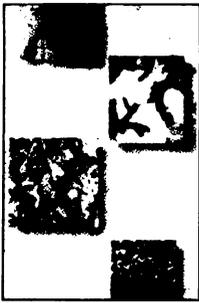
Punto	Coordenada X (m)	Coordenada Y (m)	Xs	Ys
Inicio	100	100	100 * 100	100 * 140
2	140	100	140 * 50	100 * 140
3	140	50	140 * 50	50 * 100
4	100	50	100 * 100	50 * 100
Final	100	100		
		Sumas:	34 000	38 000
		Resta de sumas:	4 000	
		Area (m <sup>2</sup> ):	2 000	

**Cuadro 3.10** Cálculo de área para el ejemplo de cuadros 3.6 a 3.8

Derrotero	Componentes corregidos			Coordenadas cartesianas		
	xc	yc	zc	X	Y	Z
Inicio				0,0	0,0	100
1 a 2	9,84	17,00	3,62	9,8	17,0	104
2 a 3	4,99	8,63	-1,08	14,8	25,6	103
3 a 4	20,05	0,00	0,00	34,9	25,6	103
4 a 5	0,00	-21,54	3,98	34,9	4,1	107
5 a 6	-18,53	-15,57	-6,52	16,3	-11,5	100
6 a 1	-16,34	11,48	0,00	0,0	0,0	100
Sumas	0,01	0,00	0,00			
<b>Cálculo del área</b>						
Suma Xs	374					
Suma Ys	2107					
Area = (Ys-Xs)/2	866					

**En esta sección hemos:**

- Establecido la importancia de calcular con precisión las coordenadas cartesianas XYZ.
- Discutido el método para corregir los componentes xyz, para lograr que la poligonal del levantamiento cierre.
- Presentado los pasos a seguir para calcular las coordenadas cartesianas.
- Analizado técnicas útiles para calcular el área total de bosque.
- Analizado los métodos apropiados para estimar el área por tipos de bosque.



### 3.4 Bibliografía recomendada

- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la zona norte de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 65 p.
- Gallo, M; Marmillod, D; Finegan, B; Delgado, D. 2000. Caracterización fitosociológica de los bosques en la región Central y Atlántica del norte de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 30: 63-68.
- Heinsdijk, D. 1975. Forest assessment. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Wageningen, Holanda. (1987 reprint by International Book Distributors, Dehra Dun, India). 349 p.
- Louman, B; Quirós, D; Nilsson M. (eds). 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Serie técnica, manual técnico no. 46. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.
- Maginnis, S; Méndez, J; Davies, J. 1998. Manual para el Manejo de Bloques Pequeños de Bosque Húmedo Tropical. Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos (CODEFORSA). Costa Rica. 208 p.
- Obando, G; Louman, B. 2001a. Uso de herramientas electrónicas en la planificación del manejo y el aprovechamiento. El plan operativo del aprovechamiento. *Manejo Forestal Tropical* no 19. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 8 p.
- Obando, G; Louman, B. 2001b. Uso de herramientas electrónicas en la planificación del manejo y el aprovechamiento. FUNDECOR y la planificación del manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical* no 18. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 8 p.
- Perdomo, M. 2001. Herramientas para la planificación del manejo de los bosques a escala de paisaje en el municipio El Castillo del sureste de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 139 p.
- Prodan, M; Peters, R; Cox, F; Real, P. 1997. Mensura forestal. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. IICA no. 1. IICA/GTZ. San José, Costa Rica. 561 p.
- Remote Sensing Applications Center. 1998. Implementation of remote sensing for ecosystem management. Remote Sensing Applications Center, USDA Forest Service. Salt Lake City, EE.UU. 48 p.
- Steege, TH; Boot, RGA; Brouwer, LC; Caesar, JC; Ek, RC; Hammond, DS; Haripersaud, PP; van der Hout, P; Jetten, VG; van Kekem, AJ; Kellman, MA; Kahn, Z; Polak, AM; Pons, TL; Pulles, J; Raaimakers, D; Rose, SA; van der Sanden, JJ; Zagt, RJ. 1996. Ecology and logging in a tropical rain forest in Guyana, with recommendations for forest management. Tropenbos Series no 14. The Tropenbos Foundation. Ede, Holanda. 123 p.
- Wynne AH; Carter, DB. 1997. Will remote sensing live up to its promise for forest management? *Journal of Forestry* (1997): 23-26.

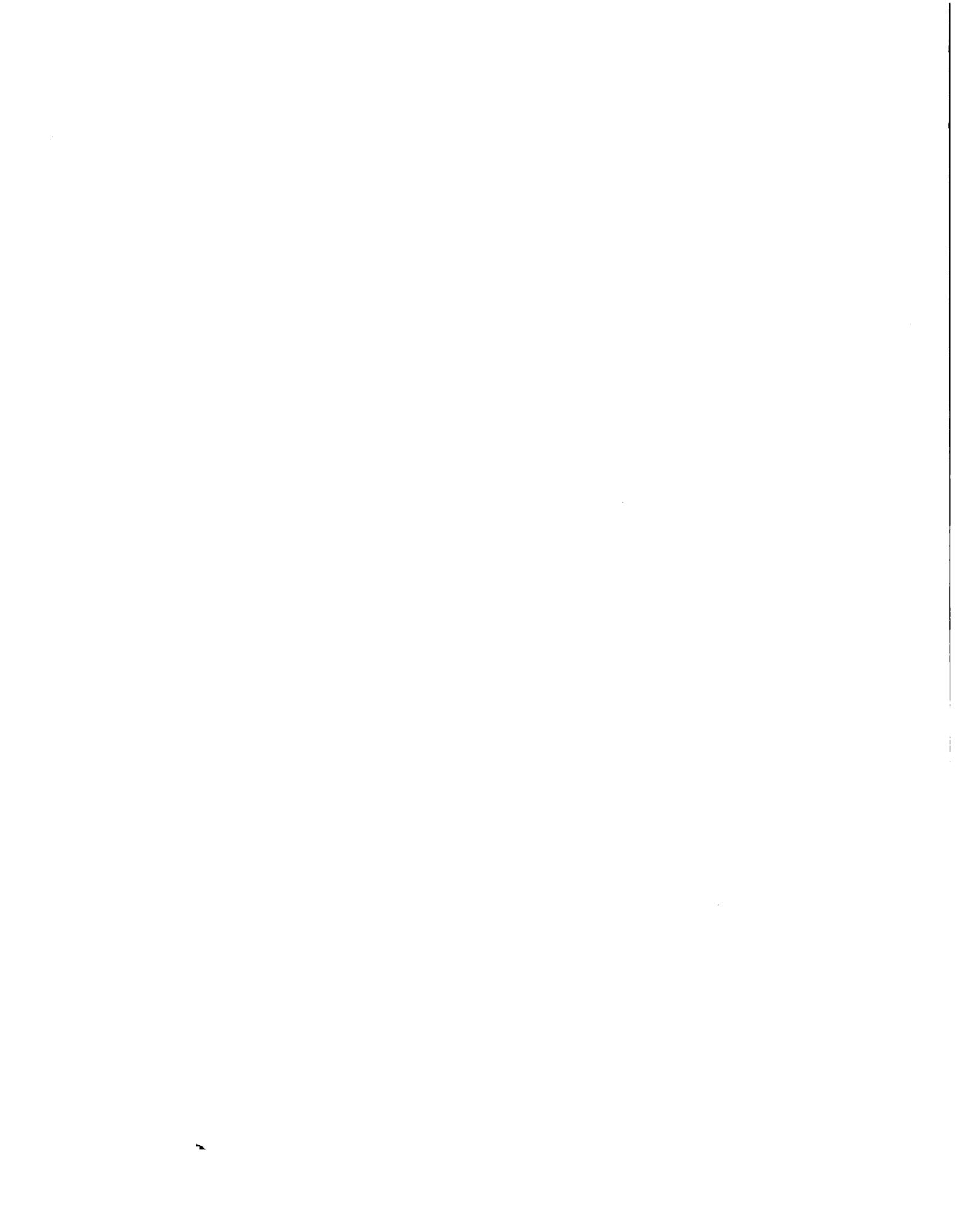
## Estadística básica para inventarios forestales

- 4.1 Introducción
- 4.2 Conceptos estadísticos
- 4.3 Análisis de datos
- 4.4 Ejemplo de aplicación práctica
- 4.5 Bibliografía recomendada

Edgar Ortiz  
Fernando Carrera

The image shows a chalkboard with several mathematical formulas written in orange chalk. The most prominent formula is the coefficient of variation:  $CV\% = \frac{S}{Y} * 100$ . Below it is the formula for standard deviation:  $S = \sqrt{\frac{\sum (y_i - Y)^2}{n - 1}}$ . At the bottom, the formula for the mean is partially visible:  $Y = \frac{\sum (y_i)}{n}$ . There are also some faint, partially obscured formulas at the top and bottom of the board.

Ordenar los datos según su valor, agruparlos para crear distribuciones de frecuencia, calcular estadísticas de posición y de variación, son técnicas estadísticas para analizar los datos del inventario forestal



# Estadística básica para inventarios forestales

## 4.1 Introducción

El objetivo básico de este capítulo es introducir al estudiante en los temas de la estadística descriptiva e inferencial; por medio de ejemplos prácticos se busca facilitar la comprensión y el manejo de dichos conceptos.

La metodología estadística se divide en dos componentes principales: la **estadística descriptiva** y la **inferencial**. La estadística descriptiva incluye la presentación de datos en gráficos y cuadros, así como el cálculo de resúmenes numéricos, tales como frecuencia, promedios, porcentajes, etc. La estadística inferencial proporciona una metodología para tomar decisiones relacionadas con una población, siguiendo un razonamiento derivado de la evidencia de datos numéricos observados en una muestra de esa misma población.

Para entender mejor la teoría estadística aplicable a los inventarios forestales, en el presente capítulo se definen algunos conceptos estadísticos básicos, como variable, población, unidades de muestreo, muestra e intensidad de muestreo. Asimismo, abordaremos temas relevantes como la distribución de frecuencias y su representación gráfica, las medidas de tendencia central (media, mediana, moda, percentil) y las medidas de variación (varianza, desviación estándar, rango, coeficiente de variación, entre otros).

## 4.2 Conceptos estadísticos

### 4.2.1 Variable

Algunas características o atributos distinguen o identifican a un objeto, individuo o unidad de muestreo. Así, cuando decimos que "*este rodal es de melina y tiene 12 años de edad*", o que este otro "*es de teca y tiene un área basal de 23,5 m<sup>2</sup>/ha*", estamos describiendo rasgos distintivos de los rodales. Sabemos que existen otros rodales de diferentes especies, edades y áreas basales; o sea, que esos atributos varían.

Una **variable** es la observación de una característica o atributo asociado con un individuo u objeto, la cual varía de un objeto a otro, o de un individuo a otro. Si la característica o atributo no varía se le llama constante. Una observación es un valor específico de una variable.

Una variable **cualitativa** es aquella en que no es posible hacer una medición numérica para describir el atributo. Las observaciones de variables cualitativas describen cualidades del objeto, y son parte de un conjunto de valores exclusivos y exhaustivos que permiten describir un atributo. Por ejemplo, si la variable de un rodal es 'especie', las posibles observaciones pueden ser teca, melina, caoba, aceituno, roble de sabana... Estas cuatro posibles observaciones describen inconfundiblemente una característica del rodal: la especie de árboles que conforman el rodal.

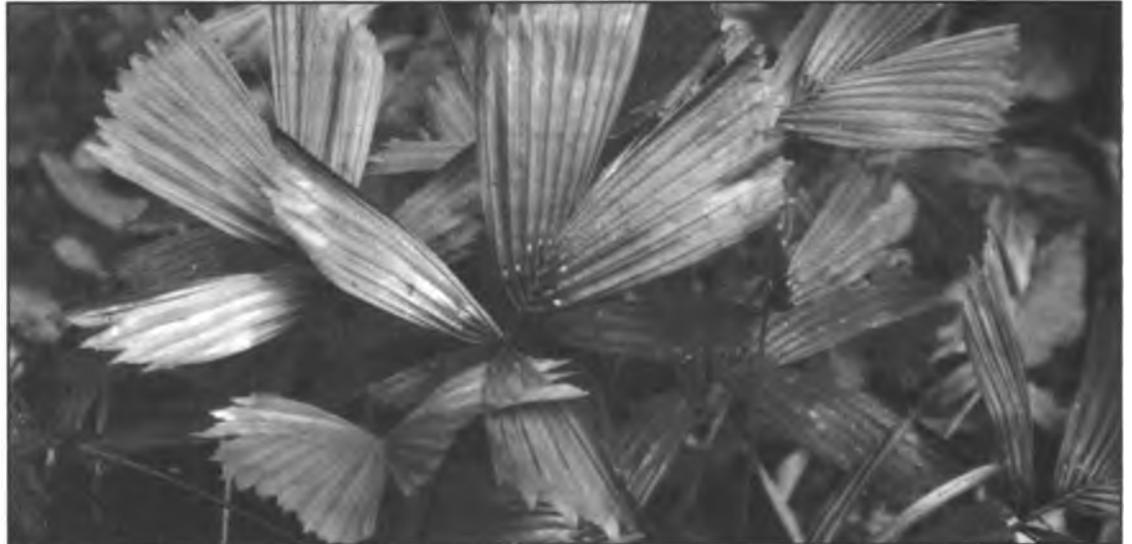
Una variable **cuantitativa** es aquella en que las observaciones son numéricas, poseen significado propio, son el resultado de una medición o un conteo, y poseen un orden natu-

Las variables pueden ser cuantitativas o cualitativas

ral. Ejemplos de estas son la altura total de un árbol (m), el peso de un ave (kg), o el número de plantas de ventanita en una parcela.

Una variable **continua** es aquella en la que, entre dos posibles valores, se puede definir un número infinito de posibles observaciones. Por ejemplo, el peso seco de la biomasa, medido en kilogramos, puede medirse al kilogramo más cercano, pero entre dos posibles valores (300 y 301 kg), existe un número infinito de observaciones (300,0001, 300,0002 ...300,9999 kg). En el caso de variables continuas, las posibles observaciones dependen de la precisión del instrumento de medición. Las variables continuas por lo general se definen con valores numéricos pertenecientes al conjunto de los números reales.

Una variable **discreta** es aquella en que, entre dos posibles valores, existe un número finito de posibles observaciones. Es común encontrar variables discretas dentro del conjunto de los números enteros, ya que se generan a partir de conteos. Ejemplos son el número de plantas por parcela, el número de insectos capturados en una trampa, el número de árboles por hectárea y muchos más.



**Foto 4.1** El número de plantas de la palma ventanita (*Reinhardtia gracilis*) en una parcela constituye un ejemplo de una variable cuantitativa discreta  
Foto: UMBN/CATIE

#### 4.2.2 Población

Una población es el conjunto de todas las posibles observaciones de una variable. Lógicamente, la variable tiene que ser evaluada o medida en una **población** de objetos o individuos. Se define como tamaño de la población, representada con la letra **N**, al número de unidades de muestreo pertenecientes a una población; por esta razón, podríamos distinguir entre población de objetos y población de observaciones. Una población de objetos está formada por todo el conjunto de objetos que poseen una característica previamente establecida; a partir de esta población de objetos se pueden generar una o varias poblaciones de observaciones.

Las poblaciones pueden ser finitas o infinitas. Una población es **finita** cuando se conoce, o se puede establecer su tamaño; es decir que **N** es un número entero. Una población es **infinita** cuando **N** no se conoce o no se puede calcular, esto es,  $N = \infty$ .

Las observaciones de las variables cuantitativas pueden clasificarse como continuas o discretas

El tamaño de una población es el número de unidades de muestreo que conforman esa población

En inventarios forestales en donde las unidades de muestreo son parcelas, el tamaño de la población (N) se puede calcular utilizando el área **efectiva** del bosque en hectáreas (A), y el área o **tamaño de las parcelas** en hectáreas (a). N se calcula utilizando la siguiente fórmula:

$$N = A/a$$

Por ejemplo, si tengo un bosque natural de 1 000 ha, y defino que mis unidades de muestreo serán parcelas de medición de 0,5 ha, estaré definiendo una población de 2 000 unidades de muestreo o parcelas ( $N = 2\ 000$ ). Estas parcelas de medición poseen atributos, como área basal por hectárea, número de árboles por hectárea, especie dominante, que me van a generar, cada uno, una población de observaciones.

### 4.2.3 Unidades de muestreo y marco de muestreo

Se define como **unidad de muestreo** al mínimo elemento o parte en que está dividida mi población de objetos. La unidad de muestreo es definida durante el proceso de planificación del inventario, dependiendo de la información que deseo obtener de éste. Estas pueden ser trozas en una industria, parcelas marcadas en el bosque, árboles individuales, puntos en el bosque, fajas de bosque, entre otras. Una vez que se ha definido la unidad de muestreo se procede a establecer el **marco de muestreo**, el cual está compuesto por una lista de todas las unidades de muestreo en la población. El marco de muestreo debe ser igual a toda la población, sin omisiones ni superposiciones, para obtener información sin sesgos.

Si retomamos el ejemplo del bosque natural de 1 000 ha, donde deseo estimar el área basal por hectárea (G), yo puedo establecer que mis unidades de muestreo sean parcelas de 0,1 ha. En este caso, el marco de muestreo serán todas las posibles parcelas de 0,1 ha; o sea que  $N = 10\ 000$  unidades de muestreo. Pero también, pudiera establecer que mis unidades de muestreo son parcelas de un cuarto de hectárea (0,25 ha), en cuyo caso el tamaño de mi marco de muestreo estará compuesto de 4000 unidades,  $N = 4\ 000$ . En estas parcelas de medición existen árboles a los cuales quisiera medir el diámetro, variable que uso para calcular el área basimétrica por árbol (g), y luego procedo a sumar estas áreas basimétricas para calcular el área basal por parcela, y finalmente calcular el área basal por hectárea. Dado que la variable de interés es el área basal (G), las unidades de muestreo son las parcelas de 0,25 ha, y los árboles son **subunidades de muestreo** dentro de la parcela.

### 4.2.4 Muestra

Una **muestra** es una parte o subconjunto de la población, la cual normalmente se escoge con el fin de recoger datos para generar información acerca de la población. Como tamaño de la muestra, representada con la letra "n", se define el número de unidades de muestreo que son parte de la muestra.

De manera general, cualquier conjunto de datos observados forma parte de un conglomerado más amplio de datos potenciales, aunque no observados. El conjunto de los datos observados se denomina **muestra**, en tanto que el grupo más general se llama población. Las poblaciones se describen mediante características denominadas parámetros. Los **parámetros** son valores fijos, aunque raramente se saben cuáles son. Las muestras se describen por las mismas características, pero cuando éstas se aplican a las muestras

Las unidades de muestreo son aquellos elementos sobre los cuales se procede a hacer la evaluación, medición o cálculo de variables de interés

se llaman estadísticos. La media de una muestra es un estadístico. Los **estadísticos** de las muestras se calculan para estimar los parámetros de la población.

Los parámetros poblacionales son desconocidos y su estimación permite una aproximación a los valores reales, la cual no está exenta de errores. Estos pueden ser errores muestrales o de medición. La aplicación de un adecuado muestreo tiende a minimizar el error de la muestra, mientras que la reducción de los errores de medición depende de la calidad de los datos recolectados en el campo.

Una muestra debe ser representativa de la población que queremos evaluar

La muestra debe ser representativa de la población para la cual deseamos generar información. Por ejemplo, en una evaluación de la calidad de plantaciones en donde se escoge únicamente una muestra de las plantaciones establecidas en 1997, la muestra me dará información válida sobre la calidad de las plantaciones establecidas en ese año, pero sería riesgoso extrapolar esa información y decir que es representativa de todas las plantaciones existentes en mi proyecto forestal. Para obtener una muestra representativa de una población debemos estar seguros de que todos los elementos de la población posean igual probabilidad de ser seleccionados como parte de la muestra.

#### 4.2.5 Intensidad de muestreo

Se define como intensidad de muestreo, representada con la letra 'i', la proporción de unidades de muestreo escogidas como parte de la muestra; es decir que **i** es el resultado de dividir el tamaño de la muestra (n) entre el tamaño de la población (N).

$$i = n/N$$

En inventarios forestales donde las unidades de muestreo son parcelas, la intensidad de muestreo también se puede calcular utilizando el **área efectiva** de evaluación en hectáreas (A) y el área o **tamaño de las parcelas** en hectáreas (a).

$$i = n * a / A$$

Por ejemplo, si deseamos inventariar un bosque de 10 000 ha y utilizamos como muestra 70 parcelas de 1 ha, la intensidad de muestreo sería:

$$i = \frac{70 * 1 \text{ ha}}{10\,000 \text{ ha}} * 100 = 0,7\%$$

La intensidad de muestreo en este caso fue, entonces, de 0,7% del área total.

En esta sección hemos:

- Presentado los conceptos estadísticos fundamentales para el inventario forestal: variable, población, unidad y marco de muestreo, muestra e intensidad de muestreo.

## 4.3 Análisis de datos

Los datos obtenidos con la evaluación y medición de todas las unidades de muestreo en la población (**censo**), o con la evaluación de una parte de las unidades de muestreo en la población (**muestreo**), se deben analizar para generar información utilizable. Comúnmente, empleamos técnicas estadísticas para analizar los datos; así por ejemplo, podemos ordenar los datos según su valor, agruparlos para crear distribuciones de frecuencia, calcular estadísticos de posición (media, moda, mediana, percentiles), calcular estadísticos de variación (rango o recorrido, varianza, desviación estándar, coeficiente de variación), o hacer análisis de varianza.

En inventarios forestales, las técnicas más utilizadas son construir distribuciones de frecuencia, calcular estadísticos de posición y variación y hacer análisis de varianza. Como ya dijimos, en inventarios forestales, el objetivo es obtener la información deseada al menor costo y con el menor error posible. Para lograrlo, empleamos técnicas estadísticas de muestreo.

### 4.3.1 Distribución de frecuencias

Una de las formas más sencillas de generar información a partir de datos de un gran número de observaciones de una variable es por medio de cuadros de distribución de frecuencia. Las distribuciones de frecuencias permiten observar tendencias o rasgos sobresalientes de las observaciones, tales como: el agrupamiento de los datos alrededor de algunos valores, la variación o dispersión de los valores, o la forma y simetría de la distribución.

La distribución de frecuencias permite determinar tendencias o rasgos sobresalientes en las observaciones

Un cuadro de **distribución de frecuencias** es una agrupación de datos en clases **exclusivas** y **exhaustivas**. Para cada clase, se registra el número de observaciones que pertenecen a esa clase o categoría. Las clases deben ser exclusivas para que cada observación sea asignada a una única clase o grupo, y exhaustivas, para que todas las observaciones sean asignadas a alguna clase. Una vez que los datos están agrupados es posible observar las tendencias de las observaciones, tales como valores más frecuentes, dispersión de los valores, etc. Los valores del cuadro de distribución de frecuencias se pueden utilizar para construir un gráfico, el cual recibe el nombre de **histograma**.

En el caso de variables cualitativas, los posibles valores de las observaciones se usan para construir las clases de observaciones. Debemos tener cuidado de que las clases sean exclusivas y exhaustivas; por ejemplo, si los árboles de un bosque natural son clasificados en clases de especies: comerciales, no comerciales y vedadas por ley, ciertos árboles de la última clase no deberían incluirse en las dos primeras clases (Cuadro 4.1).

**Cuadro 4.1** Clasificación de los árboles con diámetro superior a 60 cm en un bosque tropical muy húmedo de Honduras

Categoría	Arboles/ha	%
Especies comerciales	10	33,3
Especies no comerciales	15	50,0
Especies vedadas por ley	5	16,7
<b>Total</b>	<b>30</b>	<b>100</b>

En el caso de variables cuantitativas discretas, las clases o categorías para construir el cuadro de distribución de frecuencia son los posibles valores del atributo. Por ejemplo, si el atributo fuera el número de huevos encontrados en los nidos de lapa verde (*Ara ambigua*), las clases para construir la distribución de frecuencias son 0, 1, 2, 3, etc. El resultado de esta distribución puede ser como el que se presenta en el Cuadro 4.2.

<b>Cuadro 4.2</b> Número de huevos por nido de lapa verde ( <i>Ara ambigua</i> ), con base en una muestra de 29 nidos		
<b>Número de huevos</b>	<b>Frecuencia</b>	<b>%</b>
0	2	7
1	9	31
2	15	52
3	3	10
<b>Total</b>	<b>29</b>	<b>100</b>

En el caso de variables cuantitativas continuas, las clases o grupos para preparar la distribución de frecuencias se construyen en función de la variable. El primer paso en la construcción de un cuadro de frecuencias para una variable continua es definir el número de clases o grupos que tendrá el cuadro. El número de clases ( $K$ ) depende del número de observaciones, el rango de los valores (valor máximo menos valor mínimo), la precisión deseada al momento de calcular estadísticos y de cuánto deseo resumir los datos. Los dos últimos criterios están normalmente en contraposición; esto es, si se establecen muchas clases se pueden calcular estadísticos con mayor precisión, pero no se resume la información. Una regla general basada en la experiencia indica que el número de clases debe normalmente estar entre 5 y 11. Otra forma de calcular el número de clases ( $K$ ) es utilizando la fórmula de Sturges (1926):

$$K = 1 + 3,322 * \log(n)$$

donde :

$K$  = número de clases

$\log$  = logaritmo en base 10

$n$  = número de observaciones en la muestra o población

Una vez definido el número de clases, el siguiente paso es calcular un ancho de clase preliminar ( $C_p$ ).  $C_p$  se calcula dividiendo el rango entre  $K$ , o sea:

$$C_p = \text{rango}/K = (\text{valor máximo} - \text{valor mínimo})/K$$

Para ilustrar este proceso, tomemos como ejemplo los datos de peso seco en kilogramos de árboles de teca que se presentan en el Cuadro 4.3.



Cuadro 4.3 Peso seco (kg) de 91 árboles de teca de ocho años de edad						
90	79	92	89	96	51	80
85	68	94	72	84	81	83
71	64	79	84	71	57	88
80	75	98	80	59	82	74
82	68	83	68	76	92	76
77	80	79	68	74	80	93
81	82	82	73	78	78	83
90	80	82	73	69	73	88
83	47	80	81	87	81	85
81	86	91	89	72	81	86
90	84	88	88	89	72	75
88	80	60	55	85	94	60
65	57	51	87	72	90	81

$$C_p = (98 - 47) / 7 = 7,28; \text{ que se puede redondear a } 7$$

El siguiente paso consiste en definir los límites de las clases. Este proceso se hace en dos etapas; primero se definen **límites preliminares** y luego se definen los **límites reales** de las clases. Toda clase o grupo posee un límite superior y uno inferior. El límite inferior preliminar de la primera clase es igual o ligeramente inferior al valor mínimo de las observaciones. El límite superior de la primera clase, se calcula sumándole al límite inferior preliminar, el ancho de clase calculado en el paso anterior ( $C_p = 7$ ).

Dado que el valor mínimo es 47, los límites preliminares de la primera clase son 47 y 54. El límite inferior de la siguiente clase se calcula sumando una unidad a la última cifra del límite superior de la clase anterior, y el límite superior sumándole a este el ancho de clase preliminar. En nuestro ejemplo, los límites preliminares de las clases serán:

Clases	Límite inferior preliminar	Límite superior preliminar
1	47	54
2	55	62
3	63	70
4	71	78
5	79	86
6	87	94
7	95	102

A continuación, calculamos los límites reales de clase. Estos se construyen de forma tal que sean continuos pero exclusivos; es decir, una observación sólo puede pertenecer a una única clase. Para lograrlo, a los límites inferiores preliminares de cada clase se les resta medio valor de la última cifra, y al límite superior se le suma medio valor de la última cifra, si los valores de las observaciones no tuvieran decimales. Si los valores tuvieran un decimal, se suma o resta, entonces, 0,05; si tuvieran dos decimales, 0,005, y así sucesivamente. En nuestro ejemplo del Cuadro 4.3, los límites de clase verdaderos serían: 46,5 a 54,5; 54,5 a 62,5; etc. La tabla de frecuencias será entonces:

Clase	Límite inferior preliminar	Límites superior preliminar	Límite inferior verdadero	Límite superior verdadero
1	47	54	46,5	54,5
2	55	62	54,5	62,5
3	63	70	62,5	70,5
4	71	78	70,5	78,5
5	79	86	78,5	86,5
6	87	94	86,5	94,5
7	95	102	94,5	102,5

Nótese que los límites reales de las clases no son excluyentes, pero sí continuos. Sin embargo, en la práctica una observación sólo puede asignarse a una única clase, dado que no existen observaciones que tengan un valor igual a los límites reales de las clases.

La frecuencia absoluta se calcula simplemente comprobando a qué clase pertenece cada observación en la muestra

A continuación debemos contar cuántas observaciones pertenecen a cada clase; este valor se denomina **frecuencia absoluta** de la clase ( $f_i$ ). Una vez calculada la frecuencia absoluta, se procede a calcular la **frecuencia relativa** de cada clase ( $fr_i$ ), la cual se define como la frecuencia absoluta de la clase dividida entre el número total de observaciones. También podemos calcular la frecuencia absoluta acumulada menor que ( $f_{a_i <}$ ), y la frecuencia relativa acumulada menor que ( $fr_{i <}$ ), las cuales se definen respectivamente como el número de observaciones con valor inferior al límite superior de la clase, y la proporción o porcentaje de observaciones con valor inferior al límite superior de la clase.

Otros dos valores que serán muy útiles posteriormente se pueden calcular una vez conocidos los límites reales de las clases. Estos son el **ancho real** de la clase ( $C$ ) y el **punto medio** de la clase ( $pm_i$ ). El primero se calcula restando al límite real superior de la clase el respectivo límite inferior. El punto medio de la clase es igual a la suma de los límites reales dividido entre dos. En nuestro ejemplo del Cuadro 4.3, el ancho real de la clase  $C$  es:  $C = 54,5 - 46,5 = 8$  kg, y el punto medio de la primera y segunda clase son respectivamente:  $Pm_1 = (54,5+46,5)/2 = 50,5$  kg, y  $Pm_2 = (54,5+62,5)/2 = 58,5$  kg. Para el ejemplo del Cuadro 4.3, los resultados aparecen en el Cuadro 4.4.

**Cuadro 4.4** Distribución de peso seco (kg) de 91 árboles de teca de ocho años de edad

Clase	Lím. inf. verdadero (kg)	Lím. sup. verdadero (kg)	Punto medio ( $pm_i$ ) (kg)	Frecuencia absoluta ( $f_i$ )	Frecuencia relativa ( $fr_i$ )	Frecuencia relativa acumulada ( $Fr_{i <}$ )
1	46,5	54,5	50,5	3	0,033	0,033
2	54,5	62,5	58,5	5	0,055	0,088
3	63,5	70,5	64,5	7	0,077	0,165
4	70,5	78,5	72,5	19	0,209	0,374
5	78,5	86,5	80,5	33	0,362	0,736
6	86,5	94,5	88,5	22	0,242	0,978
7	94,5	102,5	96,5	2	0,022	1,000
<b>Totales</b>				<b>91</b>	<b>1,000</b>	

En ocasiones, puede que no haya observaciones para algunas clases de una distribución de frecuencia, especialmente si se siguen los procedimientos antes indicados. Para eliminar las clases sin observaciones, se pueden agrupar varias clases, pero, entonces, no todas las clases tienen igual ancho de clase. Otra opción es dejar la primera y última clase con extremos abiertos, lo cual permite incluir en ellas un gran número de observaciones sin tener que especificar los extremos. Aunque ambas opciones son válidas, se debe tener en cuenta que en los dos casos tanto el cálculo de estadísticos, como la graficación de las tablas se complican y deben hacerse con mucho más cuidado.

### 4.3.2 Presentación de resultados de inventarios forestales en bosques latifoliados

El modelo de simplificación de planes de manejo para bosques naturales latifoliados en la región centroamericana (CATIE 1994) propone presentar los resultados de inventarios forestales en bosques naturales, en cuadros de distribución de frecuencias, por clases diamétricas, en anchos de 10 cm a partir de 10 cm de diámetro.

La agrupación en cuadros de frecuencia por grupos comerciales del número de árboles, área basal y volumen comercial, facilita el análisis y la interpretación de la información. A continuación se analiza un ejemplo de presentación de resultados del número de árboles, área basal y volumen comercial de un inventario forestal en un bosque primario de La Mosquitia nicaragüense (Cuadros 4.5, 4.6 y 4.7). Es importante que los servicios forestales de cada país estandaricen la forma de presentar los resultados por clase diamétrica, a fin de poder establecer comparaciones y extrapolaciones.

<b>Cuadro 4.5</b> Número de árboles (N/ha) por clases diamétricas y grupo comercial en un bosque primario de la Mosquitia de Nicaragua										
<b>Grupo Comercial</b>	<b>Clases diamétricas (cm)</b>									<b>Total</b>
	<b>10-19</b>	<b>20-29</b>	<b>30-39</b>	<b>40-49</b>	<b>50-59</b>	<b>60-69</b>	<b>70-79</b>	<b>80-89</b>	<b>90- +</b>	
Alto valor	1,11	0,56	0,28	0,31	0,18	0,13	0,13	0,01	0,03	2,74
Actual	56,53	30,14	12,08	5,75	2,15	1,21	0,60	0,14	0,08	108,68
Potencial	8,75	4,03	0,97	0,64	0,21	0,10	0,01	0,04	0,08	14,83
No comercial	153,06	46,11	9,31	2,50	0,84	0,25	0,10	0,02	0,00	212,19
<b>Total</b>	<b>219,45</b>	<b>80,84</b>	<b>22,64</b>	<b>9,20</b>	<b>3,38</b>	<b>1,69</b>	<b>0,84</b>	<b>0,21</b>	<b>0,19</b>	<b>338,44</b>

<b>Cuadro 4.6</b> Área basal (m <sup>2</sup> /ha) por clases diamétricas y grupo comercial en un bosque primario de La Mosquitia de Nicaragua										
<b>Grupo Comercial</b>	<b>Clases diamétricas (cm)</b>									<b>Total</b>
	<b>10-19</b>	<b>20-29</b>	<b>30-39</b>	<b>40-49</b>	<b>50-59</b>	<b>60-69</b>	<b>70-79</b>	<b>80-89</b>	<b>90- +</b>	
Alto valor	0,01	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,05	0,01	0,03	0,28
Actual	0,84	1,30	0,97	0,81	0,45	0,36	0,24	0,07	0,07	5,11
Potencial	0,12	0,17	0,08	0,09	0,04	0,03	0,00	0,02	0,09	0,64
No comercial	2,12	1,86	0,77	0,35	0,18	0,08	0,04	0,01	0,00	5,41
<b>Total</b>	<b>3,09</b>	<b>3,36</b>	<b>1,85</b>	<b>1,29</b>	<b>0,71</b>	<b>0,51</b>	<b>0,33</b>	<b>0,11</b>	<b>0,19</b>	<b>11,44</b>

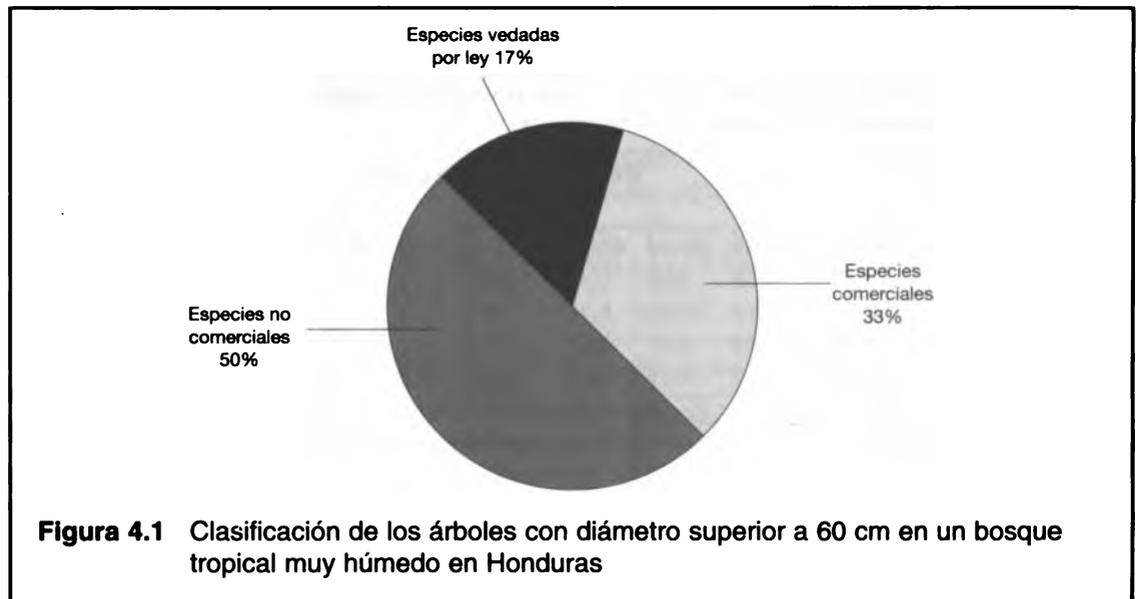
**Cuadro 4.7** Volumen comercial (m<sup>3</sup>/ha) por clases diamétricas y grupo comercial en un bosque primario de La Mosquitia de Nicaragua

Grupo Comercial	Clases diamétricas (cm)									Total
	10-19	20-29	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	80-89	90- +	
Alto valor	0,11	0,22	0,24	0,30	0,29	0,28	0,36	0,07	0,11	1,98
Actual	5,47	8,14	5,69	5,29	3,14	2,43	1,60	0,37	0,37	32,50
Potencial	0,78	1,29	0,43	0,49	0,23	0,13	0,04	0,10	0,73	4,22
No comercial	41,56	12,58	4,72	2,03	1,02	0,39	0,19	0,05	0,00	62,54
Total	47,92	22,23	11,08	8,11	4,68	3,23	2,19	0,59	1,21	101,24

### 4.3.3 Representación gráfica de las distribuciones de frecuencia

Las representaciones gráficas tienen como objetivo mostrar al lector las tendencias de los datos en forma más atractiva y comprensible. Los gráficos de pastel se utilizan, por lo general, cuando las variables son de tipo cualitativo, y con frecuencia se expresan en porcentajes. Es recomendable que el número de particiones no pase de seis, para que el gráfico no pierda claridad. La construcción es simple. El círculo completo representa el 100%, y la suma de los ángulos es 360°; cada 1% se representa con un ángulo de 3,6°. Por ejemplo, si el porcentaje que queremos representar es 10,8%, el ángulo central que abarca este porcentaje debe ser 38,9°. En la Fig. 4.1 se muestra la representación gráfica de los resultados del Cuadro 4.1.

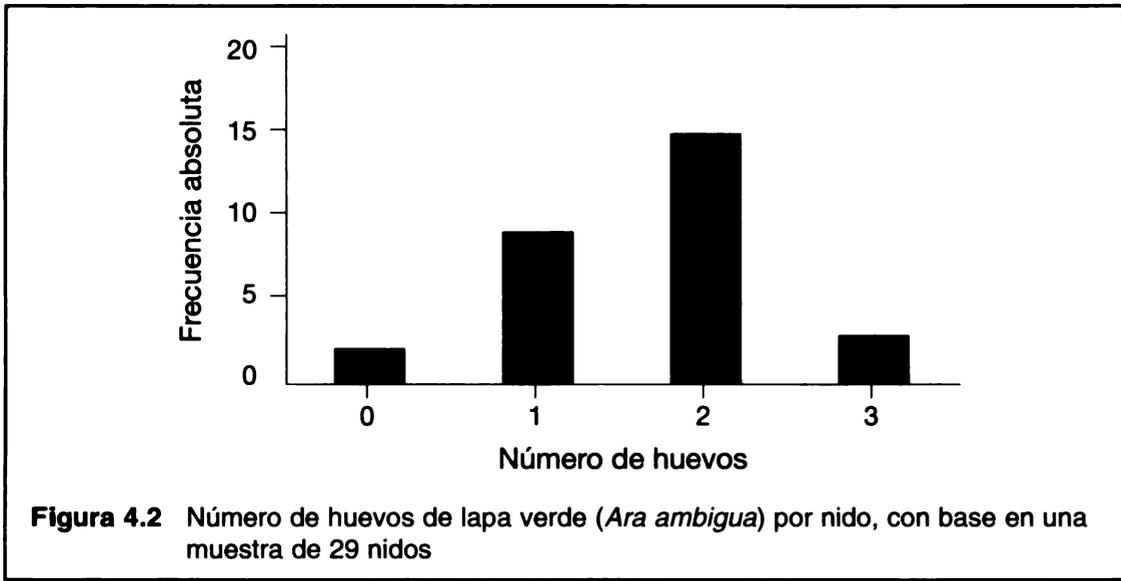
La representación gráfica de la distribución de frecuencias busca presentar las tendencias de los datos en una forma simple, atractiva y de fácil interpretación por parte del lector



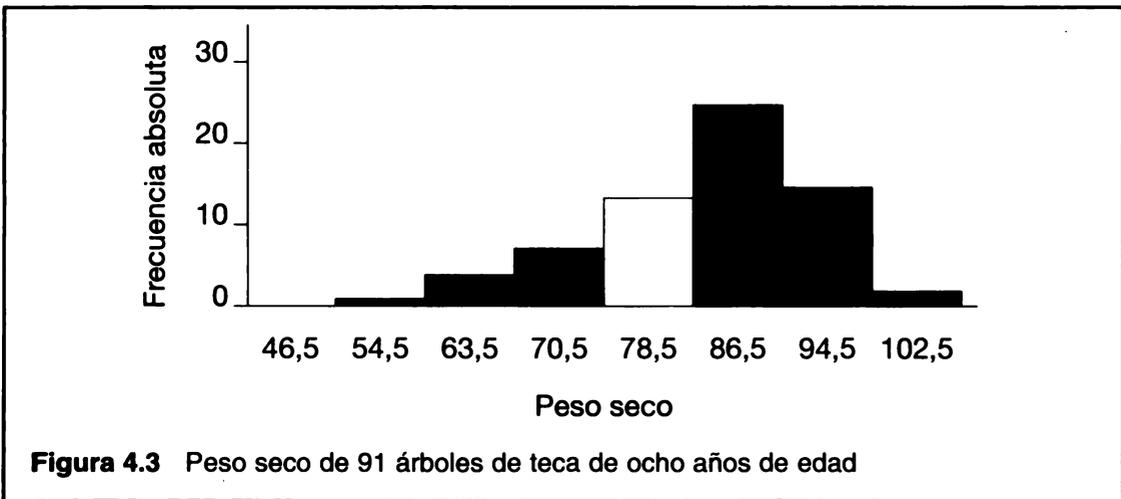
Para variables cuantitativas discretas, y también para variables cualitativas, se usan los gráficos de línea o de barra. En el eje 'x' se colocan los posibles valores de la variable, y en el eje 'y', el número o porcentaje de observaciones. La altura de las líneas o de las barras es proporcional al porcentaje o al número de observaciones en la clase. Las barras van separadas unas de otras para mostrar que se trata de variables cuantitativas. Es recomendable siempre agregar en estos gráficos la escala vertical con el fin de ayudar al lector a interpretar el gráfico y darle información del número de observaciones en cada clase (Fig. 4.2).

$$V\% = \frac{S}{Y} * 100$$

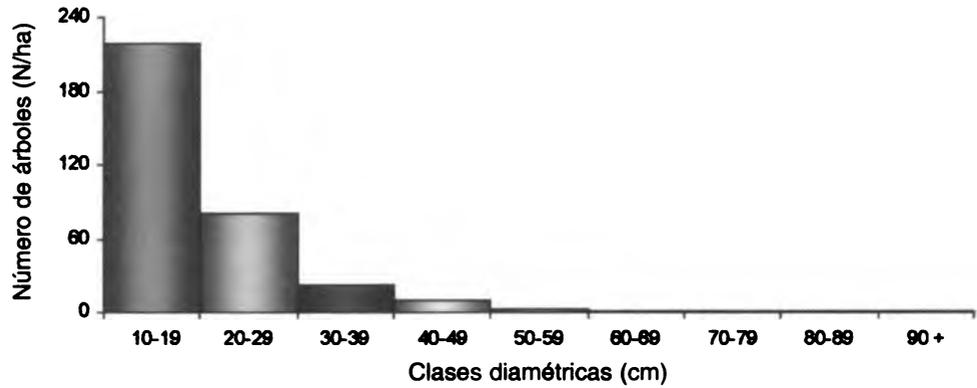
$$r = \sqrt{\frac{\sum (u - \bar{u})^2}{n - 1}}$$



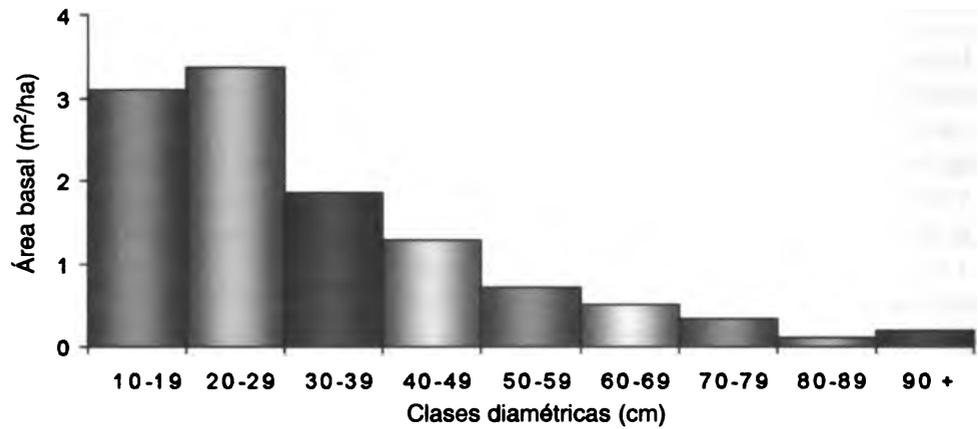
Para el caso de variables cuantitativas continuas, se construyen histogramas o polígonos de frecuencia. Estos son similares a los gráficos de barras, pero los lados de las barras se juntan, de forma que el gráfico indique al lector que se trata de una variable continua. En el eje horizontal de los histogramas de frecuencia se colocan los límites reales de las clases, y en el eje vertical la frecuencia absoluta o la frecuencia relativa de las clases (Fig. 4.3). En un histograma de frecuencias, el área de la barra debe ser proporcional a la frecuencia observada en la clase. Cuando el ancho de las clases es igual para todas, esto se logra haciendo que la altura de las barras sea proporcional a la frecuencia observada. Pero cuando las clases son de diferente tamaño, se debe calcular la altura de la barra para lograr que el área de la misma sea proporcional a la frecuencia de la clase.



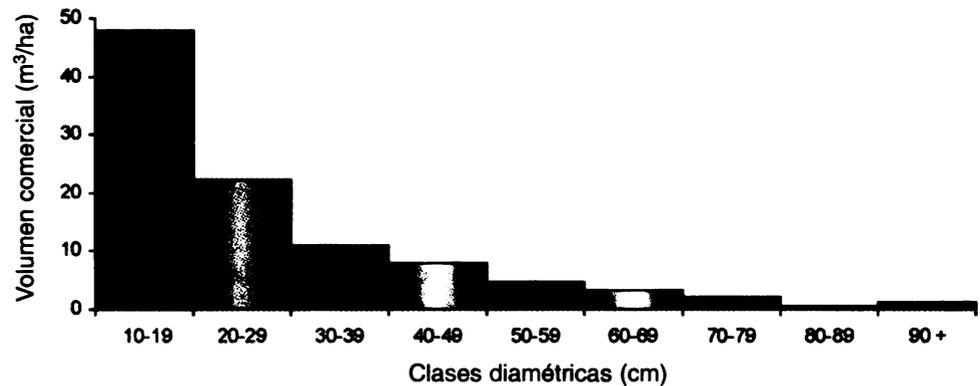
Los cuadros 4.5, 4.6 y 4.7 que se refieren al número de árboles, área basal y volumen comercial también pueden representarse en forma gráfica, tal como lo muestra las figuras 4.4, 4.5 y 4.6 respectivamente.



**Figura 4.4** Distribución del número de árboles (N/ha) por clase diamétrica en un bosque primario de La Mosquitia de Nicaragua



**Figura 4.5** Distribución del área basal (m²/ha) por clase diamétrica en un bosque primario de La Mosquitia de Nicaragua



**Figura 4.6** Distribución del volumen comercial (m³/ha) por clase diamétrica en un bosque primario de La Mosquitia de Nicaragua

### 4.3.4 Medidas de tendencia central

Las distribuciones de frecuencia y los gráficos son técnicas estadísticas que permiten señalar solamente **tendencias generales** y rasgos sobresalientes de los datos. Estas tendencias o rasgos sobresalientes son el agrupamiento de los datos alrededor de algunos valores, la variación o dispersión de los valores y la forma y simetría de la distribución.

Para generar información más precisa y que pueda ser manipulada matemáticamente es necesario calcular **parámetros** o **estadísticos** que reflejen las características de las observaciones recolectadas. Las distribuciones de frecuencia presentadas anteriormente muestran que los datos tienden a agruparse alrededor o estar cerca de un valor central, el cual puede calcularse matemáticamente de diferentes formas. A estos valores se les denominan **medidas de tendencia central**.

Un **parámetro** es aquel que resume en un único número la información contenida en una población de observaciones. Los parámetros son valores fijos o constantes. Un parámetro de tendencia central es aquel número que trata de localizar la población a lo largo de la recta numérica de todos los posibles valores de la variable en estudio.

Un **estadístico** es un número que resume información contenida en una muestra. Los estadísticos no son valores fijos, sino que varían de muestra en muestra de una misma población, y por lo tanto solo pueden ser utilizados para generar inferencias inciertas acerca del verdadero valor del parámetro poblacional.

La **inferencia estadística** es el procedimiento por el cual se llega a deducir información acerca de una característica de una población de observaciones (posición, variación, simetría), utilizando para ello datos obtenidos en una muestra de la población. Cuando las poblaciones se definen correctamente, y las unidades de muestreo que forman parte de la muestra se escogen al azar, la teoría de la probabilidad aplica y se puede calcular con propiedad la confiabilidad de los estadísticos; es decir, se puede conocer con qué frecuencia nuestras inferencias son correctas, en promedio, en relación con el parámetro.

Las medidas de tendencia central que trataremos en este texto corresponden a la media aritmética, la media ponderada, la mediana, la moda, la media cuadrática y los percentiles.

La **media aritmética**. La medida de posición más común es la media aritmética, llamada también promedio, o simplemente media. En general, se considera la mejor medida para caracterizar la posición de las observaciones. Para una población finita, esta se representa con la letra 'μ', y se define como la suma de todas las observaciones (y<sub>i</sub>) de la población dividida entre el tamaño de la población (N):

$$\mu = \frac{\sum (y_i)}{N}$$

Para una muestra de observaciones, la media se representa con una letra mayúscula del alfabeto romano (X o Y), y se calcula sumando todas las observaciones en la muestra y dividiendo entre el tamaño de la muestra (n):

$$Y = \frac{\sum (y_i)}{n}$$

Los parámetros se representan con letras del alfabeto griego

$$(\mu, \sigma)$$

Los estadísticos se representan con letras del alfabeto romano (Y, X, S)

Entre las medidas de tendencia central, la media aritmética es la que mejor caracteriza la posición de las observaciones

Cuando los datos están agrupados en una distribución de frecuencias, la media aritmética o promedio de las observaciones se calcula sumando los resultados de multiplicar la frecuencia absoluta de la clase ( $f_i$ ) por el punto medio de la clase ( $pm_i$ ). El resultado se divide entre el número de observaciones en la muestra ( $n$ ).

$$Y = \frac{\sum (f_i * pm_i)}{n}$$

La media ponderada se utiliza cuando se quiere calcular un promedio para una población que ha sido dividida en subpoblaciones de diferentes tamaños

La **media ponderada**. Por ejemplo, en un muestreo de trozas a lo largo de un camino se identificaron tres patios de acopio. El primero tenía 100 trozas, y se calculó un volumen promedio de 1,51 m<sup>3</sup>/troza; en el segundo había 200 trozas, se tomó una muestra y se calculó un volumen promedio de 1,31 m<sup>3</sup>/troza; y en el tercer patio había 25 trozas, con un volumen promedio calculado de 2,1 m<sup>3</sup>/troza. Si quisiéramos calcular el volumen promedio por troza y el volumen total de los tres patios, no podríamos utilizar un promedio aritmético simple de los volúmenes promedio de los tres patios ya que estos tienen diferentes pesos. Por ejemplo, el valor 1,31 m<sup>3</sup>/troza es el que tiene mayor peso ya que es representativo de 200 trozas, mientras que el valor 2,10 m<sup>3</sup>/troza solo representa a 25 trozas. Para calcular un promedio que sea representativo de toda la población hay que utilizar un promedio ponderado ( $Y_p$ ), el cual se define como la suma de la multiplicación del peso ( $w_i$ ) de cada subpoblación por la respectiva media aritmética ( $Y_i$ ):

$$Y_p = \sum (w_i * Y_i)$$

Los pesos de cada grupo o subpoblación ( $w_i$ ) son iguales al número de elementos en la subpoblación dividido entre el número total de elementos de la población. Siguiendo con nuestro ejemplo tenemos que:

Patío	Número de trozas	Peso ( $w_i$ )	Promedio ( $Y_i$ ) m <sup>3</sup> /troza	$Y_i * w_i$ m <sup>3</sup> /troza
1	100	0,308	1,51	0,465
2	200	0,615	1,31	0,806
3	25	0,077	2,10	0,162
Totales	325	1,000	-----	1,433

Según estos resultados, el volumen promedio ponderado es 1,433 m<sup>3</sup>/troza; dado que existe un total de 325 trozas en los tres patios, el volumen total estimado es de 465,725 m<sup>3</sup>.

La mediana es el valor que divide una muestra de observaciones en dos grupos de igual tamaño

La **mediana**. La mediana ( $Me$ ) es el valor del medio; es decir, el valor que divide una muestra o población de observaciones ordenadas de menor a mayor, en dos grupos con igual número de observaciones. Cuando el número de observaciones es impar, la mediana es igual al valor de la observación del medio, y cuando el número de observaciones es par la mediana es el promedio de los valores de las dos observaciones centrales. Para poder calcular la mediana, las observaciones deben estar ordenadas de menor a mayor, o agrupadas en una distribución de frecuencias. Si 'n' observaciones están simplemente ordenadas, el valor que divide las observaciones a la mitad ( $V_{me}$ ) se determina con la fórmula:

$$V_{me} = \frac{n + 1}{2}$$

En cambio, cuando las observaciones están agrupadas en una distribución de frecuencias, la mediana (Me) se calcula utilizando la fórmula:

$$Me = Li + \frac{(0,5 * n - Fa_{i <})}{f_i} * C$$

donde: Li = límite inferior de la clase donde está la mediana

n = número de observaciones

Fa<sub>i <</sub> = frecuencia absoluta acumulada menor que la clase que contiene la mediana

f<sub>i</sub> = frecuencia absoluta de la clase donde está la mediana

C = ancho real de la clase que contiene la mediana

Por definición, un conjunto de observaciones posee una única mediana y, a diferencia de la media aritmética, esta no es afectada por los valores extremos; además, puede ser calculada en distribuciones de frecuencia con extremos abiertos si el valor mediano no está en estas clases. La mediana varía más que la media aritmética en muestreos sucesivos, o sea que la mediana es menos estable que la media aritmética. Por esta razón no es tan utilizada para generar inferencias de la posición de una población, y por lo general se prefiere utilizar la media aritmética.

En distribuciones que no son normales, la mediana ofrece una mejor estimación de los valores medios de la población debido a que evita el sesgo causado por observaciones extremas que tienden a distorsionar la información y llevarnos a conclusiones incorrectas. El siguiente ejemplo ilustra bien la utilidad de la mediana en estudios de crecimiento.

**Ejemplo.** Después de medir el crecimiento diamétrico anual (en milímetros) de un total de nueve árboles de una misma especie en una parcela permanente de medición tenemos los siguientes resultados:

5, 4, 5, 6, 6, 23, 4, 5, 5

El promedio del crecimiento medio anual para este conjunto de datos es de 7 mm/año. Sin embargo, es evidente el sesgo causado por uno de los datos. Al ordenar los datos en forma ascendente tenemos:

4, 4, 5, 5, 5, 5, 6, 6, 23

El valor de la mediana, en este caso, es de 5 mm/año. Nótese en este caso que la mediana ofrece una mejor ilustración de los resultados.

La **moda**. El valor más frecuente en un conjunto de observaciones se define como moda (Mo). En el ejemplo anterior la moda es 5, puesto que es el dato que más se repite. Para calcular la moda, las observaciones deben también ordenarse o estar agrupadas en una distribución de frecuencias. La moda puede no ser única, ya que pueden haber dos o más valores con igual número de observaciones. Cuando las observaciones están agrupadas, la moda se calcula utilizando la fórmula:

$$Mo = Li + \frac{\Delta l}{\Delta l + \Delta 2} * C$$

Cuando las observaciones están ordenadas, la moda se determina observando cuál es el valor más frecuente

- donde:  $L_i$  = límite inferior de la clase que contiene la moda  
 $\Delta_1$  = diferencia entre la frecuencia de la clase que contiene la moda y la frecuencia absoluta de la clase anterior  
 $\Delta_2$  = diferencia entre la frecuencia de la clase que contiene la moda y la frecuencia absoluta de la clase posterior  
 $C$  = ancho real de la clase que contiene la mediana

La **media cuadrática**. La media cuadrática ( $Y_q$ ) es una medida de posición frecuentemente utilizada en inventarios forestales de rodales coetáneos de una sola especie. Esta se define como la raíz cuadrada de la suma de los valores de las observaciones ( $y_i$ ) al cuadrado dividida entre el número de observaciones ( $n$ ):

$$Y_q = \sqrt{\frac{\sum (y_i)^2}{n}}$$

En mediciones forestales, un estadístico muy utilizado es el **diámetro cuadrático** ( $dq$ ); o sea, el diámetro del árbol de área basal media. El diámetro cuadrático de los árboles en una parcela de medición ( $dq$ ) es igual a:

$$dq = \sqrt{\frac{\sum (d_i)^2}{n_a}}$$

donde:  $d_i$  = diámetros de los árboles en la parcela medidos a 1,30 m de altura  
 $n_a$  = número de árboles en la parcela

Dado que el área basal de una parcela ( $g$ ) se calcula con la fórmula:

$$g = 0,7854 * \sum (d_i)^2$$

El diámetro cuadrático por parcela se puede calcular como:

$$dq = \sqrt{\frac{g}{0,7854 * n_a}}$$

Para calcular percentiles, los datos deben estar ordenados de menor a mayor, o agrupados en distribuciones de frecuencia

**Percentiles.** Otra medida de posición utilizada en inventarios forestales y para mostrar los resultados de incrementos son los percentiles. Un percentil ( $P_m$ ) es una medida de posición que divide a las observaciones en dos grupos, de forma que para abajo de ese valor se encuentra el porcentaje de observaciones especificado por el percentil. Por ejemplo, el percentil 40 ( $P_{40}$ ) es el valor de la observación en la cual el 40% de las observaciones tiene un valor inferior o igual a ella. Según la definición anterior, la mediana es, en realidad, igual al percentil 50. En datos simplemente ordenados, para determinar el percentil ( $P_m$ ), primero se calcula la observación que corresponde al percentil: se multiplica el número de observaciones ( $n$ ) por el porcentaje al que corresponde el percentil ( $m$ ) dividido entre 100. Por ejemplo, si tenemos 130 observaciones, la observación que define al percentil 10, será la treceava observación.

En datos agrupados, un percentil ( $P_m$ ) se calcula con la fórmula:

$$P_m = L_i + \frac{(0,01m * n - F_{a_i <})}{f_i} * C$$

donde:  $L_i$  = límite inferior de la clase donde está la mediana

$n$  = número de observaciones

$m$  = percentil que se desea calcular (ej: si el percentil es P15,  $m = 15$ )

$F_{a_i <}$  = frecuencia absoluta acumulada menor que la clase que contiene el percentil  $P_m$

$f_i$  = frecuencia absoluta de la clase donde está el percentil  $P_m$

$C$  = ancho real de la clase que contiene la mediana

### 4.3.5 Medidas de variación

Las medidas de tendencia central nos dan información sobre la posición de los datos; sin embargo, no nos dan información de qué tan cerca o lejos están las observaciones unas de otras, o de qué tan diferentes son. Los estadísticos o parámetros que brindan información de la dispersión y variación de las observaciones de una variable se denominan **medidas de variación**.

Las distribuciones de frecuencia y los gráficos muestran el grado de variación de las observaciones; sin embargo, estas interpretaciones son de tipo cualitativo y varían con la persona que hace la valoración. Para obviar este inconveniente y obtener medidas objetivas de variación, susceptibles de manipulación algebraica se han desarrollado dos medidas de variación: la varianza y la desviación estándar.

La **varianza** de una muestra de observaciones sin agrupar ( $S^2$ ) se define como la suma de los cuadrados de las diferencias entre los valores de las observaciones ( $y_i$ ) y su media aritmética ( $Y$ ); esto es:  $[\sum (y_i - Y)^2]$ , la cual luego se divide entre el número de observaciones en la muestra menos uno ( $n-1$ ). Si seguimos la notación que hemos utilizado hasta ahora, la varianza se define como:

$$S^2 = \frac{\sum (y_i - Y)^2}{n - 1}$$

La **varianza** de una población finita de observaciones sin agrupar ( $\sigma^2$ ) se define como la suma de los cuadrados de las diferencias de los valores de las observaciones ( $y_i$ ) y su media aritmética poblacional ( $\mu$ ):  $[\sum (y_i - \mu)^2]$ , la cual luego se divide entre el número de observaciones en la población ( $N$ ). La varianza de la población se determina, entonces, con la fórmula:

$$\sigma^2 = \frac{\sum (y_i - \mu)^2}{N}$$

La **desviación estándar** es la raíz cuadrada de la varianza:

$$S = \sqrt{\frac{\sum (y_i - Y)^2}{n - 1}}$$

La ecuación para calcular la varianza demuestra que si todas las observaciones son iguales, el valor de la varianza y la desviación estándar es cero. Asimismo, si todas las observaciones se agrupan alrededor de la media, su valor será más pequeño que si están muy distanciadas de la media. La ecuación también demuestra que la varianza de una muestra de tamaño igual a 1 no se puede calcular, lo que quiere decir que una muestra de solo una observación no brinda información respecto a la variación de la población.

Otra fórmula para calcular la varianza y la desviación estándar de una muestra -muy útil cuando los cálculos se deben hacer a mano o con calculadora- es la siguiente:

$$S^2 = \frac{n \sum (y_i^2) - (\sum y_i)^2}{n(n-1)}$$

donde:  $n$  = número de observaciones en la muestra

$y_i$  = observaciones en la muestra

$\sum (y_i)^2$  = suma de los cuadrados de las observaciones

$(\sum y_i)^2$  = suma de las observaciones al cuadrado

Como medida de variación, el rango es de fácil uso pero es poco preciso

El **rango o recorrido** es otra medida de variación utilizada frecuentemente. Este se define como la diferencia entre los valores máximo y mínimo de las observaciones. El rango depende del número de observaciones en la muestra. Las muestras de gran tamaño tienen mayor probabilidad de incluir valores extremos; en consecuencia, el valor del rango se incrementará a medida que se incrementa el tamaño de la muestra. El rango tiene la ventaja de que es muy fácil de calcular y de comprender, sin embargo, no es usualmente una buena medida de variación.

El **coeficiente de variación** es una medida muy útil para comparar la variación entre diferentes conjuntos de datos o de poblaciones. El coeficiente de variación (CV%) por lo general se expresa en porcentaje, y se calcula dividiendo la desviación estándar ( $S$ ) entre la media aritmética ( $Y$ ), y luego multiplicando por 100:

$$CV\% = \frac{S}{Y} * 100$$

### El error estándar

El error o desviación estándar de las medias es una medida de variación de una distribución de medias. Una distribución de medias es aquella que se construye tomando muestras sucesivas de igual tamaño en una población. En cada muestra se calcula una media aritmética ( $Y_i$ ), y una desviación estándar ( $S_i$ ). Si la población tiene como media poblacional el valor ' $\mu$ ', y como desviación estándar el valor ' $\sigma$ ', la distribución de las medias ( $Y_i$ ) seguirá una distribución normal, y la media tenderá a ser igual a ' $\mu$ ', y la desviación estándar ( $\sigma_Y$ ) igual a ' $\sigma$ ' dividido entre la raíz cuadrada del tamaño de la muestra ' $n$ ', a medida que el tamaño de esta muestra se incrementa.

Error estándar y desviación estándar son sinónimos

A diferencia de la desviación estándar, que mide el promedio de las desviaciones de las observaciones individuales con respecto a la media muestral, el error estándar mide el desvío de las medias muestrales con respecto a la media poblacional.

El valor ' $\sigma_Y$ ' se conoce como el error estándar o desviación estándar de las medias. Dado que normalmente no se conoce el valor de la desviación estándar poblacional, el

error estándar se calcula utilizando la desviación estándar muestral (S), en cuyo caso se usa la notación 'S<sub>y</sub>', y se calcula como:

$$S_y = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Cuando se muestrean poblaciones finitas, el error estándar de la media se calcula multiplicando el error estándar anteriormente definido por un factor de corrección para poblaciones finitas (FC). Este factor se define como la raíz cuadrada de uno menos la fracción de muestreo:

$$FC = \sqrt{1 - f}$$

donde:  $f = n/N$

Por lo tanto, el error estándar para poblaciones finitas se calcula con la fórmula:

$$S_y = \frac{S}{\sqrt{n}} * \sqrt{1 - f}$$

Este **factor de corrección** sirve para asegurarse de que cuando toda la población está incluida en la muestra, S<sub>y</sub> sea igual a cero. Cuando el tamaño de la muestra es igual al de la población, cada media muestral es igual a la media poblacional ( $Y_i = \mu$ ), y por lo tanto la desviación estándar de las medias muestrales debe ser igual a cero. Dado que en tal caso  $N = n$ , la fracción de muestreo es igual a uno, el FC es igual a cero y S<sub>y</sub> es, por lo tanto, cero. El factor de corrección para poblaciones finitas (FC) es usualmente omitido cuando el valor de la fracción de muestreo (f) es inferior a 5%, o 0,05, dado que en tales casos el valor del error estándar se verá poco afectado.

### Desviación estándar de una proporción

Cuando se trabaja con conteos, tal como en la evaluación de variables cuantitativas discretas o de variables cualitativas, es usual calcular porcentajes o proporciones de observaciones con una determinada característica. Por ejemplo, en una plantación forestal se pueden contar árboles y clasificarlos según su calidad. Así, los árboles sanos, rectos y con capacidad de producir tres o más trozas de 2,5 m de largo serán clasificados como de calidad 1. Para encontrar la proporción de árboles de calidad 1 dividimos el número de árboles de calidad 1, entre el número total de árboles evaluados. Si la muestra fue de 1 000 árboles ( $n = 1\ 000$ ), y de estos se determinó que 450 eran de calidad 1, se obtiene que la proporción (p) de árboles de calidad uno es:

$$P = 450/1\ 000 = 0,45$$

La desviación estándar de una proporción (S) se calcula como la raíz cuadrada de la multiplicación de la proporción por su complemento (q), donde 'q' es igual a uno menos 'p':

$$S = \sqrt{p * (1 - p)}$$

Asimismo, el error estándar para la proporción (S<sub>p</sub>) es igual a la desviación estándar dividida entre la raíz cuadrada del tamaño de la muestra (n). Al igual que en el caso del error estándar de una media aritmética, cuando la población es finita se debe introducir el factor de corrección para poblaciones finitas (FC). Para poblaciones infinitas el error estándar de una proporción se calcula con la fórmula:

$$S_p = \frac{p * (1 - p)}{n}$$

Para poblaciones finitas el error estándar es igual a:

$$S_p = \frac{p * (1 - p)}{n} * \sqrt{1 - f}$$

Si retomamos el ejemplo propuesto, la desviación estándar (S) del conteo de árboles de calidad uno será igual a 0,497 y el error estándar de la proporción (Sp) de árboles de calidad 1 será de 0,0157, asumiendo que se trata de una población infinita dado que no conocemos el tamaño de la población de árboles en estudio.

### Intervalos de confianza

El proceso de inferencia estadística implica calcular, a partir de los datos de una muestra, un estadístico que permita aproximar el valor del parámetro poblacional. Un administrador de un vivero forestal puede estar interesado en estimar el tamaño promedio de los árboles en una sección del vivero. Lógicamente, medir la altura de todas las plantas sería muy laborioso; por ello, decidirá medir la altura a una muestra de plantas para luego calcular una altura promedio muestral, que es lógicamente un buen estimador de la altura promedio poblacional.

Un silvicultor necesita saber el porcentaje o proporción de árboles de calidad 1, 2 y 3 en un rodal que fue plantado con semilla de una fuente mejorada, pero no tiene los recursos ni el tiempo para evaluar todos los árboles en el rodal. Por eso, escogerá una muestra de árboles en la plantación, evaluará su calidad y luego calculará las respectivas proporciones de árboles de calidad 1, 2 y 3. Si la muestra fue escogida correctamente, estas proporciones serán representativas de toda la población. En estos dos ejemplos, tratamos de calcular una característica de la población utilizando **un estimador** (la media y proporción de una muestra), con el objetivo de tomar decisiones propias de la administración.

Estas estimaciones pueden ser de tipo puntual o por intervalos. En una **estimación puntual** un único valor numérico es utilizado para estimar el parámetro poblacional correspondiente. En una **estimación por intervalos** se calculan dos valores numéricos que definen un intervalo que, con cierto grado de confianza, se considera que incluye al parámetro poblacional.

### Intervalo de confianza de la media de una población con desviación estándar conocida.

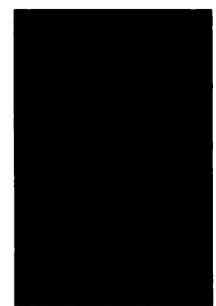
Un intervalo de confianza, con una confiabilidad del  $(1 - \alpha)$  100% para la estimación de la media de una población con media ' $\mu$ ', y de desviación estándar conocida ' $\sigma$ ', está definido por los valores de un límite inferior (Li), el cual es igual a la media muestral (Y) menos el error estándar de las medias ( $\sigma_Y = \sigma / \sqrt{n}$ ) multiplicado por el correspondiente coeficiente de confiabilidad ( $z_{1-\alpha/2}$ ), y un límite superior (Ls), el cual es igual a la media muestral (Y) más el error estándar de las medias ( $\sigma_Y = \sigma / \sqrt{n}$ ) multiplicado por el correspondiente coeficiente de confiabilidad ( $z_{1-\alpha/2}$ ). Expresado en fórmula:

$$L_i = Y - \frac{\sigma}{\sqrt{n}} * z_{1-\alpha/2}$$

$$L_s = Y + \frac{\sigma}{\sqrt{n}} * z_{1-\alpha/2}$$

Con base en los datos obtenidos de una muestra, el intervalo de confianza permite calcular el valor de un parámetro

El coeficiente de confiabilidad se extrae de una tabla de distribución normal unitaria; es decir, que la media es cero y la desviación estándar 1. Tanto en inventarios forestales como en prueba de hipótesis es común usar valores de significancia ( $\alpha$ ) iguales a 0,1, 0,05 y 0,001, o sea 10%, 5% y 1%. Para estos casos los valores de  $z_{1-\alpha/2}$ , son, respectivamente, iguales a: 1,645, 1,96 y 2,576 (Cuadro 4.8).



Cuadro 4.8 Valores de $z_{1-\alpha/2}$ para diferentes niveles de confiabilidad ( $1-\alpha$ )		
Valor de $\alpha$	Nivel de confiabilidad (%)	Valor de $z_{1-\alpha/2}$
0,2	80	1,282
0,1	90	1,645
0,05	95	1,960
0,01	99	2,576

Intervalo de confianza de la media de una población con desviación estándar desconocida. Para calcular un intervalo de confianza utilizando el procedimiento anterior se requiere conocer la desviación estándar de la población ( $\sigma$ ), aunque puede parecer extraño que se conozca la desviación estándar de la población y no la media de la población. Cuando el tamaño de la muestra ( $n$ ) es superior a 30, el valor de la desviación estándar poblacional puede sustituirse con el valor de la desviación estándar muestral ( $S$ ).

Sin embargo, cuando se trabaja con muestras pequeñas se debe utilizar otro procedimiento para construir intervalos de confianza para la media poblacional. En estos casos (desviación estándar poblacional desconocida y tamaño pequeño de la muestra), un intervalo de confianza con una confiabilidad del  $(1-\alpha)$  100%, para la estimación de la media de una población con media ' $\mu$ ' está definido por los valores de un límite inferior ( $Li$ ), el cual es igual a la media muestral ( $Y$ ) menos el error estándar de la media ( $Sy$ ) multiplicado por el correspondiente coeficiente de confiabilidad ( $t_{\alpha/2, gl}$ ), y un límite superior ( $Ls$ ), el cual es igual a la media muestral ( $Y$ ) más el error estándar de las medias ( $Sy$ ) multiplicado por el correspondiente coeficiente de confiabilidad ( $t_{\alpha/2, gl}$ ). Expresado por medio de fórmulas se obtiene que:

$$Li = Y - Sy * t_{\alpha/2, gl}$$

$$Ls = Y + Sy * t_{\alpha/2, gl}$$

El coeficiente de confiabilidad se extrae de una tabla de distribución de 't-Student'. El valor de este coeficiente de confiabilidad depende del nivel de significancia ( $\alpha$ ) escogido para calcular el intervalo de confianza y del número de grados de libertad ( $gl$ ). Los grados de libertad dependen del tipo de muestreo. En el caso de un muestreo simple aleatorio, son iguales al tamaño de la muestra menos uno ( $gl = n - 1$ ). En el Anexo 2 se muestran los valores de t-Student ( $t_{\alpha/2}$ ) para los niveles de confiabilidad frecuentemente utilizados en inventario forestales.

**Intervalo de confianza de una proporción.** Un intervalo de confianza, de una confiabilidad del  $(1-\alpha)$  100%, para la estimación de una proporción poblacional ' $p$ ', está definido por los valores de un límite inferior ( $Li$ ), el cual es igual a la proporción muestral ( $p$ ) menos el error estándar de la proporción ( $Sp$ ) multiplicado por el correspondiente coeficiente de confiabilidad ( $t_{\alpha/2, gl}$ ).

ciente de confiabilidad ( $z_{1-\alpha/2}$ ), y un límite superior (Ls), el cual es igual a la proporción muestral ( $p$ ) más el error estándar de la proporción ( $Sp$ ) multiplicado por el correspondiente coeficiente de confiabilidad ( $z_{1-\alpha/2}$ ). Expresado en fórmulas se obtiene que:

$$Li = p - Sp * (z_{1-\alpha/2})$$

$$Ls = p + Sp * (z_{1-\alpha/2})$$

### Interpretación de un intervalo de confianza

Existen dos interpretaciones del significado de un intervalo de confianza. La **interpretación probabilística** de un intervalo de confianza establece que:

*Si se toman varias muestras repetidas, todas ellas de tamaño "n" en una población con distribución normal, el 100% ( $1-\alpha$ ) de todos los intervalos de confianza calculados en cada muestra incluirán, a la larga, el verdadero valor poblacional.*

La cantidad ( $1-\alpha$ ) se conoce con el nombre de nivel de confiabilidad. Si se calcula que los límites inferior y superior de un intervalo de confianza son respectivamente 19,7 y 29,6, calculados con un  $\alpha = 0,05$ , se dice que existe una confiabilidad del 95% de que la media poblacional esté entre 19,7 y 29,6. Esto se conoce como la interpretación práctica de un intervalo de confianza, la cual puede expresarse de la siguiente forma:

*Se tiene el ( $1-\alpha$ ) 100% de confiabilidad de que el intervalo calculado contenga el verdadero valor poblacional.*

### Error de muestreo

En inventarios forestales se conoce como error de muestreo absoluto (E) al resultado de multiplicar el error estándar y el coeficiente de confiabilidad. El valor del error de muestreo depende del nivel de significancia ( $\alpha$ ) escogido para determinar el coeficiente de confiabilidad. A medida que el nivel de significancia aumenta, el nivel de confiabilidad ( $1-\alpha$ ) disminuye, pero también disminuye el error de muestreo.

El error de muestreo también puede expresarse en forma relativa como un porcentaje de error (E%), el cual se calcula dividiendo el error de muestreo absoluto entre el valor de la estimación puntual. En el caso de la estimación de la media poblacional ( $\mu$ ), a través de la media muestral (Y) calculado en un muestreo simple aleatorio, el error de muestreo absoluto (E) y el relativo (E%), calculados a un nivel de confiabilidad ( $1-\alpha$ ) se calculan de la siguiente forma:

$$E_{(1-\alpha)} = Sy * t_{\alpha/2, n-1}$$

$$E\%_{(1-\alpha)} = \frac{E_{(1-\alpha)}}{Y} * 100$$

### 4.3.6 Sesgo, precisión y exactitud

Los parámetros son característicos de la población y generalmente son desconocidos. Estas características de la población pueden expresarse normalmente en forma numérica. En el caso de posición, o **tendencia central**, y **del grado de variación** de las observa-

El error de muestreo se produce por el hecho de no haber evaluado, medido o contado todas las unidades de muestreo en la población

ciones se pueden utilizar la media aritmética y la desviación estándar para expresar respectivamente estas dos características. Para estimar estos valores poblacionales se recurre a mediciones, conteos sobre toda la población o sobre una muestra representativa de la misma. Estas mediciones están sujetas a tres tipos de errores:

**Errores humanos y erráticos** que pueden controlarse con capacitación y haciendo las mediciones con cuidado.

**Errores sistemáticos** que afectan las mediciones o conteos en una forma regular y calculable, si son detectados. Muchos de estos errores se deben a la lectura y uso de la cinta métrica.

**Errores aleatorios irregulares** que varían en tamaño y signo, y que se producen al leer las escalas de instrumentos en diferentes periodos de tiempo del día, cansancio del personal, etc.

El verdadero valor poblacional solo podría calcularse si evaluáramos toda la población, con instrumentos cuidadosamente calibrados y con técnicas de medición cuidadosamente controladas, para evitar los errores antes descritos. Cuando se toman muestras de una población no se puede llegar a conocer el verdadero valor poblacional, porque se cometen errores de medición como los descritos, más el error de muestreo que se produce por el hecho de no haber evaluado todas las unidades de muestreo en la población.

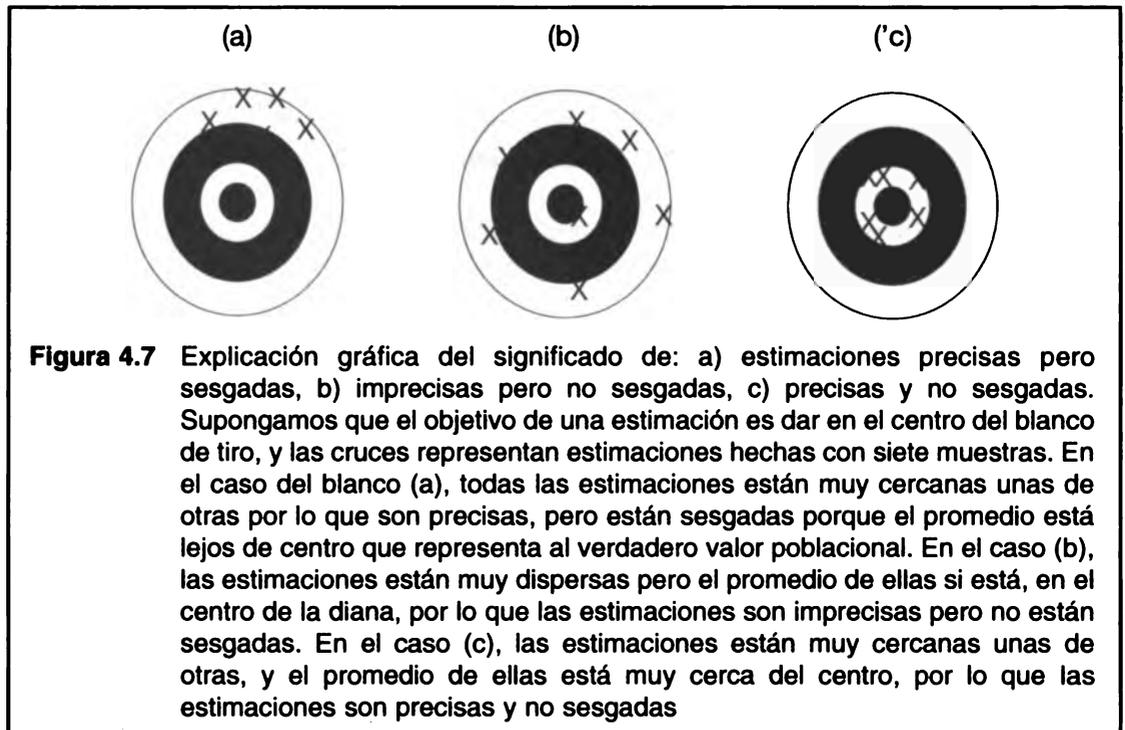
Las mediciones y estimaciones pueden estar **sesgadas**; es decir, los resultados de la medición difieren del verdadero valor poblacional en forma sistemática. Se usa el término sesgado cuando esta diferencia es fija, y por lo tanto la magnitud del error se podría calcular o conocer en alguna forma. Ejemplos de casos de mediciones sesgadas son: cuando se usa una cinta métrica que se ha estirado con el tiempo, o cuando se redondea hacia arriba todas las mediciones de altura de los árboles. Las estimaciones sesgadas se dan también cuando se usan estimadores de medidas de posición o variación cuyo valor promedio en sucesivos muestreos no es igual al valor poblacional. Por ejemplo, la media aritmética muestral es un estimador no sesgado de la media aritmética poblacional; pero la desviación estándar muestral es un estimador sesgado de la desviación estándar poblacional.

La precisión está en función de la calibración de los instrumentos utilizados en las mediciones, pero también depende de la variación que existe entre unidades de muestreo, la cual es una característica intrínseca de la población. El error estándar ( $S_y$ ) es una medida de la precisión con que se estima una media poblacional. Entre más pequeño sea el error estándar, la estimación es más precisa, y si se analizan con cuidado las fórmulas para calcular el error estándar, se concluye que la forma de aumentar la precisión de una estimación es incrementando el tamaño de la muestra ( $n$ ). En la Fig. 4.7 se presenta gráficamente la relación entre exactitud, sesgo y precisión.

**Exactitud** es la diferencia entre el verdadero valor poblacional y la medida o estimación de ese valor

**Sesgo** es la diferencia entre el resultado de la medición y el verdadero valor de la población

**Precisión** es el grado en que las mediciones o un estimador se acercan al promedio



En esta sección hemos:

- Analizado la distribución de frecuencias como forma de generar información estadística.
- Explicado la importancia y necesidad de representar los datos en forma gráfica.
- Discutido las medidas de tendencia central (media aritmética, media ponderada, mediana, moda, media cuadrática, percentil) y las de variación (varianza, desviación estándar, rango, coeficiente de variación).

#### 4.4 Ejemplo de aplicación práctica

Para entender mejor los estadísticos, a continuación presentamos un ejemplo de un muestreo al azar, en el cual se tomó una muestra de diez parcelas de una hectárea de un bosque de 1 000 ha. Los volúmenes encontrados fueron los siguientes: 64, 47, 39, 67, 54, 33, 49, 85, 72, y 90 m<sup>3</sup>/ha. Con esta información hay que determinar la media aritmética, la desviación estándar, el coeficiente de variación, el error estándar, los límites de confianza, el error de muestreo absoluto y relativo, la estimación mínima confiable y el cálculo del número de muestras necesarias para tener un error de 15 o 10 por ciento.

**a) Media aritmética (X o Y).** Si colocamos los datos en la siguiente fórmula:

$$Y = \frac{\sum (y_i)}{n}$$

tenemos que

$$Y = \frac{64 + 47 + 39 + 67 + 54 + 33 + 49 + 85 + 72 + 90}{10} = 60\text{m}^3 / \text{ha}$$

**b) Desviación estándar (S).** Esta medida caracteriza la dispersión de los individuos con respecto a la media, o sea que da una idea de si los individuos en una muestra están próximos a la media o están diseminados. Se define como:

$$S = \sqrt{\frac{\sum (y_i^2) - (\sum y_i)^2 / n}{n - 1}}$$

El denominador indica el número de grados de libertad.

Para nuestro ejemplo calculamos:

$$S = \sqrt{\frac{64^2 + 47^2 + \dots + 72^2 + 90^2 - \frac{600^2}{10}}{10 - 1}} = 18,9 \text{ m}^3 / \text{ha}$$

Se puede decir que el promedio de las desviaciones de los datos muestreados es de 18,9 m<sup>3</sup>/ha, con respecto a la media muestral.

**c) Coeficiente de variación (CV).** Si en la fórmula siguiente reemplazamos

$$CV\% = \frac{S}{Y} * 100$$

tendremos que la desviación promedio de los datos muestreados es de 31,5% con respecto al promedio.

$$CV\% = \frac{18,9}{60} * 100 = 31,5\%$$

Una de las ventajas del coeficiente de variación, es que permite comparar la variabilidad de poblaciones que tienen diferentes unidades de medida.

**d) Error estándar (SY).** Lo que más interesa en un muestreo, aparte de la media, es su exactitud. Se sabe que cada media estimada con base en un muestreo tiene un error estadístico, el cual también hay que calcular. A diferencia de la desviación estándar, que mide el promedio de las desviaciones de las observaciones individuales respecto de la media muestral, el error estándar mide el desvío de las medias muestrales respecto de la media poblacional. Esta se calcula con la fórmula:

$$S_Y = \frac{S}{\sqrt{n}} * \sqrt{1 - \frac{n}{N}}$$

donde: SY = desviación estándar

n = tamaño de la muestra (número de unidades muestrales)

N = tamaño de la población (expresada en parcelas)

Cuando  $n$  es muy pequeño con respecto a  $N$ , la fracción  $n/N$  se hace despreciable, y el factor  $(1-n/N)$  se aproxima a la unidad (1). En la práctica, cuando  $n/N$  es menor que 0,01, lo que ocurre con frecuencia en inventarios forestales en grandes extensiones, se puede considerar la población como infinita y la fórmula queda como:

$$S_Y = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

En este ejemplo sería, entonces:

$$S_Y = \frac{18,9}{\sqrt{10}} = 5,98$$

**e) Límites de confianza (LM).** La media obtenida a partir de una muestra difiere de la verdadera media poblacional. La media poblacional está comprendida entre un límite inferior dado por  $Y - t(S_Y)$  y un límite superior con  $Y + t(S_Y)$ . Es decir:

$$Y - t(S_Y) \leq \mu \leq Y + t(S_Y)$$

donde:  $\mu$  = media poblacional

$Y$  = media muestral

$t(S_Y)$  = error de muestreo

**f) Error de muestreo absoluto (E).** El error de muestreo permite determinar los límites del intervalo de confianza al sumarlo y restarlo de la media muestral. El valor de  $t$  depende del nivel de confianza requerido y de los grados de libertad. Para nueve grados de libertad (nuestro ejemplo) y un nivel de confianza del 95%, el valor de  $t$  es 2,26, los límites de confianza a ambos lados de la media serían:

$$\text{Límites de confianza:} \quad 60 \pm 2,26(5,98) = 60 \pm 13,51 \text{ m}^3/\text{ha}$$

$$\text{Límite superior:} \quad 60 + 13,51 = 73,51 \text{ m}^3/\text{ha}$$

$$\text{Límite inferior:} \quad 60 - 13,51 = 46,49 \text{ m}^3/\text{ha}$$

Se puede decir, con una probabilidad del 95%, que la media real de la población no es menor a 46,49 m<sup>3</sup>/ha ni mayor a 77,51 m<sup>3</sup>/ha. Hay que tomar en cuenta que el 5%, en este caso de dos límites (inferior y superior) está a ambos lados de la distribución  $t$ , o sea 2,5% a cada lado. En la tabla, el valor de  $t$  corresponde al 2,5% (0,025) de probabilidad de sobrepasar los límites de confianza.

**g) Error de muestreo relativo (E%).** Recordemos que el error de muestreo relativo es el error de muestreo absoluto expresado en porcentaje:

$$E\% = \frac{t(S_Y)}{Y} * 100$$

Para el ejemplo anterior el error de muestreo relativo (E%) será:

$$E\% = \frac{2,26(5,98)}{60} * 100 = 22,5\%$$

Se puede interpretar este resultado afirmando, con un 95% de certeza, que el valor de la media poblacional está en un rango de más o menos 22,5% con respecto de la media muestral. El error de muestreo es diferente para cada parámetro forestal (N/ha, G/ha, V/ha), y también difiere de especie a especie. Generalmente, el error es mayor para una sola especie, pero se reduce para un grupo de especies y más todavía si se trata del total de las especies.

**h) Estimación Mínima Confiable (EMC).** Si solamente interesa un lado, por ejemplo, el límite inferior, tendría que considerarse solamente el lado izquierdo de la distribución t, buscando el límite que corresponde al 5% de probabilidad de sobrepasar este límite al lado izquierdo de la distribución t. En este caso se habla de la estimación mínima confiable.

El volumen mínimo esperado por hectárea con un 95% de confianza es:

$$EMC = Y - t(\frac{S}{\sqrt{n}}) = 60 - 1,83(5,98) = 49,01m^3 / ha$$

**i) Cálculo del número de muestras.** A partir de la fórmula del error de muestreo relativo (E%), se puede despejar una fórmula que permita calcular el tamaño de muestra necesario para una precisión deseada.

Reemplazando Sx por su equivalente (S/n), se tiene:

$$E\% = \frac{t(\frac{S}{\sqrt{n}})}{Y} * 100$$

Se conoce que:

$$CV\% = \frac{S}{Y} * 100$$

Si reemplazamos en la expresión anterior, tenemos:

$$E\% = \frac{t(CV)}{\sqrt{n}}$$

Al elevar al cuadrado ambos miembros de la expresión y transponer los términos, tendremos:

$$n = \frac{t^2(CV)^2}{E\%^2}$$

Esta fórmula es la más utilizada para realizar un muestreo al azar o sistemático.

En los cálculos del ejemplo anterior, el coeficiente de variación fue de 31,5%, con un error de muestreo de 22,5%. Si se quiere alcanzar un error del 15%, a un nivel de confianza de 95%, se va probando con diferentes grados de libertad hasta que los resultados de las "n" sean iguales. Así, para 19 grados de libertad, t = 2,09. Al reemplazar los valores se tiene:

$$n = \frac{t^2(CV)^2}{E\%^2} = \frac{(2,09)^2 (31,5)^2}{15^2} = 19,3$$

Se necesitaría un mínimo de 20 muestras para alcanzar el error deseado. Ahora, si se desea un error del 10% al mismo nivel de probabilidad se prueba así:

Para 40 grados de libertad  $t = 2,021$

$$n = \frac{(2,021)^2 (31,5)^2}{10^2} = 40,5$$

Nótese que para reducir el error de 15 a 10% se tuvo que duplicar el número de muestras. De la fórmula se deduce que el tamaño de la muestra está en función de la variabilidad del bosque (CV) y de la precisión requerida (E%), y no del tamaño de la superficie de bosque que queremos inventariar.

El problema normalmente es que de antemano no se conoce el valor del coeficiente de variación. Este valor depende de la homogeneidad del bosque y del tamaño de las unidades de muestreo. Unidades más pequeñas normalmente corresponden a un mayor coeficiente de variación. Por otro lado, es lógico suponer que la heterogeneidad del bosque aumenta con su tamaño, puesto que es más probable encontrar tipos de bosques o estratos diferentes.

La estimación del coeficiente de variación puede basarse en valores de bosques cercanos, anteriormente inventariados o mediante la realización de un pre-muestreo o muestreo piloto, aunque este último método ha demostrado ser poco práctico.

Valores de  $t_{\alpha/2}$  (dos colas) para diferentes grados de libertad y para los niveles de confiabilidad son frecuentemente utilizados en inventarios forestales.

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 1994. Modelo de simplificación de planes de manejo para bosque naturales latifoliados en la región centroamericana. Turrialba, Costa Rica. 29 p.

Cochran, W. 1977. Sampling Techniques. WILEY. New York, EE.UU. 428 p.

Daniel, W. 1987. Bioestadística. 3 ed. LIMUSA. México. 667 p.

Freese, F. 1970. Métodos estadísticos elementales para técnicos forestales. AID. México. 102 p.

Husch, B; Miller, C; Beers, T. 1983. Forest Mensuration. WILEY. New York, EE.UU. 402 p.

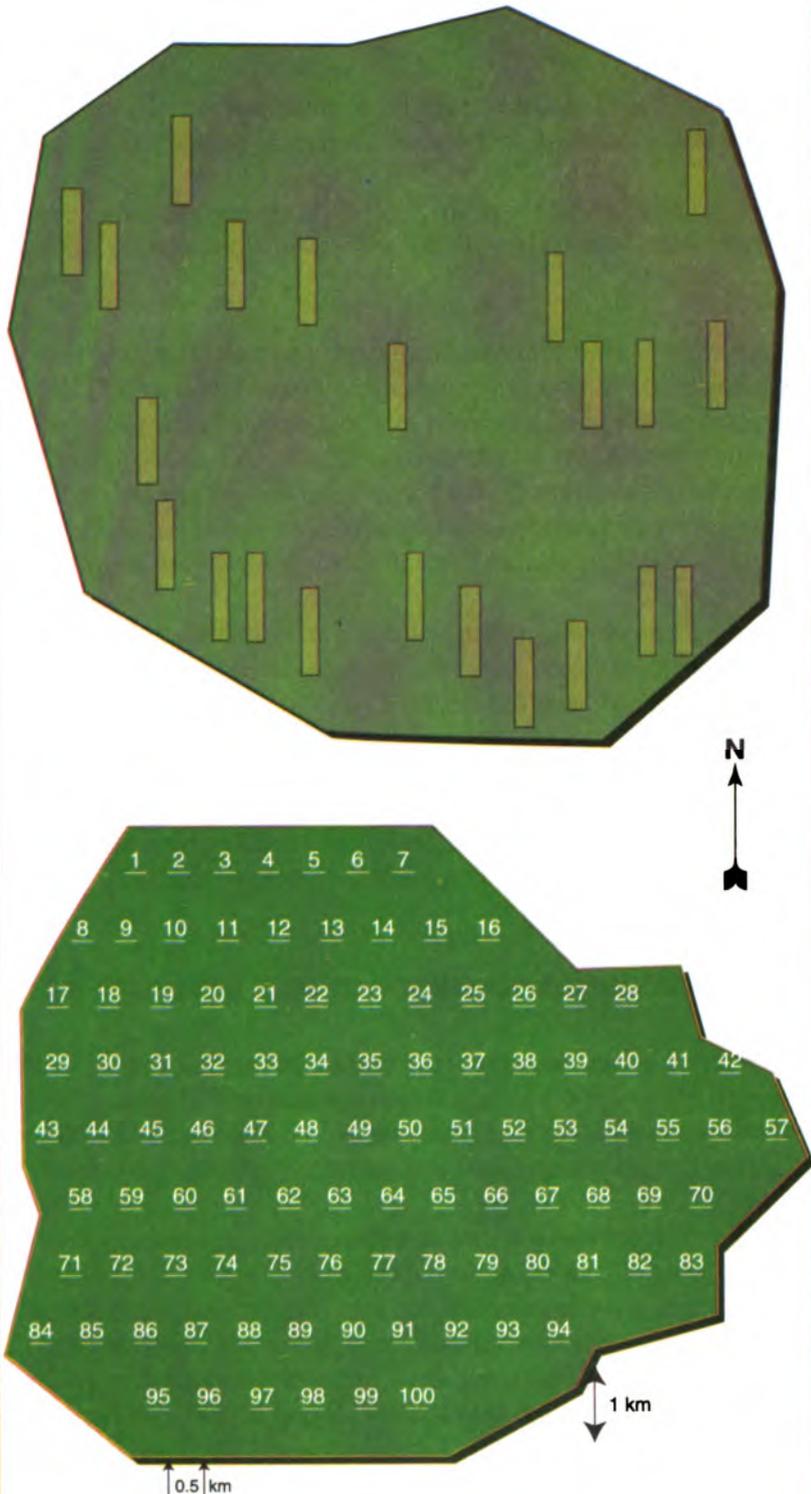
Philip, M. 1983. Measuring Trees and Forests. Aberdeen University Press. Reino Unido. 338 p.

Sturges, HG. 1926. The Choice of Class Interval. Journal of the American Statistical Association 21:65-66

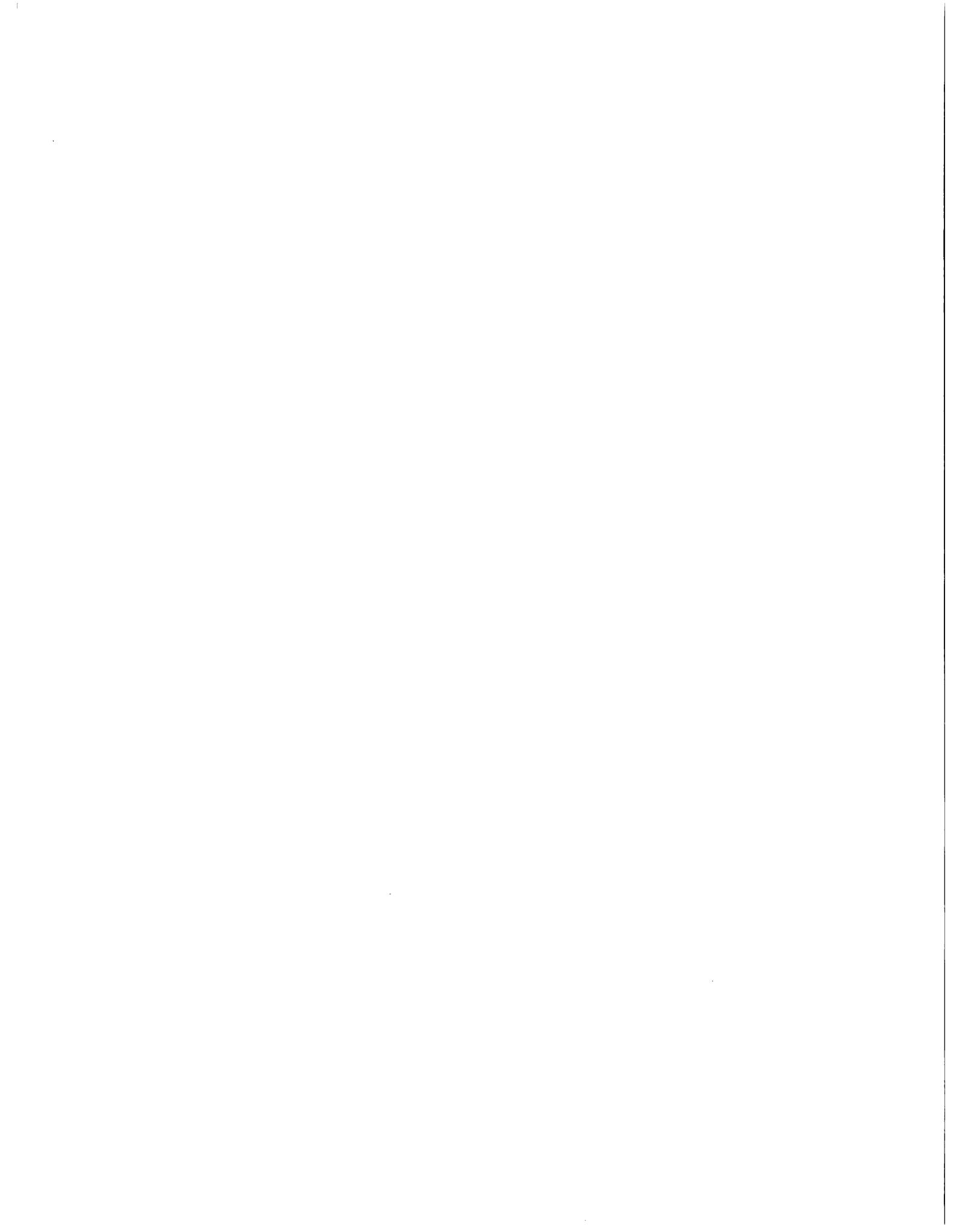
## Muestreo en inventarios forestales

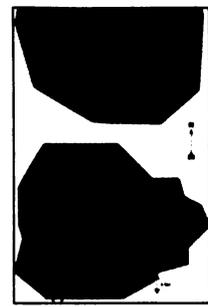
- 5.1 Introducción
- 5.2 La muestra y el proceso de muestreo
- 5.3 Tamaño y forma de las parcelas
- 5.4 Tamaño de la muestra
- 5.5 Distribución de la muestra
- 5.6 Bibliografía recomendada

Edgar Ortiz  
Fernando Carrera



Los inventarios con muestreo sistemático permiten generar la información básica requerida en todo inventario forestal, útil para la planificación del manejo





## Muestreo en inventarios forestales

### 5.1 Introducción

En este capítulo profundizamos en los conceptos estadísticos necesarios para el manejo de bosques tropicales; principalmente los relacionados con el proceso de muestreo.

Como se mencionó en el Capítulo 1, los inventarios forestales pueden clasificarse, según el método estadístico que se use, en inventarios al cien por ciento o inventarios por muestreo.

Los censos comerciales, requisito indispensable para la elaboración de planes operativos anuales (POA), constituyen el ejemplo más conocido de inventario al cien por ciento. Pero en general, el bosque tropical presenta un problema de magnitud que condiciona y limita el proceso. Por ello, generalmente se trabaja sólo con una pequeña parte de la población y luego, los conocimientos así obtenidos se generalizan al bosque en su conjunto. El inventario por muestreo permite obtener información correcta, precisa y a bajo costo sobre los parámetros de interés en una población.

Los **inventarios por muestreo** son los más utilizados en la planificación del manejo forestal, ya que permiten determinar las características de la población (estadísticos de posición y variación) con respecto a diferentes variables, a un costo apropiado y dentro de límites de tiempo razonables.

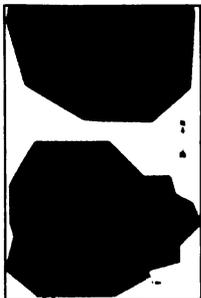
En el presente capítulo se abordarán aspectos relevantes del muestreo en inventarios forestales, tales como cálculo del tamaño de la muestra, tamaño y forma de las parcelas de muestreo y la distribución de las mismas en el bosque que se va a inventariar.

### 5.2 La muestra y el proceso de muestreo

La muestra, por definición, es una parte **representativa** de un agregado mayor con la cual pueden hacerse **inferencias correctas** acerca de los valores de la población. Según Malleux (1982), la muestra en los inventarios forestales generalmente es una superficie de área, la cual debe cumplir con las dos condiciones mencionadas.

La primera condición, o sea que **la muestra sea representativa de la población**, significa elegir un sitio donde toda la variabilidad de la población se encuentre representada. En términos absolutos, cumplir con esta condición equivale a que toda la población se concentre en la muestra, lo cual muchas veces resulta imposible debido al gran tamaño de las poblaciones; en consecuencia, siempre existirán diferencias entre lo expresado en la muestra y las existencias reales de la población. Estas diferencias pueden juntarse en dos grupos:

- a) Diferencias entre los valores reales de la población y los valores medidos en la muestra.
- b) Diferencias entre los valores de la muestra y los valores que tendría la población en caso de ser medida en su totalidad.



La segunda condición de las muestras es **que sirvan para hacer inferencias correctas acerca de la población**, lo cual se logra si se seleccionan mediante métodos o procedimiento estadísticos. Existen, además, otras condiciones que deben cumplirse en la selección de las muestras; estas son:

- a) Que inconveniencias individuales no sean sustituidas por conveniencias personales.
- b) Que todas las unidades tengan el mismo tamaño.

El **proceso de muestreo** en inventarios forestales consiste básicamente en:

- 1) Definir las unidades de muestreo (generalmente parcelas de tamaño y forma específica).
- 2) Definir la población, el marco de muestreo (mapas, listas, esquemas, etc.) y el número total de unidades de muestreo ( $N$ ), en el caso de poblaciones finitas.
- 3) Identificar cada unidad de muestreo en la población, o el procedimiento para identificarlas y localizarlas en los mapas o listas preparadas con anticipación.
- 4) Definir el número de unidades de muestreo que serán evaluadas; esto es, el tamaño de la muestra ' $n$ '. El tamaño de la muestra depende del tiempo disponible, de los fondos existentes y de la intensidad de muestreo o el grado de error de muestreo deseado, los que generalmente son establecidos por las normas de calidad o la legislación existente.
- 5) De la población total, seleccionar las ' $n$ ' unidades de muestreo que serán evaluadas.
- 6) Identificar en el campo cada una de las unidades de muestreo seleccionadas.
- 7) Evaluar o medir las variables previamente definidas en cada una de las unidades de muestreo seleccionadas.
- 8) Calcular y/o estimar la información requerida, según el diseño del inventario.
- 9) Preparar el informe con base en el diseño previamente elaborado.

El proceso de muestreo para un inventario forestal está formado por nueve etapas

En esta sección hemos:

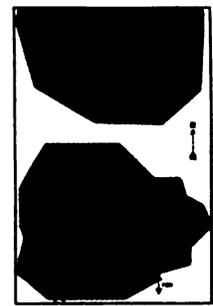
- Definido 'muestra', en términos estadísticos.
- Analizado el proceso de muestreo en inventarios forestales.

### 5.3 Tamaño y forma de las parcelas

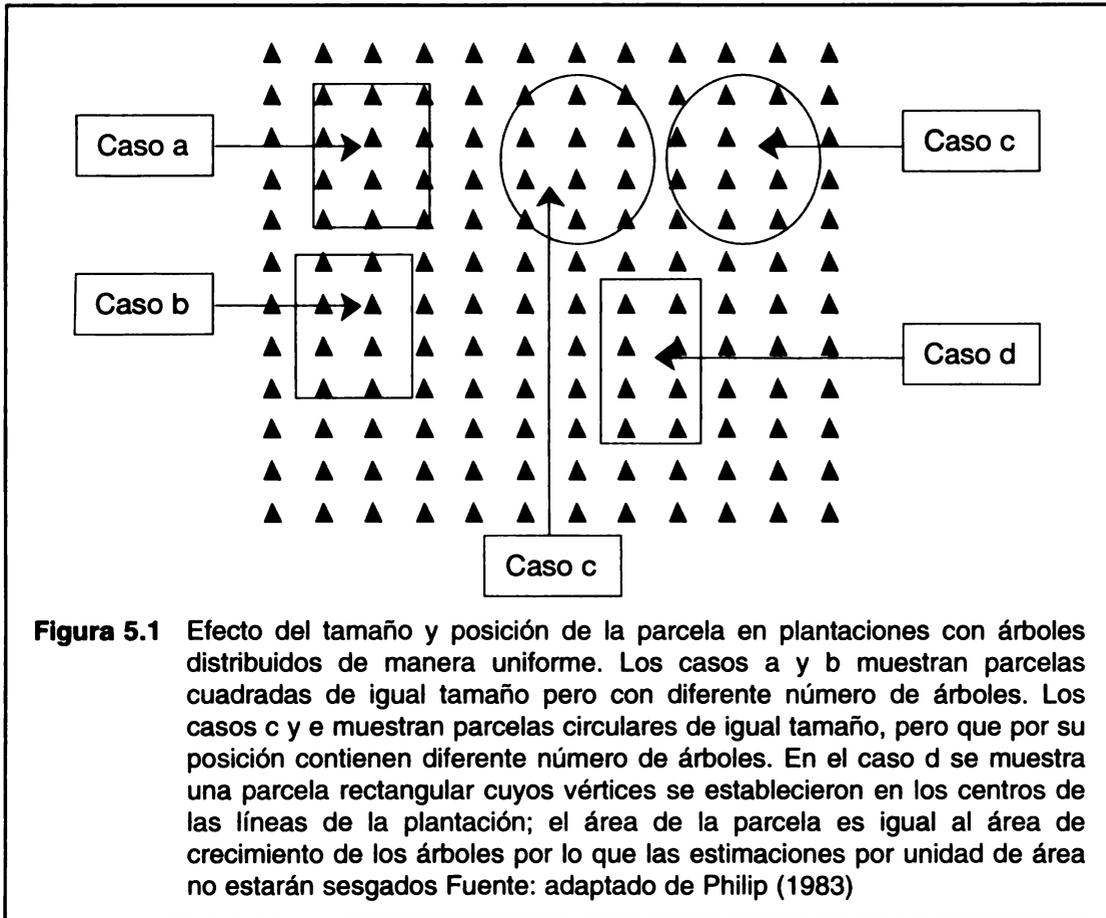
Los inventarios forestales pueden realizarse definiendo unidades de muestreo de **área fija** (parcelas) o **variable** (muestreo por puntos, ver capítulo 7 *Estrategias especiales de muestreo*).

En un inventario forestal se puede utilizar cualquier tipo de parcela para obtener estimaciones exactas del volumen por hectárea o del volumen total de un bosque. Sin embargo, la precisión y el costo del inventario pueden variar significativamente con el tipo de parcela utilizado. En bosques homogéneos en cuanto a la variable que se quiere evaluar, el error de muestreo tiende a disminuir si se utilizan parcelas pequeñas; en bosques muy heterogéneos, por el contrario, el coeficiente de variación aumenta cuando se utilizan parcelas pequeñas. Generalmente las parcelas pequeñas son eficientes desde el punto de vista de costos, pero pueden producir sesgos en las estimaciones debido a que se pueden cometer más errores de establecimiento y delimitación de las parcelas, o porque su tamaño –sobre todo en plantaciones con árboles uniformemente distribuidos– no abarca el espacio de crecimiento de los árboles (Fig. 5.1).

Las parcelas de muestreo de área fija pueden ser rectangulares, cuadradas, circulares o en fajas

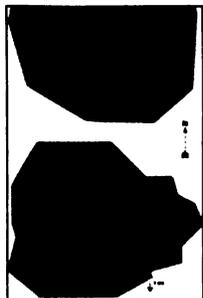


En plantaciones forestales compuestas por rodales muy homogéneos, se recomiendan parcelas pequeñas (0,01 a 0,1 ha), de forma rectangular, cuadrada o circular. El perímetro de parcelas cuadradas o rectangulares, en plantaciones forestales, debe ir sobre el centro de las calles, y los vértices deben quedar en la intersección de dos calles (Fig. 5.1, caso d); no se deben utilizar los árboles como vértices de la parcela (Fig. 5.1, caso a). En poblaciones que presentan un gradiente de crecimiento -por ejemplo, plantaciones en laderas donde los árboles de la parte superior son más pequeños que los de la parte inferior- es recomendable utilizar parcelas rectangulares perpendiculares al cambio de la pendiente de tal forma que se cubra toda la variabilidad o gradiente de crecimiento.



Las parcelas circulares son las más utilizadas en plantaciones, dado que su establecimiento es muy fácil ya que solo se requiere fijar un punto y ver cuales árboles quedan dentro del círculo. Solo en caso de duda se mide la distancia del centro de la parcela a un árbol dado para verificar si entra o no en la parcela (Cuadro 5.1).

Cuadro 5.1 Radios más recomendados según tamaño de parcela circular en plantaciones forestales		
Tamaño de la parcela (m <sup>2</sup> )	Tamaño de la parcela (ha)	Radio de la parcela (m)
100	0,01	5,64
400	0,04	11,28
500	0,05	12,62
1 000	0,1	17,84



No existe un tamaño ni forma de parcela estándar, útil en todo lugar y condiciones

En inventarios en bosques naturales latifoliados, debido a su alta heterogeneidad, siempre es recomendable establecer parcelas largas y angostas para cubrir una mayor área de terreno. La decisión de la forma ideal de la unidad muestral debe basarse en lograr máxima eficiencia y minimizar el sesgo. No obstante, no se recomienda utilizar parcelas circulares ni cuadradas debido a que demandan un mayor tiempo para su levantamiento.

En Centroamérica es común emplear parcelas rectangulares o fajas. El tamaño de las parcelas varía de un país a otro, e incluso entre regiones de un mismo país. Así por ejemplo, en Costa Rica se emplean parcelas de 30m x 100m, mientras que en Nicaragua y Honduras es común el empleo de parcelas de 20m x 50m, en tanto que en la zona norte de Guatemala (Petén), donde aún se encuentran grandes superficies de bosques naturales, se utilizan parcelas de 20m x 500m (1 ha). Nótese que si bien el largo es variable, el ancho se mantiene constante entre 20 y 30 m, debido a que:

- Se mantiene una baja relación perímetro/área, lo que disminuye la posibilidad de incluir árboles que en realidad están fuera de la parcela.
- Se logra un adecuado control de distancia desde el eje central.
- Disminuye el riesgo de que una unidad abarque dos estratos diferentes, en contraposición con parcelas más largas.
- Menores costos, debido a que se necesita abrir menos metros de brecha por cada unidad de muestreo, en relación con las parcelas de 10 m de ancho.

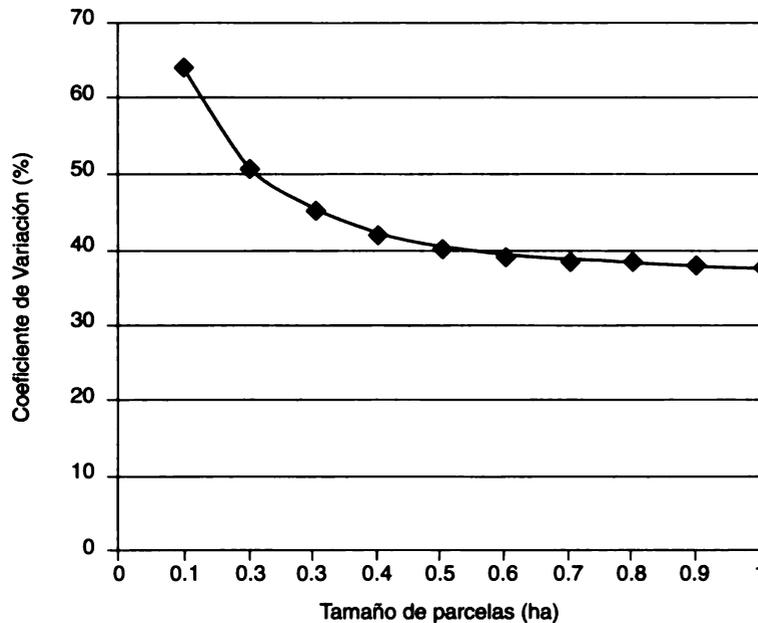
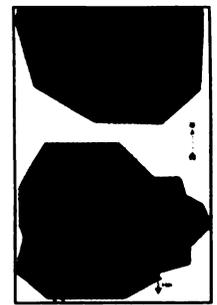
Vale la pena preguntarse entonces, *¿Cuál es el tamaño de parcela adecuado para inventarios forestales en bosques latifoliados en la región centroamericana?*. En realidad, no existe un tamaño único que podamos recomendar para toda la región. El tamaño de la parcela estará dado en función del objetivo del inventario, de la variabilidad del bosque, el tamaño de la población que deseamos inventariar y de la precisión deseada.

Con respecto al tamaño de las parcelas, Malleux (1982) aclara que las parcelas pequeñas abarcan una menor variabilidad dentro de las muestras, pero una mayor variabilidad entre muestras; mientras que las parcelas grandes incluyen una alta variabilidad al interior, pero baja variabilidad entre parcelas. Podríamos decir, entonces, que las parcelas pequeñas son más aptas para bosques homogéneos y las unidades grandes para bosques heterogéneos; de esta forma nos aseguramos una mayor representatividad de las especies del bosque.

Es necesario distinguir claramente la diferencia entre el tamaño de la parcela y el tamaño de la muestra. El tamaño de la muestra es el producto del número de parcelas por el tamaño de las mismas. En todo caso, utilizando la misma intensidad de muestreo se puede decidir hacer un inventario con pocas parcelas grandes o muchas parcelas pequeñas.

Estadísticamente se puede determinar el tamaño adecuado de las parcelas mediante la agregación de áreas; tendremos así distintos tamaños de parcelas que nos permiten determinar el tamaño óptimo de la unidad muestral. Se utiliza el coeficiente de variación ya que este estadístico permite comparar variables cuantitativas expresadas en tamaños diferentes.

La Fig. 5.2 muestra el cambio del coeficiente de variación respecto al tamaño de las parcelas para un bosque latifoliado en Petén, Guatemala. La gráfica muestra que mientras mayor sea el tamaño de las unidades de muestreo, menor será la variabilidad entre las mismas, pero llega un momento en que mayores incrementos en la superficie de la unidad de muestreo no tienen mayor relevancia en la disminución del coeficiente de variación.

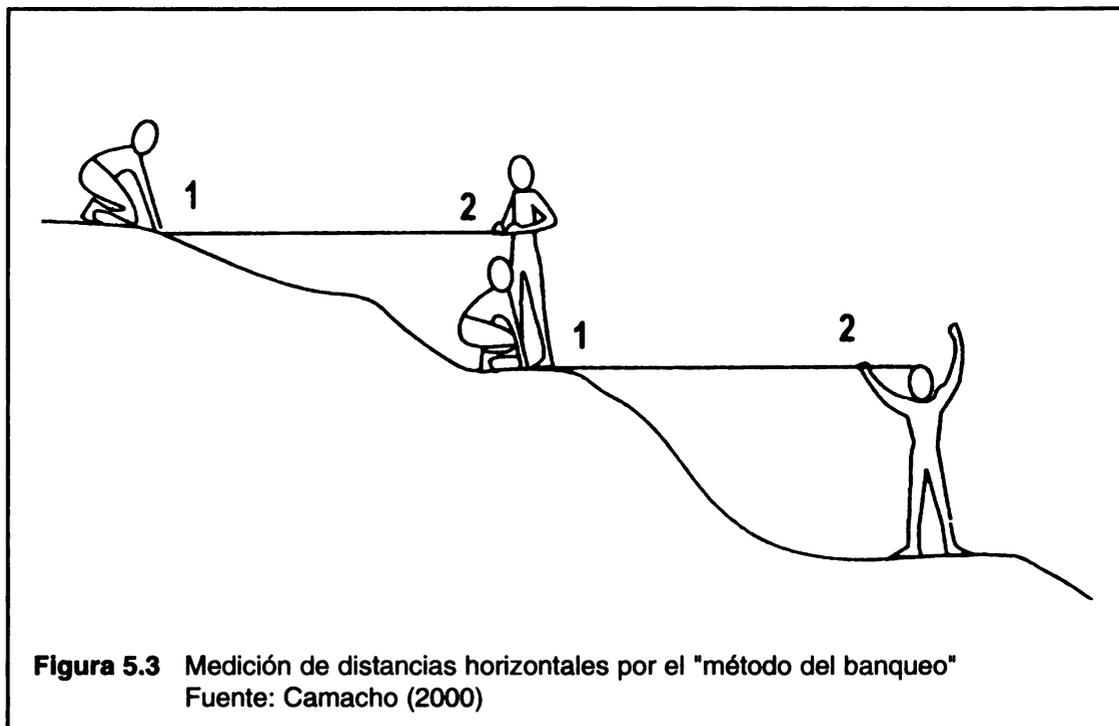
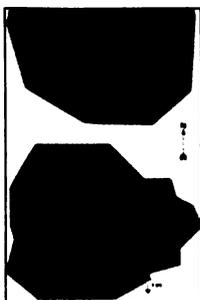


**Figura 5.2** Curva área-coeficiente de variación respecto del volumen comercial de todas las especies (dap >25 cm) para el bosque primario en Arroyo Colorado, Petén, Guatemala. Fuente: Carrera (1996)

Con base en ese gráfico, podemos afirmar que unidades de muestreo de 0,5 ha permiten una mayor eficiencia en términos de variabilidad y costos. En bosques de la Amazonia peruana y brasileña se encontraron resultados similares (Malleux 1982, Oliveira y Castro, citado por CIMAR 1994).

Es necesario enfatizar que el tamaño de la parcela está en función de la población que se quiere inventariar. Así por ejemplo, si el objetivo es determinar solamente la población de una especie valiosa a partir de cierto diámetro, es probable que convenga utilizar parcelas más grandes dependiendo de su abundancia y distribución. Para Dauber (1995), lo importante no es el tamaño de la parcela sino la combinación del tamaño con el número total de unidades muestreadas que, en buena cuenta, darán el tamaño total de la muestra.

Cualquiera que sea el tamaño de la unidad de muestreo escogida, este no debe variar en el mismo inventario. En todo caso, hay que tener presente que el tamaño de las unidades de muestreo siempre se refieren al plano horizontal. En terrenos inclinados hay que hacer la corrección de pendiente, ya sea por resaltos horizontales (banqueo) (Fig. 5.3) o utilizando una tabla de compensación de distancias.



**Figura 5.3** Medición de distancias horizontales por el "método del banqueo"  
Fuente: Camacho (2000)

**En esta sección hemos:**

- Analizado las diferentes formas y tamaños de las parcelas de inventario para plantaciones y bosques naturales.

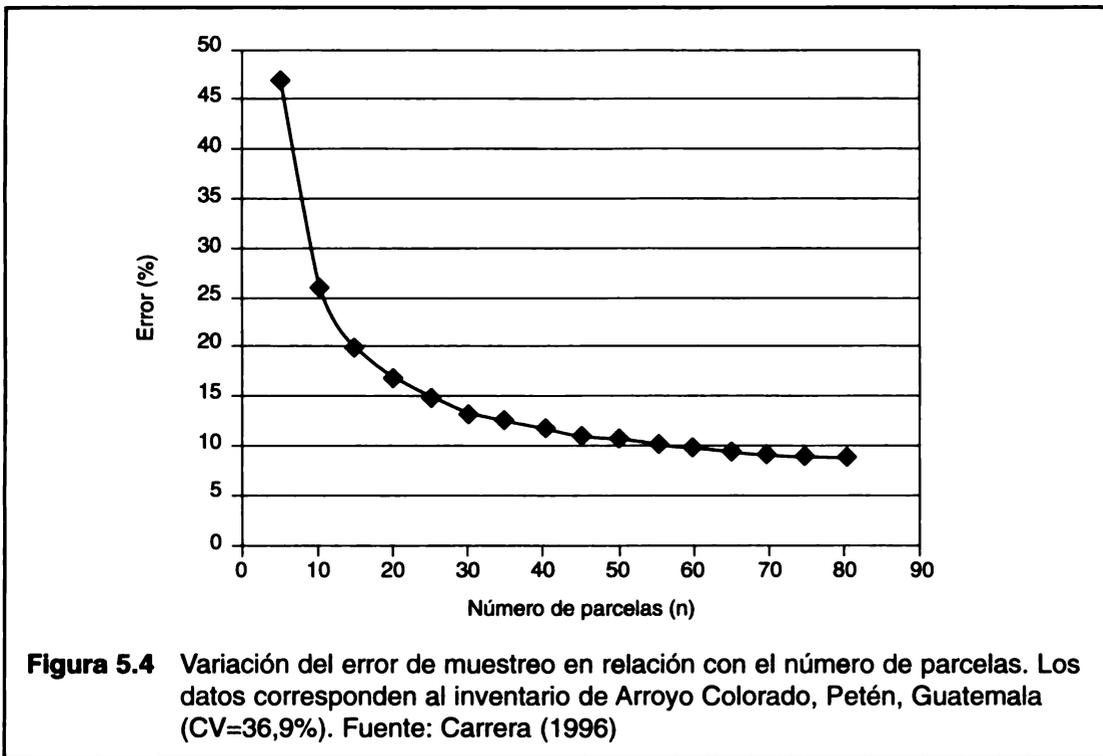
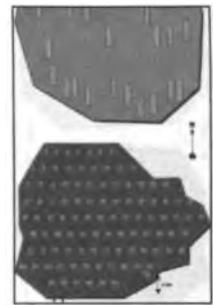
## 5.4 Tamaño de la muestra

El tamaño de la muestra se refiere al área total por inventariar, expresado en número de parcelas de un tamaño definido. De la fórmula del error de muestreo se desprende que el tamaño de la muestra está en función de la variabilidad del bosque (CV%) y del error requerido.

Pero llega un momento en que, a pesar de que se aumente el número de parcelas, el error no disminuye en la misma proporción (Fig. 5.4). Nótese que la muestra aumenta en relación cuadrática, mientras que el error de muestreo disminuye en proporción aritmética. Esto significa que el reducir a la mitad el error de muestreo, aumenta el tamaño de la muestra en una proporción mayor, lo cual significa un aumento en los costos en casi esa misma proporción.

En términos generales, el tamaño de la muestra -es decir, el número de unidades experimentales que queremos evaluar o medir en el campo- se puede calcular en función del máximo error de muestreo requerido o en relación con una intensidad de muestreo establecida.

La intensidad de muestreo se utiliza para calcular el tamaño de la muestra cuando se conoce el tamaño de la población



### 5.4.1 Cálculo del tamaño de la muestra en función del error de muestreo

Si lo que se desea es calcular el número de muestras (n), con base en un error máximo requerido, se debe conocer primero un estimado de la desviación estándar de la población (S) y un estimado de la media poblacional, los cuales permiten calcular el coeficiente de variación de la población que vamos a muestrear (CV%). El CV% puede estimarse utilizando los resultados de inventarios en bosques similares al estudiado, o haciendo un muestreo preliminar de baja intensidad.

El error de muestreo máximo permisible se utiliza para calcular el tamaño de la muestra en poblaciones de tamaño conocido o desconocido

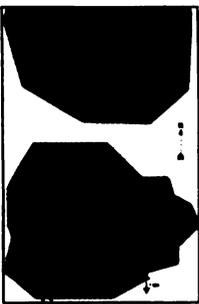
Este método se puede emplear con poblaciones infinitas o finitas. Para el caso de poblaciones infinitas, el tamaño de la muestra se deriva de la fórmula del cálculo del error de muestreo relativo (E%). Para generar una fórmula que permita calcular 'n', lo que se hace es despejar 'n' en la fórmula del error de muestreo de la media:

$$n = \frac{(t_{\alpha/2, gl})^2 * (CV\%)^2}{(E\%)^2}$$

donde:  $t_{\alpha/2, gl}$  es un valor de t-Student definido a una significancia alpha ( $\alpha$ ), y con n-1 grados de libertad (gl)

CV% = coeficiente de variación estimado de la población por muestrear

E% = error de muestreo en porcentaje máximo requerido a un nivel de confiabilidad establecido (1- $\alpha$ ) 100%



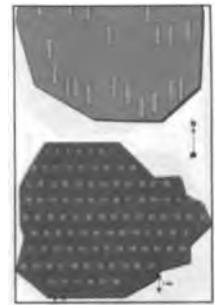
Para el caso de poblaciones finitas ( $N$  = tamaño de población conocido), la fórmula para estimar 'n' se deriva de la ecuación para calcular el error de muestreo de la media en poblaciones finitas. El resultado de despejar 'n' de esta ecuación es:

$$n = \frac{(t_{\alpha/2, g1})^2 * (CV\%)^2}{(E\%)^2 + \frac{(t_{\alpha/2, g1})^2 * (CV\%)^2}{N}}$$

Para fines prácticos, la corrección para población finita se puede eliminar porque la diferencia en el resultado final va a ser menor de una parcela. Además, la primera fórmula tiende a ser más conservadora, ya que al agregar un término en el denominador siempre dará como resultado un número ligeramente mayor como resultante.

Para calcular el tamaño de la muestra 'n' con estas ecuaciones, primero se calcula 'n' asumiendo un valor de  $t_{\alpha/2, n-1}$  arbitrario; por ejemplo  $t_{\alpha/2, n-1} = 2,567$ . Si se tienen datos de un muestreo preliminar, el valor de t-Student se puede determinar utilizando los grados de libertad de ese inventario preliminar.

Una vez que se ha calculado el tamaño de la muestra, se vuelve a calcular nuevamente, pero esta vez utilizando un valor para  $t_{\alpha/2, n-1}$  que aparezca en la tabla de t-Student con los grados de libertad correspondientes a la primera estimación. Por ejemplo, si el primer cálculo del tamaño de la muestra fue  $n = 33$ , se hace un segundo cálculo de tamaño de muestra con un  $t_{\alpha/2, n-1}$  correspondiente a  $\alpha/2$  con 32 grados de libertad. Este proceso se repite nuevamente hasta que el valor estimado de tamaño de la muestra no cambie. En el Recuadro 5.1 se presenta un ejemplo práctico del cálculo del número de muestras para un inventario no estratificado utilizando la fórmula para poblaciones finitas e infinitas. El ejercicio práctico del Recuadro 5.2 presenta el proceso para inventarios donde se cuente con varios estratos.



**Recuadro 5.1**

**Ejemplo de cálculo del tamaño de la muestra en un inventario sin estratificar**

Vamos a estimar el volumen comercial promedio por hectárea de una plantación de teca de 400 ha. Se decide que se utilizarán parcelas rectangulares de 0,1 ha, y que el error de muestreo debe ser inferior al 20% con un nivel de confiabilidad del 95%. Calculemos, entonces, el número de unidades de muestreo que se deben evaluar en el campo.

**Datos:**

- Área de bosque (A) = 400 ha
- Área de parcela (a) = 0,1 ha
- Tamaño de población (N) = 4 000 parcelas
- Error de muestreo permisible (E%) = 20% al 95% de confiabilidad

**Datos de inventario preliminar:**

- n = 10
- gl = 9
- Volumen comercial promedio = 125 m<sup>3</sup>/ha
- Desviación estándar (S) = 50 m<sup>3</sup>/ha
- Coefficiente de variación (CV%) = 40,0%
- t<sub>α/2, 9</sub> = 2,262

**Procedimiento:**

**Poblaciones finitas**

Primer cálculo de n:

$$n = \frac{(2,262)^2 * (40,0)^2}{(20)^2 + \frac{(2,262)^2 * (40)^2}{4000}} = 20,4 \approx 20$$

Segundo cálculo de n:

t<sub>α/2, 19</sub> = 2,093

$$n = \frac{(2,093)^2 * (40,0)^2}{(20)^2 + \frac{(2,093)^2 * (40)^2}{4000}} = 17,4 \approx 17$$

Tercer cálculo de n:

t<sub>α/2, 16</sub> = 2,120

$$n = \frac{(2,120)^2 * (40,0)^2}{(20)^2 + \frac{(2,120)^2 * (40)^2}{4000}} = 17,9 \approx 18$$

**Poblaciones infinitas**

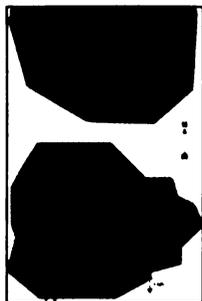
$$n = \frac{(2,262)^2 * (40,0)^2}{(20)^2} = 20,5 \approx 21$$

$$n = \frac{(2,093)^2 * (40,0)^2}{(20)^2} = 17,5 \approx 18$$

$$n = \frac{(2,120)^2 * (40,0)^2}{(20)^2} = 17,9 \approx 18$$

Dado que el valor calculado de "n" tiende a estabilizarse en 17 o 18, se estima que el tamaño de muestra debe ser n = 18.

Nótese que si utilizamos la fórmula simplificada (para poblaciones infinitas) el resultado es muy parecido.



**Recuadro 5.2**  
**Ejemplo de cálculo del tamaño de la muestra en un inventario estratificado**

Un bosque natural de 300 hectáreas se ha dividido en tres estratos considerando su posición fisiográfica en: tierra alta (A =80 ha), terraza de declive (B =100 ha), terraza baja (C =120 ha). Para conocer su variabilidad y calcular el tamaño de la muestra (n), realizamos un muestreo piloto en cada estrato. Se obtuvieron los datos siguientes:

n° de parcela	Estratos		
	A	B	C
1	16	7	20
2	0	10	10
3	24	22	8
4	8	6	22
5	39	11	18
Suma ( $\sum x_i$ )	87	56	78
Promedio ( $X_i$ )	17,4	11,2	15,6
Desviación estándar ( $S_i$ )	15,027	6,380	6,229

La proporción que guardan los estratos (P) con respecto al área total sería:

$$\begin{aligned} \text{bosque A: } P_1 &= a_1 / A = 80 / 300 = 0,27 \\ \text{bosque B: } P_2 &= a_2 / A = 100 / 300 = 0,33 \\ \text{bosque C: } P_3 &= a_3 / A = 120 / 300 = 0,40 \\ \text{Total} &= 1,00 \end{aligned}$$

Ahora, calculamos la desviación estándar común (Pse)

Estrato	$S_i$	$P_i$	$S_i * P_i$
A	15,027	0,27	4,0573
B	6,380	0,33	2,1054
C	6,229	0,40	2,4916
			Pse 8,6543

Como el error permisible es 20% y está dado en porcentaje, también el Pse debe convertirse a porcentaje. Para ello obtenemos el promedio general.

Estrato	$X_i$	$P_i$	$X_i * P_i$
A	17,4	0,27	4,698
B	11,2	0,33	2,696
C	15,6	0,40	2,240
			volumen medio (V) 14,634

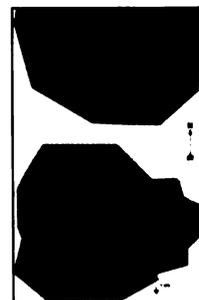
De esta fórmula, la desviación estándar de la población estratificada será:

$$Pse (\%) = Pse * 100 / V = 8,6543 * 100 / 14,634 = 59,14\%$$

Ahora, aplicamos la fórmula para 4 gl (n-1) y 0,05 de confiabilidad. Luego se va probando con diferentes grados de libertad hasta que los resultados de las "n" sean iguales. Así:

$$n = \frac{t^2 (Pse)^2}{E^2 + t^2 (Pse)^2 / N} = \frac{(2,776)^2 (59,14)^2}{20^2 + (2,776)^2 (59,14)^2 / 3000} = 65,9 \approx 66$$

## Muestreo de inventarios forestales



El valor de  $N = 3\ 000$ , se obtiene de:

$N = n^\circ$  total de parcelas en el bosque =  $A/a$

$$N = \frac{300 \text{ ha} * 10\ 000 \text{ m}^2 / \text{ha}}{1000 \text{ m}^2} = 3\ 000$$

Luego, se continúa probando con diferentes  $gl$  en el rango entre 4 (premuestreo) y 66 (valor estimado); se recomienda trabajar con un valor promedio. En el caso del ejemplo, tomamos el valor correspondiente a 35  $gl$   $((66+4)/2)$ .

$$n = \frac{(2,03)^2 (59,14)^2}{20^2 + (2,03)^2 (59,14)^2 / 300} = 35,6 \approx 36$$

En este último caso, obtenemos un número similar entre  $n$  (36) y el  $gl$  utilizado (35); queda por lo tanto, en 36 el número de parcelas, las cuales debemos distribuir entre los estratos de la forma siguiente:

$$\text{Estrato A: } n_1 = n ( P_1 S_1 ) / P_{se} = 36(4,0573) / 8,6543 = 17$$

$$\text{Estrato B: } n_2 = n ( P_2 S_1 ) / P_{se} = 36(2,1054) / 8,6543 = 9$$

$$\text{Estrato C: } n_3 = n ( P_3 S_3 ) / P_{se} = 36(2,4916) / 8,6543 = 10$$

Lo que se busca con este procedimiento es que haya coincidencia entre el valor de  $n$  calculado y el valor de  $gl$  utilizado.

2. Cuando se toma en cuenta el área de cada estrato y se saca un número de muestras proporcionales a su área, se llama "distribución proporcional de la muestra por el estrato". En este caso el procedimiento es igual al anterior, variando únicamente en el reparto de la muestra por estratos. Es decir, en el ejemplo anterior:

$$\text{Estrato A: } n_1 = n ( P_1 ) = 36(0,27) = 10$$

$$\text{Estrato B: } n_2 = n ( P_2 ) = 36(0,33) = 12$$

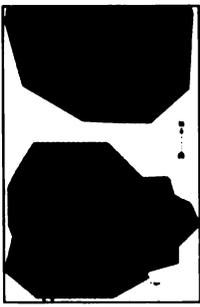
$$\text{Estrato C: } n_3 = n ( P_3 ) = 36(0,40) = 14$$

Es muy importante observar esta diferencia porque ayuda a confirmar que el número de parcelas a muestrear no depende del tamaño del bosque sino de su variabilidad. El estrato A, a pesar de tener el área más pequeña de todo el bosque requiere de más parcelas que los estratos B y C.

Como se dijo anteriormente, para la determinación del número de unidades de muestreo es necesario conocer el coeficiente de variabilidad de los diferentes estratos. Este coeficiente puede determinarse mediante un muestreo piloto o por información de otros inventarios cercanos al área. La ejecución de un muestreo piloto tiene algunos inconvenientes de orden práctico, por lo que es poco utilizado en la mayoría de países con bosques tropicales.

Entre los principales inconvenientes se reconocen:

- Hay que ingresar al bosque en dos ocasiones para recolectar información, lo que definitivamente tiene repercusión en los costos del inventario.
- Se necesitan por lo menos diez unidades de muestreo por estrato para tener un coeficiente de variación confiable. Un menor número de muestras puede inducirnos a serios errores de estimación.



- Si bien se argumenta que se puede hacer el muestreo piloto y después completar el número de parcelas faltantes, esto no permite hacer una buena distribución sistemática de las parcelas.

Una forma de salvar estos inconvenientes es trabajar por intensidades de muestreo. Desde el punto de vista estadístico no es lo más conveniente, pero en términos prácticos ha demostrado ser lo mejor.

#### 5.4.2 Cálculo del tamaño de la muestra en función de la intensidad de muestreo

La relación porcentual entre el tamaño del área muestreada y el área total de la población nos da la intensidad de muestreo ( $i$ ), la cual está definida por la siguiente fórmula:

$$i = \frac{\text{Superficie de la muestra}}{\text{Superficie de la población}}$$

El hecho de trabajar con intensidades de muestreo simplifica el proceso de diseño y planificación por parte de los responsables de su ejecución; además, permite un mejor control por parte del Estado, dado que muchas veces los datos de campo son manipulados para disminuir el error de muestreo con serias repercusiones en la calidad de la información. La manipulación va desde eliminar árboles grandes que elevan el error por encima de lo permitido, o en su defecto, ampliar el número de parcelas muestreadas, pero disminuir el tamaño de las mismas durante el procesamiento de la información en gabinete.

En el Recuadro 5.3 se presenta un ejemplo para calcular el tamaño de la muestra en función de la intensidad de muestreo.

A pesar de eso, las intensidades de muestreo en la mayoría de países centroamericanos no está normada por la Administración Forestal del Estado (AFE), la cual propone trabajar con error de muestreo máximo. En Costa Rica, por ejemplo, la AFE exige un error de muestreo inferior al 20% y con 95% de confiabilidad sobre el área basal ( $G$ ) para todas las especies mayores a 30 cm dap.

##### Recuadro 5.3

##### Tamaño de la muestra en función de la intensidad de muestreo

Queremos estimar el volumen comercial medio por hectárea de una plantación de teca de 400 ha. Se ha decidido utilizar parcelas rectangulares de 0,1 ha, y una intensidad de muestreo del 2%. Calculemos el número de unidades de muestreo que se debe evaluar en el campo.

##### Datos:

Área de bosque ( $A$ ) = 400 ha

Área de parcela ( $a$ ) = 0,1 ha

Intensidad de muestreo requerida ( $i$ ) = 2%

Tamaño de población ( $N$ ) = 4 000 parcelas

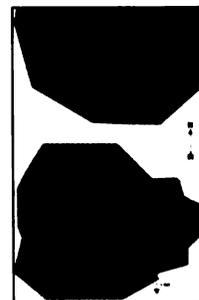
##### Procedimiento:

Dado que la intensidad de muestreo debe ser 2%, el tamaño de muestra ( $n$ ) es:

$$n = N \cdot i = 4\,000 \cdot 0,02 = 80 \text{ parcelas}$$

## Muestreo de inventarios forestales

Normar la intensidad de muestreo no es tarea sencilla ya que existen muchas opiniones divergentes. Dauber (1995), para los bosques de Bolivia, propone evaluar siempre 100 unidades de muestreo. Según el autor, el tamaño de las parcelas de inventario dependerá del tamaño del bosque o del estrato que se va a inventariar (Cuadro 5.2).



<b>Superficie total de estratos forestales (ha)</b>	<b>Intensidad mínima (%)</b>	<b>Superficie muestreada (ha)</b>	<b>Tamaño de unidades de muestreo</b>
100	8,00	8	0,08
500	2,00	10	0,10
1000	1,50	15	0,15
2000	1,20	25	0,25
5000	0,80	40	0,40
10 000	0,50	50	0,50
15 000	0,35	50	0,50
20 000	0,28	55	0,55
25 000	0,24	60	0,60
30 000	0,22	65	0,65
50 000	0,20	100	1,00
100 000	0,15	150	1,50
200 000	0,10	200	2,00

Fuente: Dauber (1995)

Nótese que si bien el número de parcelas se incrementa con respecto a la superficie, la intensidad de muestreo disminuye. En todo caso, después de realizar el inventario, este debe incluir el error obtenido, cualquiera que sea su valor.

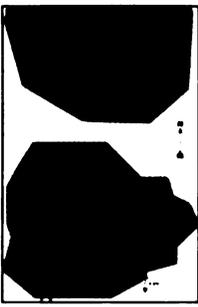
### En esta sección hemos:

- Presentado dos métodos para calcular el número de parcelas de muestreo que debemos establecer.

## 5.5 Distribución de la muestra

La representatividad de la muestra es fundamental para lograr resultados fidedignos. Una muestra pequeña bien distribuida es mucho más eficiente que muestras de gran tamaño mal distribuidas. Las fórmulas estadísticas parten del hecho de que las muestras son representativas, lo cual se logra con una buena distribución.

La selección de las unidades de muestreo que serán parte de la muestra puede ser **selectiva**, **aleatoria** o **sistemática**. Cada sistema de muestreo posee ventajas y desventajas, las cuales deben analizarse en cada caso en particular, con el propósito de determinar cuál alternativa permite recolectar la información requerida al menor costo y con la precisión deseada.



En el muestreo selectivo, las unidades de muestreo que conformarán la muestra se seleccionan subjetivamente, con base en una regla de selección determinada

### 5.5.1 Muestreo selectivo

En inventarios forestales, la selectividad de la muestra es poco frecuente, pero puede darse el caso de que el bosque tenga una forma muy irregular, por lo que se hace necesario escoger las unidades de muestreo que según criterio del profesional son representativas de la población. El profesional puede seleccionar unidades de muestreo promedio de la población, o bien aquellas que representan los extremos. El muestreo selectivo es subjetivo, pero es muy eficiente cuando se desea conocer rápidamente la población, su posición y el grado de variación, aunque puede generar información sesgada. Lógicamente, los estadísticos de precisión generados con el muestreo selectivo, aunque se pueden calcular utilizando las fórmulas de un muestreo aleatorio, no tienen validez estadística.

En la práctica, esta forma de muestreo muchas veces nos hace sobrestimar las variables porque en la selección de las muestras se tiende a dejar por fuera áreas de claros, los cuales forman parte integral del bosque, pero tienen pocos árboles.

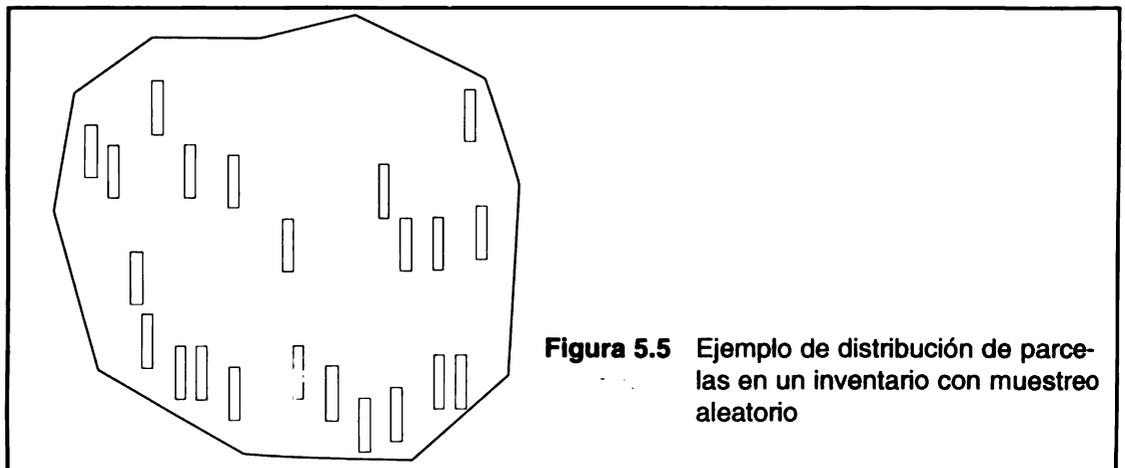
### 5.5.2 Muestreo aleatorio

Comúnmente se emplean dos tipos de muestreos aleatorios: **muestreo aleatorio con remplazo** y **muestreo aleatorio sin remplazo**. En el muestreo aleatorio con remplazo, todas las unidades de muestreo de la población pueden seleccionarse sin ninguna limitación. Si una unidad de muestreo es seleccionada en una oportunidad, esa misma unidad puede ser seleccionada nuevamente. En el muestreo sin remplazo, en cambio, las unidades seleccionadas en una oportunidad no se vuelven a seleccionar en oportunidades sucesivas. Este último tipo de muestreo es el que se utiliza en inventarios forestales, ya que la selección de una misma unidad dos o más veces no ofrece información adicional.

En un inventario aleatorio las parcelas de medición pueden aglomerarse, y pueden quedar secciones del bosque sin ninguna parcela de medición, lo que no permite una adecuada valoración del bosque y dificulta las labores de planificación (Fig. 5.5).

Un inventario con muestreo aleatorio podría generar información de gran exactitud sobre la cantidad y calidad de la madera comercial en el bosque, pero no permite recolectar buena información para cálculo de áreas, ni sobre la localización y distribución de los árboles en el terreno, salvo en que por azar las unidades de muestreo hayan quedado bien distribuidas en el terreno. En síntesis, los muestreos aleatorios son poco prácticos en inventarios forestales.

En un muestreo aleatorio, cada unidad de muestreo se selecciona al azar sin que medie ningún criterio subjetivo o regla de selección



**Figura 5.5** Ejemplo de distribución de parcelas en un inventario con muestreo aleatorio

### 5.5.3 Muestreo sistemático

El muestreo sistemático permite que la muestra se distribuya adecuadamente sobre toda la población; con ello se evita que partes de la población sean más intensamente muestreadas que otras. En las zonas tropicales, los inventarios sistemáticos con parcelas en línea son muy utilizados (Fig. 5.6), ya que sirven no sólo para recolectar información de la masa forestal sino también para realizar estratificaciones del bosque, hacer estimaciones del área de cada estrato y, dado que las líneas de inventario recorren todo el terreno sistemáticamente, recolectar información adicional (pendientes, accidentes geográficos, caminos existentes, presencia de quebradas y ríos) a un costo menor. Los inventarios con muestreo sistemático permiten generar la información básica requerida en todo inventario forestal, ya que:

- 1) Proporcionan datos suficientes para la construcción de mapas de la zona, al mismo tiempo que se realiza el inventario.
- 2) Facilitan el cálculo de áreas por tipos de bosque, área efectiva de manejo y área de protección.
- 3) Facilitan el trabajo de campo y reducen la incertidumbre de errores personales en la medición de distancias entre parcelas debido al valor constante de la medida.
- 4) Como la muestra cubre toda la población, las zonas más interesantes pueden separarse en bloques y tratarlas con la misma intensidad que el inventario de toda la población.

Si bien se ha dado mucha importancia a la forma y tamaño de las parcelas, no menos importante es la distribución de las mismas. Dauber (1995) recomienda que se distribuyan sistemáticamente en la superficie por inventariar en líneas de levantamiento paralelas y equidistantes (generalmente en dirección este-oeste o norte-sur). De esta manera, los puntos centrales de las unidades estarán distribuidos en forma de cuadrícula.

La distancia entre los puntos de la cuadrícula se puede calcular según la fórmula:

$$d = \frac{\sqrt{A}}{\sqrt{n}}$$

donde:  $d$  = distancia entre los puntos centrales (km)

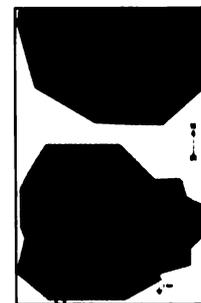
$A$  = superficie total de inventario (km<sup>2</sup>)

$n$  = número de unidades de muestreo

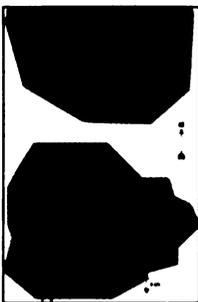
Para reducir las líneas de levantamiento y los costos, se puede aumentar la distancia entre ellas, multiplicando 'd' por un factor entre 1 y 1,5, y reducir al mismo tiempo, la distancia entre los puntos centrales de las unidades sobre las líneas, dividiendo 'd' por el mismo factor. En todo caso, el trecho sin inventariar entre las unidades de muestreo sobre una línea de levantamiento no debe ser menor a lo largo de la unidad.

Las distancias entre las líneas de levantamiento y entre los puntos centrales de las unidades sobre las líneas deben ser valores definidos en kilómetros y redondeados al primer decimal. Los valores resultantes son de carácter estimativo y, en caso necesario, deben ser modificados para poder distribuir el número requerido de unidades.

Una vez definidas las distancias, se distribuyen las unidades de muestreo en el mapa forestal, enumerándolas en forma correlativa y tratando de conseguir la mejor forma de



En un muestreo sistemático, las unidades son seleccionadas mediante una regla de selección prefijada (por ejemplo: se seleccionan todas las unidades identificadas con número par, o todas las unidades con número múltiplo de tres, etc.)



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

cuadriculación para evitar así coincidencias en las líneas de levantamiento con ciertos rasgos sistemáticos del terreno (por ejemplo, ríos o cadenas de colinas). Lo último es importante para evitar errores sistemáticos (sesgos).

Pequeñas modificaciones del diseño sistemático puro en la fase de planificación solamente se justifican en zonas de geografía accidentada o para obviar obstáculos insuperables. En este caso, se puede aumentar o disminuir la distancia entre las unidades de muestreo sobre una línea de levantamiento.

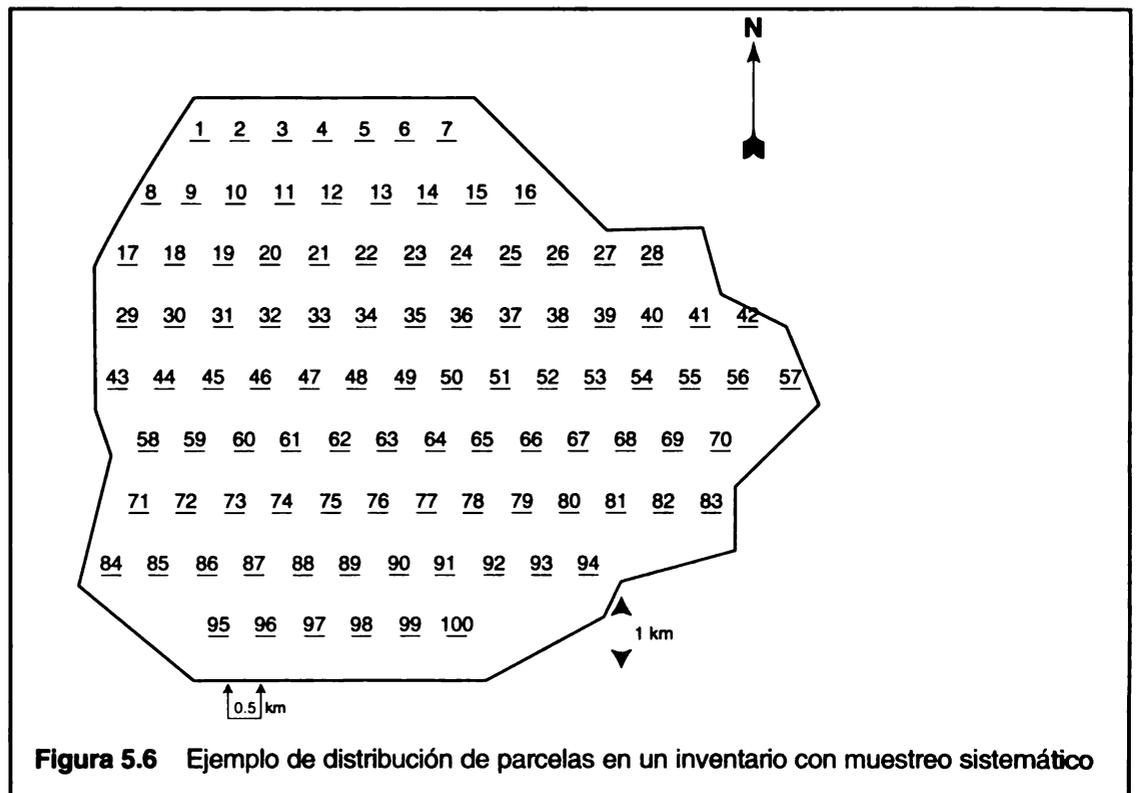
Si una parcela cae en dos diferentes estratos, según el mapa forestal, es conveniente correrla sobre la línea de levantamiento en dirección al estrato que contiene la mayor parte de la unidad. Veamos un ejemplo:

Se desea distribuir 100 parcelas en un bosque de 5 mil hectáreas (50 km<sup>2</sup>) en forma sistemática. De acuerdo con la fórmula:

$$d = \frac{\sqrt{50}}{100} = 0,7 \text{ km}$$

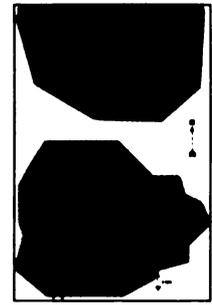
Para ahorrar costos, se puede aumentar la distancia entre las picadas a 1 km, y reducir la distancia entre los centros de las parcelas a lo largo de las picadas a 0,5 km. Es necesario tener claro que este cálculo solamente es una ayuda para el diseño del muestreo y que su versión final es el resultado de un procedimiento empírico.

En la Fig. 5.6 se presenta un ejemplo de la distribución de parcelas en un inventario sistemático estratificado.



## Muestreo de inventarios forestales

La ubicación de las unidades de muestreo debe realizarse primero en el mapa; deben hacerse las modificaciones del caso antes de tomar los datos en el campo. El inconveniente de esta técnica es que la distribución del número de parcelas está en forma proporcional a la superficie del estrato y no con base en su variabilidad.

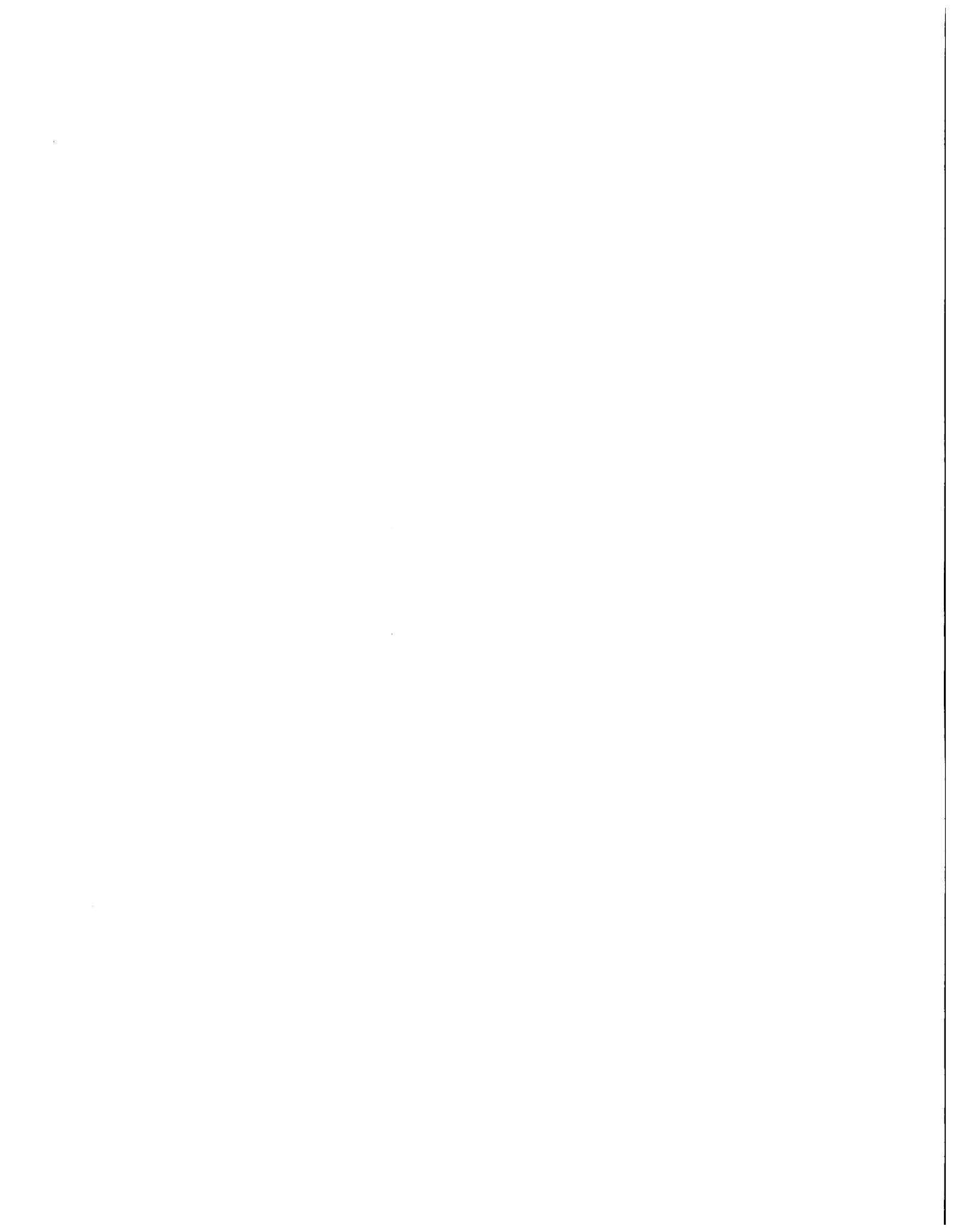


### En esta sección hemos:

- Presentado tres sistemas de muestreo para seleccionar las unidades de muestreo: muestreo selectivo, muestreo aleatorio y muestreo sistemático.
- Analizado las ventajas y desventajas de cada uno.

## 5.6 Bibliografía recomendada

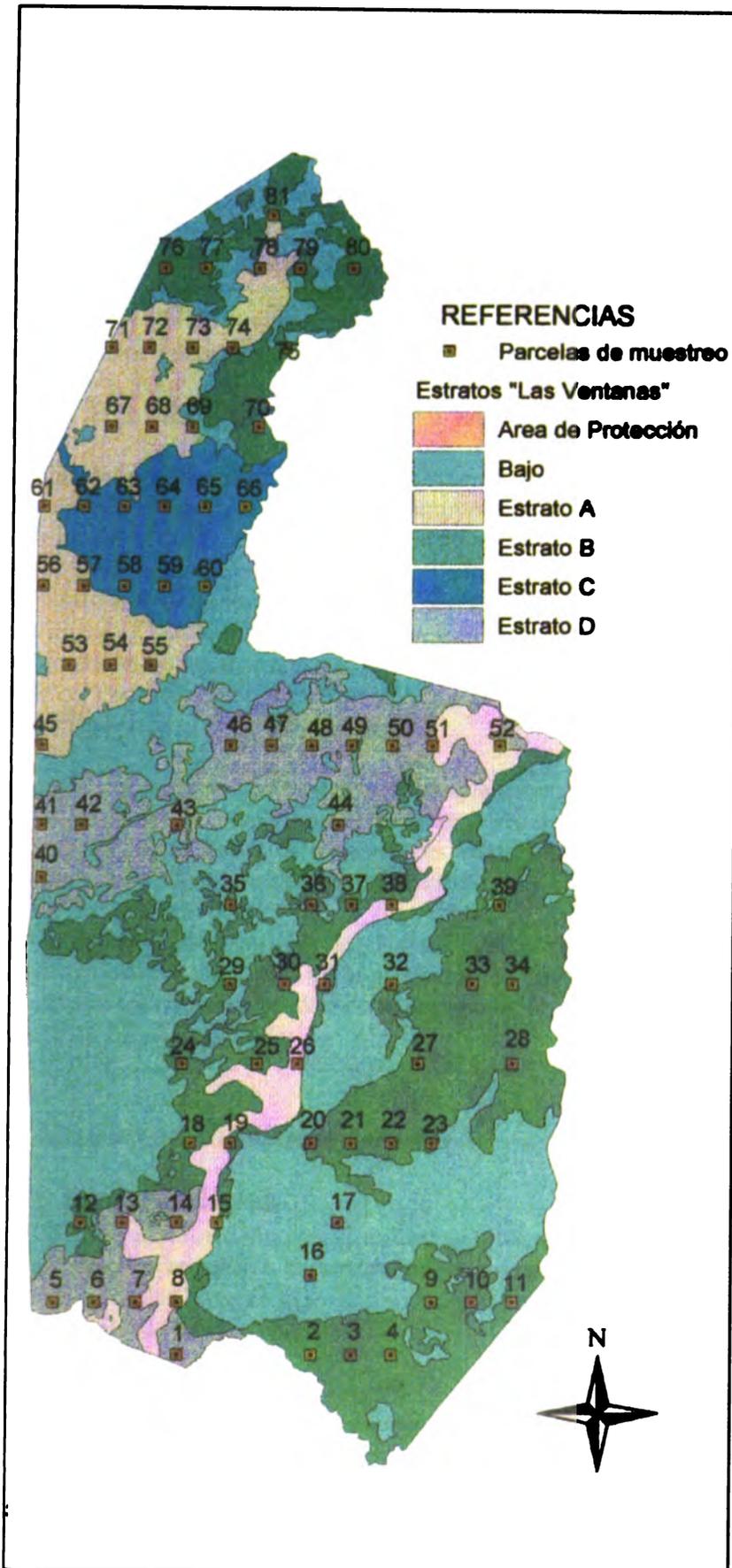
- Camacho, M. 2000. comp. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical; guía para el establecimiento y medición. Serie Técnica. Manual Técnico no. 42. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 52 p.
- Carrera, F. 1996. Guía para la planificación de inventarios forestales en la zona de uso múltiple de la Reserva Biósfera Maya. Serie Técnica. Informe Técnico no. 275. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 40 p.
- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 1994. Diseño y planificación de inventarios forestales. *In* Curso intensivo de inventarios forestales para el bosque petenero (11 - 21 julio, 1994, Flores, Guatemala). CATIE/PNB. Turrialba, Costa Rica. s.p.
- Centro de Investigación y Manejo de Recursos Naturales Renovables (CIMAR). 1994. Levantamiento forestal de la faja de amortiguamiento de la reserva forestal El Chore. CIMAR. Santa Cruz, Bolivia. 195 p.
- Dauber, E. 1995. Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. s.p.
- Malleux, J. 1982. Inventarios forestales en bosques tropicales. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. 441 p.
- Stanley, S. 1994. Plan de manejo forestal para la Unidad de Manejo Arroyo Colorado. Petén, Guatemala. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 64 p.
- Philip, MS. 1983. Measuring trees and forests. Textbook written for students in Africa. University of Dar es Salaam, Tanzania. 338 p.



# Diseños del muestreo para inventarios forestales

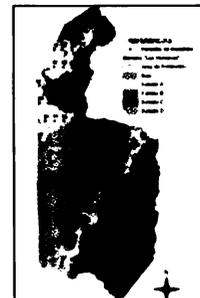
- 6.1 Introducción
- 6.2 Muestreo aleatorio simple
- 6.3 Muestreo sistemático
- 6.4 Muestreo estratificado
- 6.5 Muestreo en conglomerados
- 6.6 Muestreo doble
- 6.7 Bibliografía recomendada

Edgar Ortiz  
Fernando Carrera



El diseño de muestreo seleccionado debe ser fácil de ejecutar en el campo, sin descuidar la calidad de información





## Diseños del muestreo para inventarios forestales

### 6.1 Introducción

Entre los principales diseños de muestreo utilizados en la ejecución de inventarios forestales se encuentran los muestreos aleatorio simple, sistemático, estratificado, en conglomerados y doble. En este capítulo estudiaremos los diseños de muestreo empleados en inventarios forestales. Además, estableceremos cuándo se pueden usar estos diseños, y cuáles son sus ventajas y desventajas. Para cada tipo de diseño de muestreo presentaremos y desarrollaremos un ejemplo del uso de las fórmulas estadísticas.

Se debe dar preferencia a los diseños fáciles de ejecutar en el campo pero sin descuidar la calidad de la información; esto disminuye la posibilidad de cometer errores y generar información sesgada. Los costos de un inventario están determinados principalmente por los tiempos de desplazamiento en el campo y los tiempos efectivos de medición. En este sentido, se debe dar preferencia a diseños de muestreo con una buena distribución de la muestra, de tal forma que se reduzcan el tiempo de desplazamiento y el de ubicación de las unidades de muestreo en el campo, ya que estos son, en realidad, tiempos no efectivos. Finalmente, se deben preferir diseños que para igual tamaño de muestra permitan minimizar el error de muestreo.

Los tres factores que determinan la escogencia de un diseño de muestreo son: sencillez, costos y precisión requerida

El diseño del esquema de muestreo es el que determina cómo se distribuyen y seleccionan las unidades de muestreo que forman parte de la muestra. El factor principal en la selección de las unidades de muestreo es evitar que se introduzcan errores de sesgo en la estimación de los parámetros poblacionales.

Las fórmulas estadísticas para determinar el error de muestreo parten del hecho de que la muestra es representativa de la población, lo cual implica la elección de una muestra que incluya toda la variabilidad de la población. Esto rara vez ocurre si es que la muestra no está bien distribuida.

### 6.2 Muestreo aleatorio simple

#### 6.2.1 Generalidades

En el diseño aleatorio simple, la muestra es tomada directamente de la población, de acuerdo con los requisitos de aleatoriedad. En consecuencia, este diseño es una aplicación exacta de las leyes de la probabilidad y sus resultados tienen una alta confiabilidad, son imparciales y consistentes.

El muestreo aleatorio simple es **sencillo y muy eficiente** cuando se aplica en poblaciones con unidades de muestreo homogéneas en cuanto al parámetro poblacional que se desea estimar (volumen total, área basal, número de árboles por hectárea, etc.). Sin embargo, es poco práctico cuando se trata de inventariar bosques tropicales, debido a que:

El muestreo aleatorio simple es muy útil cuando el parámetro que se quiere estimar se manifiesta de manera homogénea en la población



- Muchas veces las parcelas que constituyen la muestra quedan en sitios inaccesibles o alejados del resto de las parcelas, lo cual tiene repercusión en los costos.
- No proporciona datos confiables acerca de la configuración y topografía del bosque, que si bien no son la información más importante que se genera con un inventario, son por lo general datos complementarios de mucha utilidad para la planificación del manejo forestal.
- Hay poca seguridad sobre el establecimiento exacto de las parcelas en el bosque.

Para la **selección de la muestra** se debe proceder de la siguiente manera. Se divide el área total efectiva del bosque (A) en parcelas de muestreo de tamaño (a). A cada unidad en la población se le asigna un número, y la muestra (n) se escoge al azar utilizando un generador o una tabla de números aleatorios, con el fin de asegurar que cada unidad de muestreo tenga igual probabilidad de ser escogida como parte de la muestra.

Normalmente, las unidades de muestreo se seleccionan **sin remplazo**; es decir que cada unidad de muestreo solo puede ser escogida una vez. En inventarios forestales para estimar el número de árboles, volumen comercial, biomasa seca, o toneladas de carbono en el bosque, por lo general se busca estimar tanto el total en el bosque (T) como el valor promedio (X) hectárea.

En este tipo de inventario, los datos de campo consisten en mediciones por unidad de muestreo (x); como por ejemplo: número de árboles por parcela, área basal por parcela, volumen por parcela. Esto significa que los cálculos se pueden hacer por unidad de muestreo o por unidad de área (ha). Ambos procedimientos producirán los mismos resultados; sin embargo, el analista debe tener cuidado con el tratamiento de los datos.

Para evitar errores es recomendable que la información de campo, colectada por unidad de muestreo, se extrapole primero a unidad de área. Cuando las unidades de muestreo no son parcelas, sino árboles, individuos, u otra unidad de muestreo simple, no se tiene este problema y los datos de campo se pueden tratar por unidad de muestreo.

### 6.2.2 Cálculos

Las fórmulas para el cálculo de los parámetros, en el caso del muestreo aleatorio simple, fue ampliamente desarrollado en el Capítulo 4. A continuación se presentan, en forma resumida, las principales fórmulas para este tipo de muestreo.

Promedio:

$$X = \frac{\sum (xi)}{n}$$

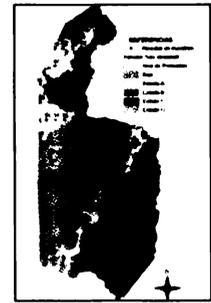
Desviación estándar muestral:

$$S = \frac{\sqrt{n \sum (xi)^2 - (\sum xi)^2}}{n(n-1)}$$

Error estándar de la media:

$$Sx = \frac{S}{n} * \sqrt{1-f}$$

## Diseño del muestreo para inventarios forestales



Error de muestreo absoluto y relativo:

$$E = S_x * t_{\alpha/2, n-1}$$

$$E\% = \frac{E}{X} * 100$$

Límites de confianza inferior (Li) y superior (Ls) para la estimación de la media poblacional:

$$Li = X - S_x * t_{\alpha/2, n-1}$$

$$Ls = X + S_x * t_{\alpha/2, n-1}$$

Límites de confianza inferior (TLi) y superior (TLs) para la estimación del total (T) en la población:

$$T_{Li} = A * [X - S_x * t_{\alpha/2, n-1}]$$

$$T_{Ls} = A * [X + S_x * t_{\alpha/2, n-1}]$$

Si este diseño de muestreo se utiliza en inventarios cuyas unidades de muestreo no son parcelas -por ejemplo, en inventarios cuyas unidades de muestreo son árboles, plántulas en vivero, semillas, una especie animal- el total en la población se calcula multiplicando el promedio por unidad de muestreo, por el tamaño de la población (N), en cuyo caso las fórmulas del total y sus límites de confianza se transforman en:

$$T = X * N$$

$$T_{Li} = N * [X - S_x * t_{\alpha/2, n-1}]$$

$$T_{Ls} = N * [X + S_x * t_{\alpha/2, n-1}]$$

### Ejemplo

En un inventario forestal de un bosque natural de 500 ha, se calculó que el área efectiva de manejo era de 370 ha, mientras que las restantes 130 ha fueron clasificadas como zonas de protección por pendiente (mayor a 70%), y zonas de protección de ríos y fuentes de agua. Para planificar el manejo del bosque se hizo un inventario forestal general. Para el inventario se utilizaron parcelas rectangulares de 30m x 100m (0,3 ha). Se escogieron al azar 11 parcelas, los resultados de volumen comercial (Vc) por parcela para árboles con diámetro superior a 60 cm se presentan en el cuadro siguiente. Con base en estos resultados, calcule el volumen comercial total, el error de muestreo con una confiabilidad del 95% y los límites de confianza del total con igual confiabilidad.

### Datos de campo

Resultados del inventario pre-cosecha por parcela y extrapolados a hectárea

Parcela	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Vc (m <sup>3</sup> /parc)	3,6	3,15	4,65	4,44	5,1	3,81	4,14	2,7	3,54	4,89	4,23
Vc (m <sup>3</sup> /ha)	12,0	10,5	15,5	14,8	17,0	12,7	13,8	9,0	11,8	16,3	14,1



*Datos básicos*

Área efectiva (A) = 370 ha	$t_{0.05/2, 10} = 2,228$
Tamaño de parcela (a) = 0,3 ha	$\sum xi = 147,5$
Tamaño de población (N) = 1 233	$(\sum xi)^2 = 21 756,25$
Tamaño de muestra (n) = 11	$\sum(xi^2) = 2 039,01$
Fracción de muestreo (n/N = f) = 0,0089	

*Cálculos*

Volumen promedio por hectárea:  $V_c = 147,5/ 11 = 13,401 \text{ m}^3/\text{ha}$

Total de volumen comercial (T) en el área de bosque efectiva:

$$T = A * V_c = 370 * 13,401 = 4 958,37 \text{ m}^3$$

Desviación estándar del volumen comercial por hectárea:

$$S = \frac{\sqrt{11(2 039,01) - 21 756,25}}{11(10)} = 2,473 \text{ m}^3 / \text{ha}$$

Error estándar de la media del volumen comercial por hectárea:

$$S_x = \frac{2,473}{\sqrt{11}} * \sqrt{1 - 0,0098} = 0,7423 \text{ m}^3 / \text{ha}$$

Error de muestreo absoluto y relativo al 95% de confiabilidad:

$$E = S_{v_c} * t_{0.05/2, 10} = 0,7423 * 2,228 = 1,654 \text{ m}^3 / \text{ha}$$

$$E\% = \frac{E}{V_c} * 100 = \frac{1,654}{13,401} * 100 = 12,34\%$$

Límites de confianza al 95% de confiabilidad para la estimación del volumen total:

$$T_{Li} = 370 * [13,401 - 0,7423 * 2,228] = 4 346,45 \text{ m}^3$$

$$T_{Ls} = 370 * [13,401 + 0,7423 * 2,228] = 5 570,29 \text{ m}^3$$

## 6.3 Muestreo sistemático

### 6.3.1 Generalidades

El muestreo sistemático es el más utilizado en inventarios forestales en bosques naturales tropicales, a pesar de que en teoría este tipo de muestreo no está basado en las leyes de la probabilidad, lo que no permite calcular con precisión el error de muestreo. Sin embargo, en la práctica casi todos los inventarios realizados con muestreo sistemático son analizados utilizando las fórmulas del muestreo al azar.

## Diseño del muestreo para inventarios forestales

Malleux (1982) señala que el muestreo sistemático generalmente da resultados más precisos que el muestreo al azar, debido a que el área es cubierta en una forma más regular y proporcional; además, los cálculos generan un aproximado del máximo error de muestreo, y no del promedio del error de muestreo como es el caso del muestreo al azar. El autor señala que así como es posible introducir un elemento de selección al azar en un muestreo sistemático, también se pueden introducir procedimientos especiales que validen el cómputo del error de muestreo, como por ejemplo, la selección al azar de la primera muestra, parcela o transecto.

En el caso de los bosques tropicales naturales, puede considerarse que, dentro de una unidad determinada por la causalidad, los elementos de la población se distribuyen según las leyes del azar; por lo tanto, puede considerarse que las poblaciones o sub-poblaciones conformadas por individuos y grupos de individuos están distribuidos aleatoriamente. Se puede pensar, entonces, que tanto una muestra sistemática como una muestra al azar podrán captar más o menos con la misma fidelidad las características de la población.

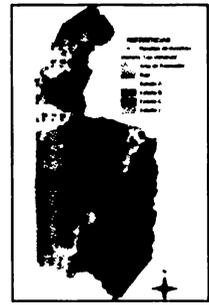
Una de las grandes ventajas del muestreo sistemático es la facilidad de ubicar la muestra, lo cual favorece el trabajo de campo ya que en caso de utilizar fajas o parcelas, estas se hallan equidistantes y en una sola dirección, lo que no sucede con el muestreo al azar.

Las **principales ventajas** de los inventarios forestales con muestreo sistemático se resumen en:

- Permiten hacer estimaciones confiables de medias poblacionales y de totales (por ejemplo, volumen total), ya que la muestra se distribuye en toda la población. En muchos casos, las estimaciones son mejores que las obtenidas con un muestreo simple aleatorio.
- Los inventarios son usualmente más rápidos y baratos, ya que se reduce el tiempo invertido en la localización de las parcelas de medición y en el desplazamiento de una parcela a otra.
- El área puede ser mapeada en el terreno, dado que las cuadrillas de campo deben recorrer toda el área a intervalos fijos y con un rumbo definido; esto permite identificar estratos de bosque, áreas de protección y el área efectiva de manejo. Con este sistema se puede recopilar la información necesaria para preparar mapas de curvas de nivel utilizando técnicas de interpolación espacial.

Las **principales desventajas** son:

- Desde el punto de vista teórico, no proporciona un exacto error de muestreo cuando los parámetros se examinan como muestras escogidas al azar.
- La estimación del error estándar es más compleja y solo es una aproximación.
- El error estándar depende del orden o distribución de las parcelas en el terreno.
- Si el muestreo coincide con alguna distribución periódica de la población, la estimación de la media poblacional es muy mala.
- Las estimaciones del total y la media aritmética tienen un pequeño sesgo (conforme aumenta el tamaño de la muestra, las estimaciones tienden a alejarse de los valores poblacionales). Sin embargo, este sesgo se puede reducir si se utiliza un muestreo sistemático con arranque aleatorio.



El muestreo sistemático es más preciso que el muestreo al azar, pues cubre el área por inventariar de una manera más regular y proporcional



Entre más grande sea el área de bosque por inventariar, mayor variación existirá en el bosque y mayor será, entonces, la probabilidad de que un muestreo sistemático ofrezca mejores estimaciones de la media que un inventario con muestreo aleatorio. A medida que la homogeneidad del bosque aumenta, las estimaciones obtenidas a partir de muestreos aleatorios y sistemáticos tienden a coincidir (Husch *et al.* 1983).

Un muestreo sistemático opera mejor en áreas grandes de bosques con gran variabilidad

Un muestreo sistemático, sin embargo, **no permite hacer estimaciones válidas del error de muestreo** dado que la selección de las unidades no es aleatoria. Para calcular el error de muestreo se pueden utilizar los mismos procedimientos del muestreo aleatorio, pero teniendo en cuenta que el error de muestreo no es necesariamente el calculado y que no necesariamente corresponde con el nivel de significancia escogido.

Para **eliminar la subjetividad** en un muestreo sistemático se recomienda seleccionar aleatoriamente la unidad de muestreo inicial, y a partir de esta selección, identificar sistemáticamente el resto de las parcelas de medición. Una segunda posibilidad es formar una muestra compuesta por varios muestreos sistemáticos con arranque aleatorio. La razón por la cual en un muestreo sistemático no se puede obtener un estimado válido de la varianza es que se selecciona un único grupo de unidades de muestreo distanciadas a intervalos fijos, y que para calcular una desviación estándar se requiere de al menos dos unidades o grupos.

Si las unidades de muestreo en la población estuvieran distribuidas aleatoriamente y sin gradientes o patrones de variación, los resultados del muestreo sistemático serían equivalentes a los del muestreo aleatorio. El cálculo del error estándar, entonces, podría hacerse utilizando las fórmulas de un diseño simple aleatorio. Sin embargo, esta condición es difícil de encontrar en bosques y en poblaciones biológicas en general, ya que en estas siempre hay gradientes de variación. Pudiera suceder que el muestreo sistemático coincidiera con el patrón de variación, pero en tal caso, las unidades de muestreo no estarían distribuidas aleatoriamente (Husch *et al.* 1983).

### 6.3.2 Procedimiento para realizar un muestreo sistemático con arranque aleatorio

1. Seleccione un intervalo de muestreo 'K'; la mejor alternativa es seleccionar K igual al tamaño de población (N) dividido entre el tamaño de la muestra. Esto es,  $K = N/n$ .
2. Seleccione un comienzo aleatorio; para ello, escoja en forma aleatoria un número entre 1 y K.
3. Mida primero la parcela o unidad de muestreo seleccionada aleatoriamente en el paso 2; proceda luego con la medición de las demás unidades de muestreo seleccionadas en la población.

#### Ejemplo

En un bosque con área efectiva (A) igual a 20 ha se desea estimar el número de árboles por hectárea ( $N_a$ ). Para hacer la estimación se va a utilizar un muestreo sistemático con parcelas de 0,5 ha con una intensidad del 10%. El tamaño de la población (N) es, entonces, 40 y el tamaño de la muestra (n) es 4. El proceso de selección de las parcelas de inventarios utilizando un arranque aleatorio es el siguiente:

Paso 1: Calcule el intervalo de muestreo K, donde  $K = N/n = 40/4 \Rightarrow K = 10$

Paso 2: Escoja aleatoriamente un número entre 1 y 10:  $\Rightarrow 3$

Paso 3: Las parcelas que forman la muestra son, entonces, la: 3, 13, 23 y 33



1	2	3	4	5	6	7	8
9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24
25	26	27	28	29	30	31	32
33	34	35	36	37	38	39	40

Plano del bosque de 20 ha dividido en parcelas de 0,5 ha. Los números representan el número asignado a cada parcela para proceder a realizar el muestreo sistemático con una intensidad del 10%.

### 6.3.3 Cálculos

Si en el inventario forestal de un bosque con área efectiva (A) se utilizan unidades de muestreo de tamaño 'a' en hectáreas, se tiene que el tamaño de la población (N) = A/a. Si el tamaño de la muestra es 'n', la fracción de muestreo (f) es igual a n/N.

Si  $x_1, x_2, x_3... x_n$  son los resultados de la evaluación de 'n' unidades de muestreo escogidas sistemáticamente, al dividir cada valor  $x_1, x_2, x_3... x_n$  entre 'a' se obtienen los valores extrapolados a hectárea. Una vez extrapolados los datos por parcela a hectárea se obtiene:

el promedio por hectárea (X):

$$X = \frac{\sum(x_i)}{n}$$

el total (T) en el área efectiva de bosque (A):

$$T = X * A$$

La estimación del error estándar es problemática en un muestreo sistemático dado que no hay un estimador no sesgado; solo se pueden calcular **aproximaciones del verdadero valor**. Existen dos aproximaciones:

1. Si el técnico forestal está convencido de que la selección sistemática dio como resultado una **selección de parcelas semejante a un muestreo aleatorio**, se puede asumir que el error estándar es similar al que se obtiene con un muestreo simple aleatorio. Por lo tanto, el error estándar ( $S_x$ ) se calcula con las fórmulas del muestreo simple aleatorio. Esto es:

$$S_x = \frac{S}{n} * \sqrt{1-f}$$

donde: S = desviación estándar de las observaciones 'xi' extrapoladas a hectárea  
 f = fracción del muestreo  
 n = tamaño de la muestra

2. Si el profesional forestal sospecha que las parcelas no siguen una distribución aleatoria sobre el terreno, el error estándar se calcula utilizando una aproximación de las diferencias al cuadrado de observaciones sucesivas. Con este método, primero se calcula la suma de las diferencias al cuadrado de observaciones sucesivas:

Esta aproximación funciona muy bien si las observaciones de la variable o atributo a evaluar no siguen un patrón definido o gradiente de variación en el terreno



$$\sum (x_{i+1} - x_i)^2$$

En esta fórmula, a la observación de la segunda parcela en la secuencia de selección, se le resta el valor de la primera y el resultado se eleva al cuadrado. Al valor de la tercera parcela seleccionada se le resta el valor de la segunda, el resultado se eleva al cuadrado y se le suma al resultado de la diferencia anterior, y así sucesivamente hasta llegar a la observación de la penúltima parcela. Una vez calculada la suma de la diferencia al cuadrado de observaciones sucesivas, se calcula una desviación estándar (Sps) aproximada con la ecuación:

$$Sps = \frac{\sum (x_{i+1} - x_i)^2}{2(n-1)}$$

el error estándar de la media es igual a:

$$Sx = \frac{Sps}{\sqrt{n}} * \sqrt{1-f}$$

El error de muestreo absoluto (E) y el relativo (E%) para la estimación de la media poblacional con una confiabilidad del (1-α) 100% se calcula con n-1 grados de libertad y es igual a:

$$E = Sx * t_{\alpha/2, n-1}$$

$$E\% = \frac{E}{X} * 100$$

Los límites de confianza inferior (Li) y superior (Ls) para la estimación de media poblacional por unidad de área con una confiabilidad del (1-α) 100% son:

$$Li = X - Sx * t_{\alpha/2, n-1}$$

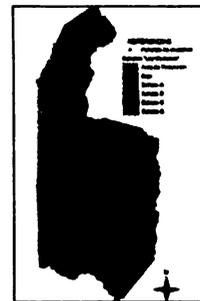
$$Ls = X + Sx * t_{\alpha/2, n-1}$$

Los límites de confianza inferior (TLi) y superior (TLs) para la estimación del total (T) en la población con una confiabilidad del (1-α) 100% son:

$$T_{Li} = A * [X - Sx * t_{\alpha/2, n-1}]$$

$$T_{Ls} = A * [X + Sx * t_{\alpha/2, n-1}]$$

Al igual que con el diseño aleatorio simple, si este diseño de muestreo se utiliza en inventarios cuyas unidades de muestreo no son parcelas -por ejemplo, en inventarios cuyas unidades de muestreo son árboles, plántulas en un vivero, semillas, algún producto de un árbol o una especie animal- el total en la población se calcula multiplicando el promedio por unidad de muestreo, por el tamaño de la población (N). En este caso, las fórmulas del total y sus límites de confianza se transforman en:



$$T = X * N$$

$$T_{Li} = N * [X - Sx * t_{\alpha/2, n-1}]$$

$$T_{Ls} = N * [X + Sx * t_{\alpha/2, n-1}]$$

**Ejemplo**

En un inventario forestal de un bosque natural de 500 ha, se calculó que el área efectiva de manejo era de 370 ha, mientras que las restantes 130 ha fueron clasificadas como zonas de protección por pendiente (mayor a 70%), y zonas de protección de ríos y fuentes de agua. Para planificar el manejo del bosque se realizó un inventario forestal general. Para realizar este inventario se utilizaron parcelas rectangulares de 30m x 100 m (0,3 ha). Se escogieron sistemáticamente 11 parcelas, los resultados de volumen comercial (Vc) por parcela para árboles con diámetro superior a 60 cm se presentan en el cuadro siguiente. Con base en estos resultados, calcule el volumen comercial total y el error de muestreo con una confiabilidad del 95%, y los límites de confianza del total con igual confiabilidad. Para calcular el error estándar, utilice el método de las diferencias al cuadrado de observaciones sucesivas.

*Datos de campo*

Resultados del volumen comercial por parcela, extrapolados a hectárea, en un inventario preliminar utilizando muestreo sistemático

Parcela	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Vc (m³/parc)	3,6	3,15	4,65	4,44	5,1	3,81	4,14	2,7	3,54	4,89	4,23
Vc (m³/ha)	12,0	10,5	15,5	14,8	17,0	12,7	13,8	9,0	11,8	16,3	14,1

*Datos básicos*

Área efectiva (A) = 370 ha

Tamaño de parcela (a) = 0,03 ha

Tamaño de población (N) = 1 233

Tamaño de muestra (n) = 11

Fracción de muestreo (f) = 0,0089

$t_{0,05/2, 10} = 2,228$

$\Sigma (xi) = 147,5$

$\Sigma (xi+1 - xi)^2 = (10,5-12,0)^2 + (15,5-10,5)^2 + ..... + (14,1-16,3)^2 = 108,25$

*Cálculos*

Volumen promedio por hectárea:  $Vc = 147,5 / 11 = 13,401 \text{ m}^3/\text{ha}$

Desviación estándar aproximada del volumen comercial por hectárea:

$$Sps = \sqrt{\frac{108,25}{2(11-1)}} = 2,236 \text{ m}^3 / \text{ha}$$

El error estándar de la media del volumen comercial por hectárea:

$$S_{vc} = \frac{2,326}{\sqrt{11}} * \sqrt{1-0,0089} = 0,698 \text{ m}^3 / \text{ha}$$



El error de muestreo absoluto y relativo al 95% de confiabilidad:

$$E = S_{vc} * t_{0.05/2,10} = 0,698 * 2,228 = 1,555 \text{ m}^3$$

$$E\% = \frac{E}{Vc} * 100 = \frac{1,555}{13,401} * 100 = 11,6\%$$

Total de volumen comercial (T) en el área de bosque efectiva:

$$T = A * Vc = 370 * 13,401 = 4 958,37 \text{ m}^3$$

Límites de confianza al 95% de confiabilidad para la estimación del volumen total:

$$T_{Li} = A * [Vc - S_{vc} * t_{0.05/2,10}] = 370 * [13,401 - 0,698 * 2,228] = 4 382,97 \text{ m}^3$$

$$T_{Ls} = A * [Vc + S_{vc} * t_{0.05/2,10}] = 370 * [13,401 + 0,698 * 2,228] = 5 533,77 \text{ m}^3$$

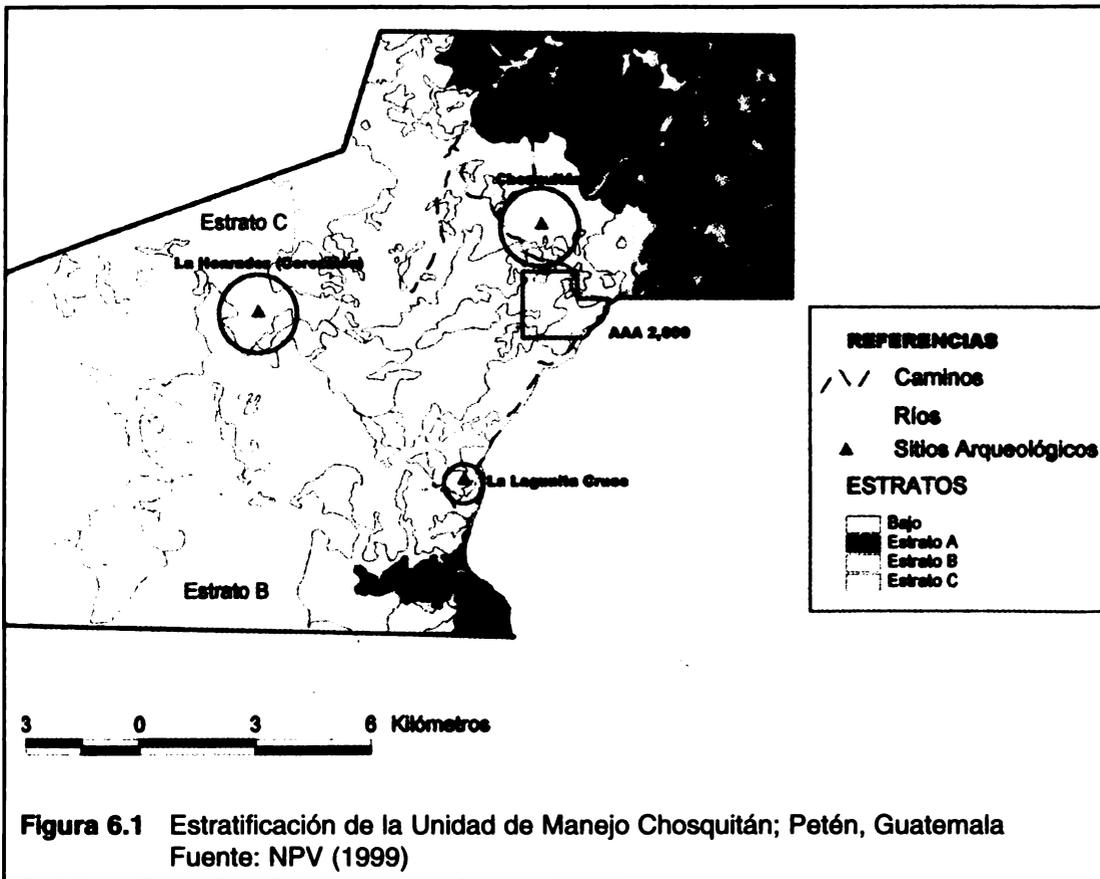
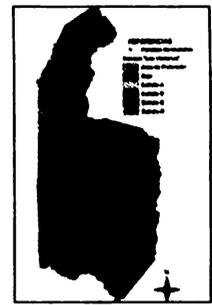
Si comparamos los resultados obtenidos con los dos ejemplos, el error en el primer caso fue de 12,34% mientras que en el segundo es de 11,6%, debido a la forma de calcular la desviación estándar. Nótese que los datos son los mismos en ambos casos, pero el error aumenta al procesar los datos como si se tratara de un muestreo al azar. El procesar los datos de un muestreo sistemático como si fuera al azar sobrestima el error, lo cual significa una mayor seguridad de que la media muestral esté dentro de los límites de confianza establecidos.

## 6.4 Muestreo estratificado

### 6.4.1 Generalidades

Cuando la variación entre las unidades de muestreo de la población es muy alta, el error de muestreo será necesariamente alto. En este caso, es necesario subdividir la población en subpoblaciones y agrupar las unidades con condiciones similares en **estratos**, de manera que las unidades de muestreo que conforman el estrato sean lo más homogéneas posible, y que los estratos sean heterogéneos entre sí.

El propósito de la estratificación es agrupar las unidades de muestreo en estratos homogéneos en cuanto a la variable o variables que se van a medir. Un estrato no tiene que ser una unidad simple, con unidades de muestreo adyacentes, sino que puede estar compuesto de **partes separadas** siempre y cuando todas tengan **características similares** (Fig. 6.1). Una vez estratificado, se puede aplicar un muestreo al azar o estratificado, de acuerdo con los criterios antes descritos.



Las principales **ventajas** de un diseño de muestreo estratificado son:

- Se obtiene mayor información sobre el bosque, ya que además de estimarse los parámetros de las características de la población, se obtienen los parámetros de las características por estrato.
- Se obtiene una ganancia en la precisión de los estimados de la población al reducir la influencia de los valores extremos.

Las principales **desventajas** son:

- En poblaciones con gran variabilidad, los estratos muchas veces resultan muy pequeños en extensión, por lo que no se puede hacer un muestreo de pequeña densidad dentro de cada estrato.
- Se debe conocer el tamaño de cada estrato y se debe hacer un muestreo en cada estrato para hacer estimaciones de medias y desviaciones para ese estrato.

Si los estratos son muy diferentes en condiciones para el manejo, puede ser útil considerarlos como poblaciones aparte y hacer inventarios aparte para cada uno, con el fin de recabar datos con suficiente confiabilidad por estrato según las variables de importancia en cada estrato. De hecho, los datos de inventarios estratificados a menudo se interpretan como si fueran confiables por estrato; entonces, los análisis se hacen por estrato y no para todo el bosque.



**Asignación de la muestra**

En un muestreo estratificado, la población de tamaño (N) se divide en 'm' subpoblaciones o estratos de tamaño conocido (N<sub>j</sub>), donde j toma valores de 1 a m. Una vez dividida la población se escoge una muestra aleatoria o sistemática de tamaño (n) entre todos los estratos, de forma que en cada estrato haya una muestra de tamaño (n<sub>j</sub>). El tamaño de la muestra en cada estrato se puede establecer de varias formas:

**a) Igual para todos los estratos.** Mediante este procedimiento de fijación de la muestra por estrato, el tamaño de la muestra (n) se divide entre el número de estratos (m); de ello resulta que en cada estrato se toma una muestra de igual tamaño (n<sub>j</sub>). Esto es:

$$n_j = \frac{n}{m}$$

**b) Proporcional al tamaño del estrato.** En este procedimiento de fijación de la muestra por estrato, el tamaño de la muestra (n) se distribuye proporcionalmente al tamaño del estrato (Fig. 6.2). En este caso, si se tiene una población de tamaño (N) dividida en 'm' estratos de tamaño (N<sub>j</sub>), en donde la suma de los N<sub>j</sub> = N, se tiene que la proporción del tamaño de cada estrato (P<sub>j</sub>) es igual a N<sub>j</sub>/N. Para calcular el tamaño de muestra (n<sub>j</sub>) para cada estrato, se procede a multiplicar 'n' por P<sub>j</sub>:

$$n_j = n * P_j$$

$$P_j = \frac{N_j}{N}$$

**c) Proporcional a la variación en el estrato.** En este procedimiento de fijación de la muestra por estrato, también conocido como **fijación óptima**, el tamaño de la muestra (n) se distribuye proporcionalmente a la variación del estrato medida con un estimado de la desviación estándar del estrato (S<sub>j</sub>). En este caso, si se tiene una población de tamaño (N) dividida en 'm' estratos de tamaño (N<sub>j</sub>), en donde la suma de los N<sub>j</sub> = N, se tiene que la proporción del tamaño de cada estrato (P<sub>j</sub>) es igual a N<sub>j</sub>/N. Para calcular el tamaño de muestra (n<sub>j</sub>) para cada estrato, se procede a multiplicar 'n' por la proporción de variación del total atribuible al estrato 'j'. La fórmula para calcular el tamaño de muestra en cada estrato es, entonces:

$$n_j = n * \frac{P_j * S_j}{\sum (P_j * S_j)}$$

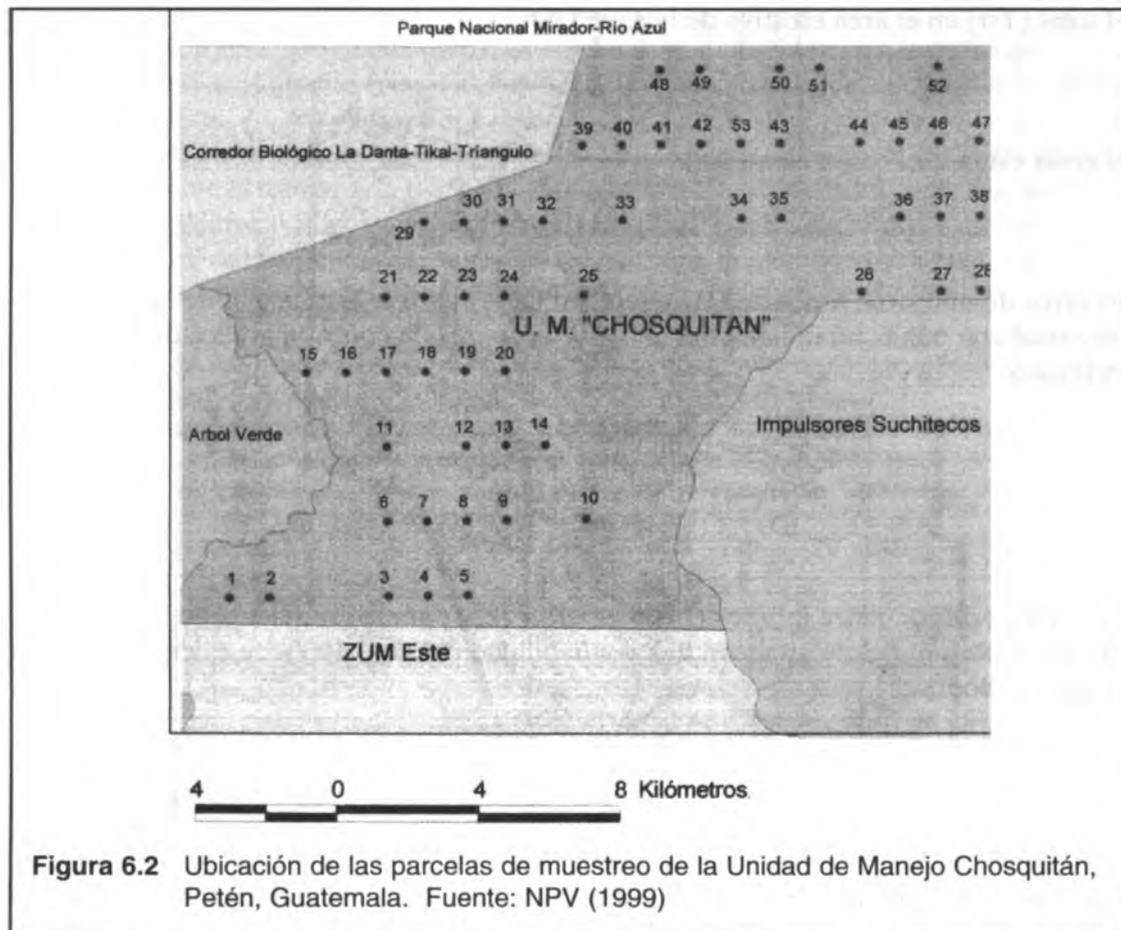
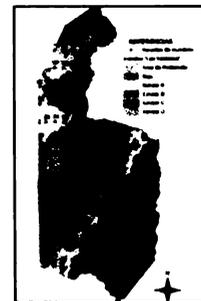


Figura 6.2 Ubicación de las parcelas de muestreo de la Unidad de Manejo Chosquitán, Petén, Guatemala. Fuente: NPV (1999)

### 6.4.3 Cálculos

Si en un inventario forestal de un bosque con área efectiva (A), se utilizan unidades de muestreo de tamaño 'a' en hectáreas, se tiene que el tamaño de la población (N) es = A/a. Si el tamaño de la muestra es 'n', entonces la fracción de muestreo (f) es igual a: n/N. Si el bosque se subdivide en 'm' estratos de tamaño N<sub>1</sub>, N<sub>2</sub>, N<sub>3</sub> .... N<sub>m</sub>, se obtiene que cada estrato tiene una proporción P<sub>j</sub>, igual a N<sub>i</sub> dividido entre N.

Si en cada estrato se toma una muestra de tamaño 'nj', se obtendrá que en cada estrato la fracción de muestreo (f<sub>j</sub>) es igual a n<sub>j</sub>/N<sub>j</sub>. Si se emplea un muestreo simple aleatorio o un muestreo sistemático, para cada estrato se obtendrá un estimado del promedio por estrato X<sub>j</sub>, una desviación estándar por estrato (S<sub>j</sub>), un error estándar por estrato (S<sub>xj</sub>), un total por estrato (T<sub>j</sub>), así como límites de confianza al (1-α) 100% para X<sub>j</sub> y T<sub>j</sub>. Con base en esta información por estrato se puede calcular un promedio para todo el bosque (X<sub>st</sub>), un total para todo el bosque (T<sub>st</sub>), y los respectivos límites de confianza y error de muestreo al (1-α) 100%. Así, tenemos

el promedio por hectárea para todo el bosque (X<sub>st</sub>):

$$X_{st} = \frac{\sum (N_j * X_j)}{N}$$

$$X_{st} = \sum (P_j * X_j)$$



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

el total (Tst) en el área efectiva de bosque (A):

$$Tst = Xst * A$$

el error estándar de la media ( $S_{xst}$ ):

$$S_{xst} = \sqrt{\sum (p_j^2 * S_{xj}^2)}$$

El error de muestreo absoluto (E) y relativo (E%) para la estimación de la media poblacional con una confiabilidad del  $(1-\alpha)$  100% se calcula con n-m grados de libertad, y es igual a:

$$E = S_{xst} * t_{\alpha/2, n-m}$$

$$E\% = \frac{E}{Xst} * 100$$

Los límites de confianza inferior (Li) y superior (Ls) para la estimación de la media poblacional por unidad de área con una confiabilidad del  $(1-\alpha)$  100% se calculan con n-m grados de libertad:

$$Li = Xst - S_{xst} * t_{\alpha/2, n-m}$$

$$Ls = Xst + S_{xst} * t_{\alpha/2, n-m}$$

Los límites de confianza inferior ( $T_{Li}$ ) y superior ( $T_{Ls}$ ) para la estimación del total (T) en la población con una confiabilidad del  $(1-\alpha)$  100% son:

$$T_{Li} = A * [Xst - S_{xst} * t_{\alpha/2, n-m}]$$

$$T_{Ls} = A * [Xst + S_{xst} * t_{\alpha/2, n-m}]$$

Si este diseño de muestreo se utiliza en inventarios cuyas unidades de muestreo no son parcelas –por ejemplo en inventarios cuyas unidades de muestreo son árboles, trozas, semillas, algún producto de un árbol o una especie animal- el total en la población se calcula multiplicando el promedio por unidad de muestreo, por el tamaño de la población (N). En este caso, las fórmulas del total y sus límites de confianza se transforman en:

$$T = Xst * N$$

$$T_{Li} = N * [Xst - S_{xst} * t_{\alpha/2, n-m}]$$

$$T_{Ls} = N * [Xst + S_{xst} * t_{\alpha/2, n-m}]$$



**Ejemplo de muestreo aleatorio estratificado**

Una población de 2 500 trozas ubicadas en el patio de una industria forestal que trabaja con diámetros pequeños fue dividida en tres estratos, según el lugar de origen: San Pablo, San Miguel y Candelaria. Para estimar el volumen total en el patio se utilizó un muestreo estratificado tomando una muestra de 55 trozas. La muestra se distribuyó proporcionalmente al número de trozas en cada estrato. En cada estrato se aplicó un muestreo simple aleatorio, cuyos resultados aparecen en el cuadro siguiente. Con base en estos resultados, calcule el volumen promedio por troza, el volumen total en el patio y sus límites de confianza con una confiabilidad del 95%.

Resultados de los muestreos simples aleatorios en cada uno de los grupos de trozas definidos por sitio de origen

Origen	Número de trozas (Nj)	Proporción (Pj)	Tamaño de muestra (nj)	Promedio (Vj) (m³/troza)	Desviación estándar (Sj) (m³/troza)	Error estándar (Sxj) (m³/troza)	Volumen total (Tj) (m³)
San Pablo	1350	0,54	30	0,251	0,1042	0,0188	338,85
San Miguel	700	0,28	15	0,164	0,098	0,0250	114,8
Candelaria	450	0,18	10	0,110	0,055	0,0172	49,5
N =	2500					Tst =	503,15

Volumen promedio ponderado por troza:

$$V_{st} = \sum (P_j * V_j) = (0,54 * 0,251 + 0,28 * 0,164 + 0,18 * 0,11) = 0,2013 \text{ m}^3 / \text{troza}$$

Error estándar del volumen promedio por troza:

$$S_{xst} = \sqrt{\sum (P_j^2 * S_{xj}^2)} = \sqrt{(0,54)^2 * (0,0188)^2 + (0,28)^2 * (0,0250)^2 + (0,18)^2 * (0,0172)^2} = 0,01271 \text{ m}^3 / \text{troza}$$

Error de muestreo al 95% de confiabilidad:

$$E = S_{xst} * t_{0,05/2, 55-3} = 0,01271 * 2,021 = 0,02568 \text{ m}^3 / \text{troza}$$

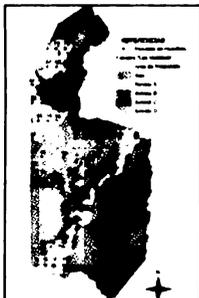
$$E\% = \frac{E}{V_{st}} * 100 = \frac{0,02568}{0,2013} * 100 = 12,8\%$$

Volumen total en el patio: T = Vst \* N = 503 m³

Límites de confianza del volumen total:

$$T_{Li} = N * [V_{st} - S_{xst} * t_{0,05/2,52}] = 2 500 * [0,2013 - 0,01271 * 2,021] = 439,0 \text{ m}^3$$

$$T_{Ls} = N * [V_{st} + S_{xst} * t_{0,05/2,52}] = 2 500 * [0,2013 + 0,01271 * 2,021] = 567,5 \text{ m}^3$$



**Ejemplo de muestreo sistemático estratificado**

Se realizó un inventario sistemático estratificado en un bosque natural de 300 ha utilizando parcelas de 0,1 ha. La superficie de los estratos son A = 80 ha, B= 100 ha y C = 120 ha.

Si los volúmenes (m<sup>3</sup>/parcela) por estrato son:

Estratos														Ni	ni			
A	16	0	24	8	39	8	12	6	15	7	35	3	8	12	9	800	15	
B	7	10	22	6	11	5	18	13	13							1 000	9	
C	20	10	8	22	18	12	15	21	18	9							1 200	10

Calcule el volumen promedio de madera para todo el bosque, el error estándar, los límites de confianza para el bosque y por estrato.

*Solución:*

Construimos un cuadro para simplificar los cálculos.

Estratos	P <sub>i</sub>	X <sub>i</sub>	S <sub>i</sub>	P <sub>i</sub> X <sub>i</sub>	P <sub>i</sub> S <sub>i</sub>	P <sub>i</sub> S <sub>i</sub> <sup>2</sup>
A	0,27	13,46	11,141	3,6342	3,0087	35,459
B	0,33	11,67	5,612	3,8511	1,8520	10,393
C	0,40	15,30	5,229	6,1200	2,0916	10,937
Sumas (Σ)				13,6053	6,9523	56,789

El volumen promedio de madera para todo el bosque, es:

$$X = \sum P_i X_i$$

$$X = 13,6 \text{ m}^3 / \text{parcela}$$

El error estándar:

$$S_v = \sqrt{(\sum P_i S_i^2) / n - \sum P_i S_i^2 / N}$$

$$S_v = \sqrt{(6,9523)^2 / 34 - 56,789 / 3\ 000} = 1,173 \text{ m}^3 / \text{parcela}$$

Los límites del promedio para una confianza de 95%

$$IC(\mu) = X \pm t_{0,05,33gl} (S_v)$$

$$\mu = 13,6 \pm 2,03 (1,173)$$

$$\mu = (13,6 \pm 2,24) \text{ m}^3 / \text{parcela}$$

$$\mu = (13,6 \pm 2,24) * 10$$

$$\mu = (136 \pm 22,4) \text{ m}^3 / \text{ha}$$

$$\mu = (113,6 , 158,4) \text{ m}^3 / \text{ha}$$

## Diseño del muestreo para inventarios forestales

También, se puede estimar los límites del promedio para cada estrato. Para el cual se aplica las fórmulas siguientes:

$$X_i \pm t_{0.05, (n-i)_g} \left[ \frac{(N_i - n_i)}{N_i} \left( \frac{S_i^2}{n_i} \right) \right]$$

Así, los límites para el estrato A, por ejemplo serán:

$$13,46 \pm t_{0.05, 14g} \left[ \frac{(800 - 15)}{800} \left( \frac{1,141^2}{15} \right) \right]$$

$$13,46 \pm 2,145 (2,55)$$

$$13,46 \pm 5,47$$

$$(7,99 , 18,93) \text{m}^3 / \text{parcela}$$

$$(79,9 , 189,3) \text{m}^3 / \text{ha}$$

los límites para el estrato B, serán:

$$11,67 \pm 4,31$$

y los límites para el estrato C, serán:

$$15,30 \pm 3,72$$

## 6.5 Muestreo en conglomerados

### 6.5.1 Generalidades

Debido a las fracciones de muestreo tan bajas que se utilizan en inventarios exploratorios de recursos naturales, el tiempo que se requiere para movilizarse de una unidad de muestreo a otra es considerable, cuando se compara con el tiempo real de medición. En el caso de un muestreo aleatorio, las unidades de muestreo deben localizarse en un mapa base o en fotografías aéreas para luego ubicarlas en el campo; por lo general, la distribución en el bosque es irregular, lo que aumenta los costos del inventario.

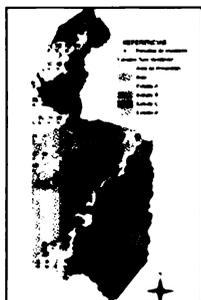
En bosques tropicales, la localización de parcelas dispersas es más difícil, y se requiere de mucho más tiempo para localizar los centros o puntos de inicio de las parcelas de medición. Por esta razón, la medición de parcelas en conglomerados es más **eficiente**, dado que se reducen los tiempos de traslado entre unidades de muestreo.

Cochran (1977) también señala que este diseño es muy útil cuando no es posible, o es demasiado costoso, hacer una lista o mapa con todas las posibles unidades de muestreo en la población. En tales casos, la población se divide en grupos o conglomerados, sin importar el número de unidades que cada uno tenga.

En un muestreo en conglomerados, la población se divide en grupos o unidades primarias. Cada conglomerado, a su vez, se subdivide en unidades más pequeñas o unidades secundarias, y estas pueden ser subdivididas en unidades terciarias. En un muestreo en conglomerados, o **muestreo en una etapa**, se toma una muestra de unidades primarias y se miden todas las unidades secundarias en los conglomerados seleccionados. En un **muestreo en dos etapas** se toma una muestra de unidades primarias, y dentro de cada una se toma una submuestra de unidades secundarias. Nótese que si en la primera eta-



El muestreo en conglomerados reduce el tiempo de desplazamiento entre unidades de muestreo



Con el muestreo en conglomerados, los grupos o conglomerados pasan a ser las unidades de muestreo, y se seleccionan al azar grupos de unidades y no unidades individuales

pa de muestreo se seleccionan todas las unidades primarias, el diseño es equivalente a un muestreo estratificado.

La **ventaja** de un muestreo en conglomerados es que las mediciones se concentran en los conglomerados o unidades primarias, y no se dispersan sobre todo el bosque como sucede en un muestreo irrestricto aleatorio. Para obtener estimaciones del promedio y errores estándar no sesgados se deben seleccionar las unidades primarias aleatoriamente. Es común encontrar en inventarios forestales que las unidades primarias se seleccionan aleatoriamente, y que el muestreo de las unidades secundarias se haga sistemáticamente dentro del conglomerado. Para lograr mayor precisión en este tipo de muestreo los conglomerados deben conformarse de manera que haya **gran variación dentro del grupo** o conglomerado.

Los conglomerados pueden seleccionarse con un muestreo irrestricto aleatorio, o pueden estar en una población estratificada. Los conglomerados pueden ser de diferente tamaño, y estar divididos en subunidades de igual tamaño. Philip (1983) menciona los siguientes diseños de conglomerados en inventarios forestales:

- Muestreo de puntos con un relascopio en una figura geométrica regular, tal como un pentágono o un cuadrado
- Parcelas en línea dentro de fajas de inventario
- Una faja de inventario a lo largo del perímetro de un cuadrado

El muestreo en conglomerados más utilizado en estudios biológicos y forestales es el **muestreo en dos etapas**. En este diseño, de 'M' conglomerados se escogen al azar 'm'; luego, dentro de cada conglomerado seleccionado, se escogen aleatoriamente 'ni' unidades secundarias de Nj existentes en el conglomerado. La suma de las Nj es igual al número total de unidades secundarias en la población (N).

### 6.5.2 Cálculos para muestreo con conglomerados de diferente tamaño (una etapa)

En un muestreo por conglomerados se tienen M grupos (unidades primarias), de los cuales se seleccionan al azar 'm'. Cada conglomerado posee Nj subunidades, todas las cuales son evaluadas. El número total de subunidades en la población es N. En este tipo de muestreo se distinguen dos promedios: el **promedio por conglomerado** o unidad primaria (X) y el **promedio por unidad secundaria** (x).

Si 'xij' representa la observación hecha en la subunidad 'i' del conglomerado 'j', donde xij está en unidades de una medida específica (p.ej. volumen en m<sup>3</sup>), se obtiene que:

el total en el conglomerado j es igual a:

$$T_j = \sum_{i=1}^{n_j} x_{ij}$$

el promedio en el conglomerado j es igual a:

$$X_j = \frac{T_j}{N_j}$$

## Diseño del muestreo para inventarios forestales



el promedio por conglomerado es igual a:

$$X = \frac{\sum_{j=1}^m T_j}{m}$$

el total en la población es igual a:

$$T = M * X$$

el promedio por unidad secundaria es igual a:

$$x = \frac{T}{N}$$

el estimador de la varianza entre conglomerados es:

$$S^2 = \frac{\sum_{j=1}^m (T_j - X)^2}{m - 1}$$

El error estándar de la media por conglomerado es:

$$S_x = \sqrt{\frac{(1-f)S^2}{m}}$$

$$f = m/M$$

el error de muestreo absoluto (E) y relativo (E%) son iguales a:

$$E = S_x * t_{\alpha/2, m-1}$$

$$E\% = \frac{E}{X} * 100$$

los límites de confianza para el promedio por conglomerado son:

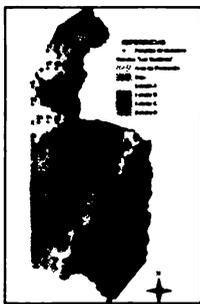
$$Li = X - S_x * t_{\alpha/2, m-1}$$

$$Ls = X + S_x * t_{\alpha/2, m-1}$$

los límites de confianza para el total en la población (T) son:

$$Li = M * [X - S_x * t_{\alpha/2, m-1}]$$

$$Ls = M * [X + S_x * t_{\alpha/2, m-1}]$$



**Ejemplo**

Se logró identificar una población de 50 árboles de una especie en peligro de extinción. Usted debe estimar la producción de semillas en ese año. Para minimizar los daños usted decide muestrear solo cinco árboles al azar. El peso de todas las semillas recolectadas fue el siguiente:

Cuadro 6.1 Semillas por planta y peso por semilla (en decigramos, dg)					
Árbol	Número de semillas (Nj)	Pesos de semillas (xij)	Peso total de semillas por árbol (Tj)	Promedio por semilla (dg/semilla)	
1	4	2, 3, 2, 1	8	2,00	
2	3	2, 1, 1	4	1,33	
3	6	3, 3, 2, 2, 2, 2	14	2,33	
4	3	2, 2, 4	8	2,67	
5	5	1, 1, 2, 2, 2	8	1,60	

Peso promedio de semillas por conglomerado (árbol):

$$\bar{X} = \frac{\sum_{j=1}^m T_j}{m} = (8 + 4 + 14 + 8 + 8) / 5 = 8,4 \text{ dg / árbol}$$

Peso total de semillas producidas:  $T_{\text{peso}} = M * X = 50 * 8,4 = 420 \text{ dg}$

El error estándar del estimado anterior:

$$S^2 = \frac{\sum_{j=1}^m (T_j - \bar{X})^2}{m - 1} = \frac{(8 - 8,4)^2 + (4 - 8,4)^2 + (14 - 8,4)^2 + (8 - 8,4)^2 + (8 - 8,4)^2}{4} = 12,8 \text{ dg}$$

$$f = (1 - 5/50) = 0,9$$

$$S_x = \sqrt{\frac{0,9 * 12,8}{5}} = 1,518 \text{ dg}$$

**6.5.3 Cálculos para muestreo en dos etapas**

En un muestreo por conglomerados con dos etapas se tienen M grupos (unidades primarias), de los cuales se seleccionan al azar 'm'. Cada conglomerado posee **igual número de subunidades** (Ni), y de estas se escogen al azar 'n' subunidades en cada conglomerado. El número total de subunidades en la población es  $N = M * N_i$ .

Si 'xij' representa la observación hecha en la unidad 'i' del conglomerado 'j', y xij está en unidades de medida específicas (por ejemplo, volumen en m<sup>3</sup>), se obtiene: el promedio en toda la población:

$$X = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n x_{ij}}{m * n}$$

## Diseño del muestreo para inventarios forestales



el promedio por unidad secundaria en el conglomerado 'j':

$$X_j = \frac{\sum_{i=1}^n x_{ij}}{n}$$

el total en la población:  $T = N * X$

el error estándar para el promedio poblacional:

$$S_x = \sqrt{\left(1 - \frac{m}{M}\right) \left(\frac{S_b^2}{m}\right) + \left(1 - \frac{mn}{MN}\right) \frac{S_w^2}{mn}}$$

El error estándar de la media poblacional ( $S_x$ ) es la suma de dos componentes de variación: la variación entre unidades primarias ( $S_b^2$ ), y la variación dentro de las unidades primarias ( $S_w^2$ ). **La variación entre unidades primarias** es igual a la suma de las desviaciones de la media poblacional ( $X$ ) y la media estimada de unidad primaria ( $X_j$ ) al cuadrado, dividida entre el número de unidades primarias menos uno ( $m-1$ ). La ecuación para calcular este componente de variación es:

$$S_b^2 = \frac{\sum_{j=1}^m (X_j - X)^2}{m - 1}$$

**La variación dentro de unidades primarias** es igual a la suma de los cuadrados de las desviaciones de cada observación ( $X_{ij}$ ) con respecto a la media correspondiente a la unidad primaria ( $X_j$ ), dividida entre el número total de unidades secundarias evaluadas, menos el número de unidades primarias en la muestra. La ecuación para calcular este componente de variación es:

$$S_w^2 = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n (X_{ij} - X_j)^2}{m (n - 1)}$$

El error de muestreo absoluto (E) y relativo (E%) son:

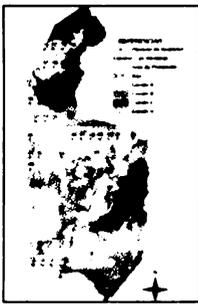
$$E = S_x * t_{\alpha/2, m-1}$$

$$E\% = \frac{E}{X} * 100$$

Los límites de confianza para el promedio por subunidad de muestreo son:

$$Li = X - S_x * t_{\alpha/2, m-1}$$

$$Ls = X + S_x * t_{\alpha/2, m-1}$$



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

Los límites de confianza para el total en población (T) son:

$$L_i = N * [X - S_x * t_{\alpha/2, m-1}]$$

$$L_s = N * [X + S_x * t_{\alpha/2, m-1}]$$

### Ejemplo

Para elaborar un plan de manejo para la producción de chicle (*Manilkara* sp.), se desea estimar el número promedio de árboles de chicle por hectárea en un bosque de 400 ha de área efectiva de manejo. El bosque se dividió en 40 bloques de 10 ha cada uno; cada bloque compuesto por 100 parcelas de 0,1 ha. Aleatoriamente se seleccionaron cinco bloques o unidades primarias, y dentro de estas se seleccionaron seis unidades secundarias. En cada unidad secundaria se contó el número de árboles de chicle con diámetro superior a 10 cm y se midió su diámetro. Los resultados se presentan en el cuadro siguiente.

Cuadro 6.2 Número de árboles de chicle ( <i>Manilkara</i> sp.) por parcela de 0,1 ha en un inventario en dos fases							
Unidad primaria	Número de árboles por parcela de 0,1 ha						Promedio Xj
I	1	3	2	3	2	1	2,0
II	0	2	2	1	2	2	1,5
III	2	1	3	0	0	0	1,0
IV	1	1	2	1	0	1	1,0
V	2	2	3	0	0	2	1,5

### Datos

$$M = 40$$

$$n = 6$$

$$m = 5$$

$$N = 4\ 000$$

$$N_i = 100$$

$$t_{0.05/2, m-1} = 2,776$$

El promedio de la población de unidades secundarias (X) es igual a:

$$X = (1 + 3 + 2 + 3 + \dots + 0 + 0 + 2) / 5 * 6 = 42/30 = 1,4 \text{ árboles/0,1 ha; o sea } 14 \text{ árboles/ha}$$

Variación entre unidades primarias:

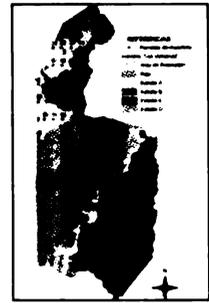
$$S_b^2 = (2,0 - 1,4)^2 + (1,5 - 1,4)^2 + (1 - 1,4)^2 + (1 - 1,4)^2 + (1,5 - 1,4)^2 / 4 = 0,7 / 4 = 0,175$$

Variación dentro de las unidades primarias:

$$S_w^2 = (1 - 2,0)^2 + (3 - 2,0)^2 + (2 - 2,0)^2 + \dots + (0 - 1,5)^2 + (0 - 1,5)^2 + (2 - 1,5)^2 / 5(6 - 1) = 25,0 / 25 = 1,00$$

Error estándar de la media de unidades secundarias (X):

$$S_x = \sqrt{\left(1 - \frac{5}{40}\right) \frac{0,175}{5} + \left(1 - \frac{5 * 6}{40 * 100}\right) \frac{1,00}{5 * 6}} = 0,252 \text{ árboles/0,1 ha}$$



Límites de confianza al 95% de confiabilidad para el promedio de árboles por hectárea:

$$Li = 1,4 - 0,252 * 2,776 = 0,700 \text{ árboles/0,1 ha} = 7 \text{ árboles/ ha}$$

$$Ls = 1,4 + 0,252 * 2,776 = 2,099 \text{ árboles/ 0,1 ha} = 21 \text{ árboles/ ha}$$

## 6.6 Muestreo doble

### 6.6.1 Generalidades

Supongamos que en un muestreo doble se desea obtener un estimado de un parámetro poblacional de difícil medición (volumen, biomasa, etc.), o bien de una variable costosa de medir, o que debe ser medida con técnicas destructivas. Sin embargo, existe una variable de fácil medición altamente correlacionada con la primera. El **objetivo de este diseño de muestreo** es reducir el número de mediciones de la variable costosa de medir, sin sacrificar precisión en la estimación del valor poblacional (Husch *et al.* 1983, Philip 1983).

En este tipo de muestreo, primero se selecciona una muestra de tamaño 'n<sub>1</sub>' de una población de tamaño N; luego, de esta muestra se toma una sub-muestra de tamaño 'n<sub>2</sub>' (lógicamente n<sub>2</sub> < n<sub>1</sub>). En la muestra 'n<sub>1</sub>' se mide la variable de fácil medición 'x', y en la sub-muestra se miden tanto la variable de fácil medición 'x' como la de difícil medición 'y'. Utilizando los datos de 'y' y 'x' del segundo muestreo se hace un análisis de regresión, cuyos resultados sirven para mejorar la estimación de la variable de difícil y costosa medición.

El muestreo doble busca generar información acerca de una variable cuya medición es difícil o de alto costo, a partir de otra variable fácil de medir y correlacionada con la primera

### 6.6.2 Cálculos

La media de la variable de fácil medición a partir de la primera muestra (x<sub>1</sub>) es:

$$x_1 = \frac{\sum_{i=1}^{n_1} x_i}{n_1}$$

La media de la variable de fácil medición a partir de la submuestra (x<sub>2</sub>) es:

$$x_2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_2} x_i}{n_2}$$

La media de la variable de difícil medición calculada a partir de la submuestra (y<sub>2</sub>) es:

$$y_2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_2} y_i}{n_2}$$



El coeficiente de regresión o pendiente ( $b_1$ ) se calcula con los datos de la segunda muestra o submuestra, para ello se utiliza la ecuación:

$$b_1 = \frac{\sum_{i=1}^{n_2} x_i y_i - \frac{\sum_{i=1}^{n_2} x_i * \sum_{i=1}^{n_2} y_i}{n_2}}{\sum_{i=1}^{n_2} (x_i)^2 - \frac{\left[ \sum_{i=1}^{n_2} x_i \right]^2}{n_2}}$$

La media poblacional estimada ( $y_{md}$ ) para la variable de difícil medición, utilizando muestreo doble, se calcula como:

$$y_{md} = y_2 + b_1(x_1 - x_2)$$

El error estándar para  $y_{md}$  se calcula como:

$$S_{y_{md}} = S_{y_2}^2 * \left[ \frac{1-r^2}{n_2} + \frac{r^2}{n_1} + \frac{1}{N} \right]$$

donde:  $S_{y_2}^2$  es la varianza de la variable de difícil medición 'y' calculada usando los datos de la submuestra

$r^2$  es el coeficiente de determinación entre las variables 'y' y 'x', calculado con los datos de la submuestra

Las fórmulas para calcular  $S_{y_2}^2$  y  $r^2$  son, respectivamente:

$$S_{y_2}^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_2} (y_i)^2 - \frac{\left[ \sum_{i=1}^{n_2} y_i \right]^2}{n_2}}{n_2 - 1}$$

$$r^2 = b_1^2 * \frac{\sum_{i=1}^{n_2} (x_i)^2 - \frac{\left[ \sum_{i=1}^{n_2} x_i \right]^2}{n_2}}{\sum_{i=1}^{n_2} (y_i)^2 - \frac{\left[ \sum_{i=1}^{n_2} y_i \right]^2}{n_2}}$$

## Diseño del muestreo para inventarios forestales

El error de muestreo absoluto (E) y relativo (E%) para  $y_{md}$  se calcula con una  $t_{\alpha/2}$  con  $n_2-2$  grados de libertad:

$$E = S_{y_{md}} * t_{\alpha/2, n_2-2}$$

$$E\% = \frac{E}{X} * 100$$

El total en la población es igual a:

$$T = N * y_{md}$$

Los límites de confianza para la estimación de la media poblacional son:

$$Li = y_{md} - S_{y_{md}} * t_{\alpha/2, n_2-2}$$

$$Ls = y_{md} + S_{y_{md}} * t_{\alpha/2, n_2-2}$$

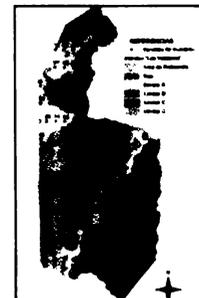
Los límites de confianza para el total en población (T) son:

$$Li = N * [y_{md} - S_{y_{md}} * t_{\alpha/2, n_2-2}]$$

$$Ls = N * [y_{md} + S_{y_{md}} * t_{\alpha/2, n_2-2}]$$

### Ejemplo

Se desea estimar la cantidad de biomasa/ha, el carbono acumulado y el incremento medio anual de carbono en un área de 1 000 ha de bosque secundario. Se decidió emplear un muestreo doble utilizando fotografías aéreas. Sobre las fotos se seleccionaron 200 parcelas de 0,1 ha, y en ellas se midió el porcentaje de cobertura de copa (PCC). El promedio del PCC sobre las fotos aéreas es de  $x_1 = 66,3\%$ . De estas parcelas se escogieron diez al azar, para evaluarlas en el campo, donde se midió biomasa/parcela. Los resultados aparecen en el cuadro siguiente.





**Cuadro 6.3** Resultados de la medición de cobertura de copa (PCC) en fotografías aéreas y de biomasa seca total (en toneladas, t) en parcelas de 0,1 ha

Parcela	PCC (x <sub>2</sub> )	Biomasa (y <sub>2</sub> ) (t/parcela)	x <sup>2</sup> <sub>2</sub>	y <sup>2</sup> <sub>2</sub>	y <sup>2</sup> * x <sup>2</sup>
1	45	1,12	2 025	1,254	50,400
2	50	1,32	2 500	1,742	66,000
3	55	1,82	3 025	3,312	100,100
4	60	1,93	3 600	3,725	115,800
5	65	1,7	4 225	2,890	110,500
6	65	1,81	4 225	3,276	117,650
7	78	2,3	6 084	5,290	179,400
8	80	4,3	6 400	18,490	344,000
9	95	5,1	9 025	26,010	484,500
10	90	5,8	8 100	33,640	522,000
<b>Sumas</b>	<b>683</b>	<b>27,2</b>	<b>49 209</b>	<b>99,629</b>	<b>2 090,35</b>

Con base en estos resultados, estime la biomasa media (en t/ha) y la biomasa total (en t). Si la edad media del bosque es de 11 años, estime la fijación media anual de carbono (en t/año) para todo el bosque con sus respectivos límites de confianza al 95% de confiabilidad. Utilice un factor de contenido de carbono por unidad de biomasa seca igual a 0,5 (IPCC 1996).

*Datos*

- |  |   |
|--|---|
| t <sub>0.05/2, 8</sub> = 2,306   | Σ y <sub>i</sub> = 27,2                     |
| n <sub>1</sub> = 200   | Σ y <sup>2</sup> <sub>i</sub> = 99,6302     |
| n <sub>2</sub> = 10  | Σ x <sub>i</sub> *y <sub>i</sub> = 2 090,35 |
| x <sub>1</sub> = 66,3 (PPC promedio, calculado utilizando n <sub>1</sub> unidades) | X <sub>2</sub> = 68,3                       |
| Σ x <sub>i</sub> = 683,0   | Y <sub>2</sub> = 2,72                       |
| Σ x <sup>2</sup> <sub>i</sub> = 49 209,00  |   |

Según estos resultados, se calcula que:

$$b_1 = \frac{2\ 090,35 - (683,0) * (27,2)/10}{49\ 209,00 - (683,0)^2 / 10} = 0,09085$$

El promedio de biomasa por parcela se calcula en:

$$y_{md} = y_2 + b_1(x_1 - x_2) = 2,72 + (0,09085) * (66,3 - 68,3) = 2,538\ t/0,1\ ha$$

o sea, 25,38 t / ha

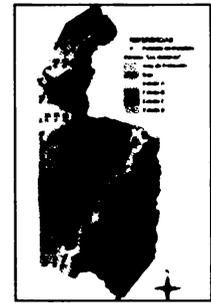
El total de biomasa en el bosque de 1 000 ha es:

$$T = 25,38 * 1\ 000 = 25\ 380\ t$$

El total de carbono acumulado es de:

$$C = T * 0,5 = 12\ 690\ t$$

## Diseño del muestreo para inventarios forestales



El incremento medio anual de carbono (IMAc) para todo el bosque es:

$$\text{IMAc} = 12\,690/11 \text{ años} = 1\,153,6 \text{ t de C/año}$$

Para calcular los límites de confianza del IMAc se debe primero calcular el coeficiente de determinación ( $r^2$ ), la varianza de la variable de difícil medición ( $S^2_{y_2}$ ), y luego el error estándar de la media ( $S_{y_{md}}$ ).

$$r^2 = (0,09085)^2 * \frac{(49\,209,00) - (683,0)^2 / 10}{(99,6302) - (27,2)^2 / 10} = 0,824$$

$$S^2_y = \frac{(99,6302) - (27,2)^2 / 10}{9} = 2,850$$

$$S_{y_{md}} = \sqrt{2,850 * [(1 - 0,824) / 10 + 0,824 / 200 + 1 / 10\,000]} = 0,249$$

Los límites de confianza para el total de carbono son:

$$Li = 0,5 * N * [y_{md} - S_{y_{md}} * t_{\alpha/2, n_2 - 2}] = 0,5 * 10\,000 * [2,538 - 0,249 * 2,306] = 9\,819,0 \text{ t}$$

$$Ls = 0,5 * N * [y_{md} + S_{y_{md}} * t_{\alpha/2, n_2 - 2}] = 0,5 * 10\,000 * [2,538 + 0,249 * 2,306] = 15\,561,0 \text{ t}$$

Los límites confianza al 95% para el incremento medio anual de carbono (IMAc) son, entonces:

$$Li = 10\,729,0/11 = 892,63 \text{ t/año}$$

$$Ls = 16\,471,0/11 = 1\,414,63 \text{ t/año}$$

### En este capítulo hemos:

- Analizado los principales diseños de muestreo utilizados en inventarios forestales:
  - Muestreo aleatorio simple
  - Muestreo sistemático
  - Muestreo estratificado
  - Muestreo en conglomerados:
    - en una etapa
    - en dos etapas
  - Muestreo doble
- Ilustrado con ejemplos cada uno de los diseños citados.



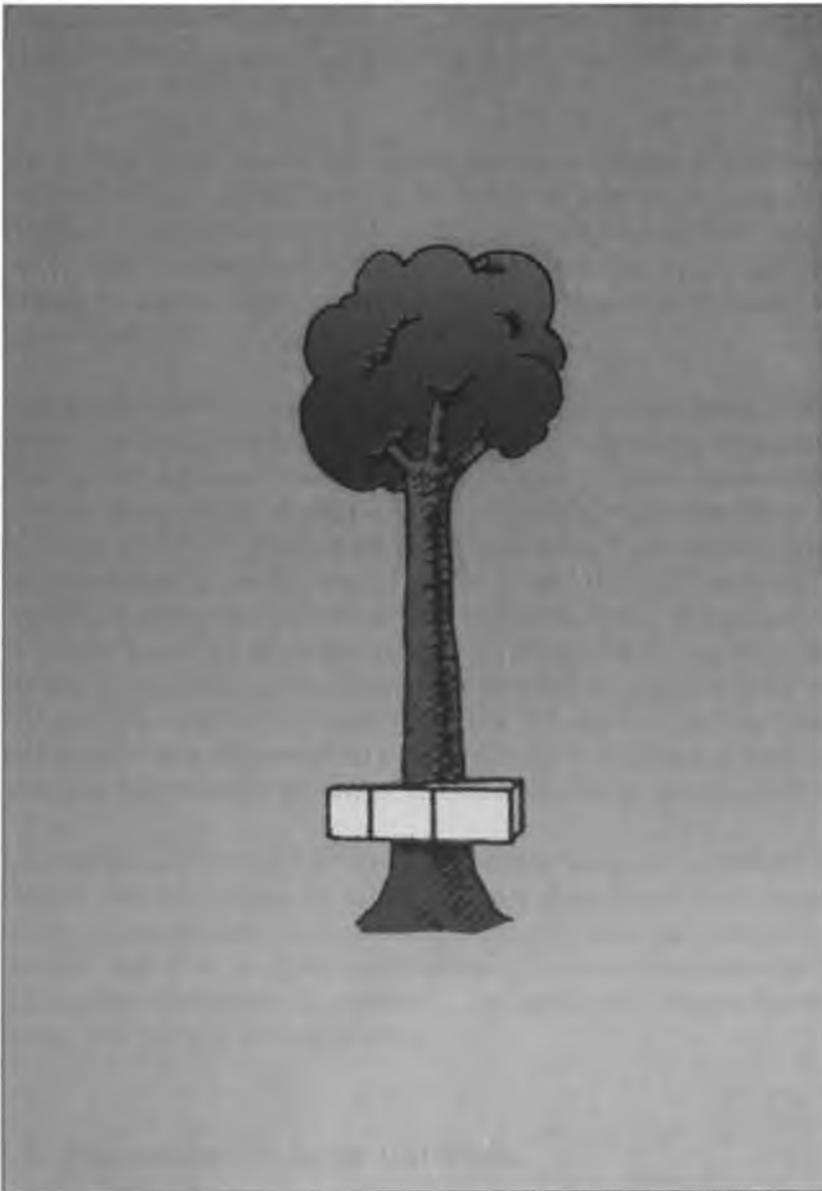
## 6.7 Bibliografía recomendada

- Carrera, F. 2001. Inventarios forestales en bosques tropicales. Separatas del XIII Curso Intensivo Internacional de Manejo Diversificado de Bosques Naturales Tropicales. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 30 p.
- Cochran, W. 1977. Sampling Techniques. 3 Ed. WILEY, New York. EE.UU. 428 p.
- Dauber, E. 1995. Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. s.p.
- Husch, B; Miller, C; Beers, T. 1983. Forest Mensuration. WILEY. New York. EE.UU. 402 p
- IPPC. 1996. IPCC Guide Lines for National Greenhouse Gases Inventory. Reference Manual.
- Loetsch, F, Zohrer, F; Haller, E. 1973. Forest Inventory. Vol 1. Munchen, BLV Verlagsgesellschaft. 435 p.
- Malleux, J. 1982. Inventarios forestales en bosques tropicales. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. 441 p.
- Naturaleza para la Vida (NPV). 1999. Plan General de manejo forestal integrado. Unidad de Manejo "Chosquitán". Petén, Guatemala. 138 p.
- Philip, MS. 1983. Measuring trees and forests. Textbook written for students in Africa. University of Dar es Salaam. Tanzania. 338 p.
- Scheaffer, RL; Mendenhall, W; Ott, L. 1993. Elementos de muestreo. Trad. Rendón, G; Gómez, JR. Grupo Editorial Iberoamérica, México. 321 p.

## Estrategias especiales de muestreo

- 7.1 Introducción
- 7.2 Parcelas de área variable
- 7.3 Muestreo por puntos
- 7.4 Muestreo por intersección de líneas
- 7.5 Muestreos sucesivos
- 7.6 Bibliografía recomendada

Edgar Ortiz  
Bastiaan Louman



Con instrumentos de construcción simple se puede estimar el área basal por hectárea.





# Estrategias especiales de muestreo

## 7.1 Introducción

En los capítulos anteriores se presentaron algunos métodos para diseñar y ejecutar inventarios con parcelas de superficies y formas determinadas. En este capítulo y en el siguiente se discutirán diferentes diseños de inventarios que permiten agilizar el proceso, sin perder la confiabilidad y representatividad necesarias para el fin del inventario. Además, estudiaremos diseños que permiten obtener datos sobre diferentes aspectos del bosque en condiciones diferentes. Se espera que al final del capítulo, el estudiante logre aplicar diferentes estrategias de muestreo y determinar bajo qué condiciones se justifica su uso.

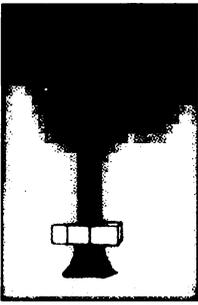
Existen instrumentos sencillos que ayudan a **estimar el área basal** de un bosque en forma muy rápida, multiplicando un factor de conversión por el número de árboles que cumplan con ciertas condiciones. En bosques homogéneos y con árboles de buena forma (en plantaciones, por ejemplo) este método también puede servir para **estimar el volumen**. El uso de estos instrumentos se discute en la siguiente sección (7.2, Parcelas de área variable).

Ocasionalmente se necesita conocer en forma rápida pero confiable y representativa la cobertura forestal y/o cambios en esa cobertura en un área determinada. En otras ocasiones, uno necesita conocer el tiempo que se gasta en actividades determinadas. Por ejemplo, durante la tala de un árbol, ¿cuánto tiempo se invierte en la preparación del árbol para la corta?, ¿cuánto en derribar el árbol?, ¿cuánto en encontrar el siguiente? Estas preguntas se pueden contestar por medio de estudios de tiempos y movimientos detallados, dando seguimiento a las actividades desde el comienzo hasta el final. También, se puede hacer un muestreo de puntos en el tiempo, registrando la actividad en la cual trabaja la cuadrilla de motosierristas en estos momentos, y así calcular el porcentaje del tiempo total gastado en cada actividad. En ambos casos, se puede aplicar un **muestreo por puntos** que requieren su propio diseño y estadísticas particulares. Estos, y el **muestreo por intersección de líneas**, se discutirán en las secciones 7.3 y 7.4.

Los resultados de todos los inventarios anteriores, sin embargo, describen situaciones estáticas; son fotografías de un momento y si no existe una fotografía tomada en exactamente el mismo lugar y la misma forma pero en otro tiempo, resulta difícil interpretarlas por cambios en estructura, composición o cobertura. En la sección 7.5 veremos diferentes estrategias de muestreo diseñadas para **captar los cambios en el tiempo** en forma confiable y representativa.

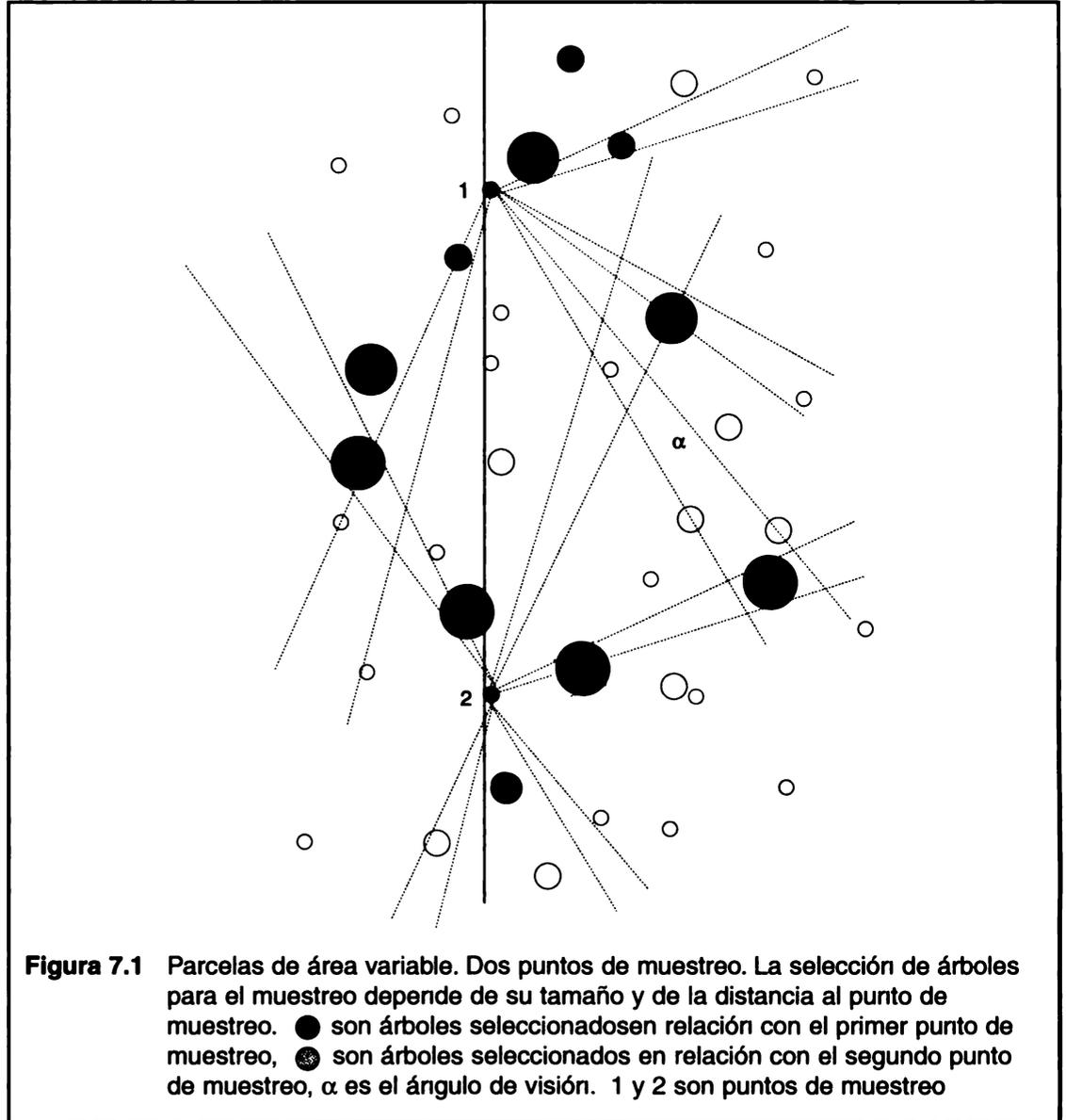
## 7.2 Parcelas de área variable

El diseño de parcelas de área variable implica la inexistencia de parcelas de área conocida para identificar los árboles que se deben medir en la unidad de muestreo. En este tipo de parcelas, los árboles que se miden en cada unidad de muestreo (un punto) se seleccionan con base en **su tamaño y distancia al punto de muestreo** (Fig. 7.1). La proba-



bilidad de selección es directamente proporcional al diámetro de los árboles e inversamente proporcional a la distancia al punto. Observe que en la Fig. 7.1 todos los árboles grandes entran en el muestreo, pero de los árboles de menor tamaño, sólo entran los que están cerca de los puntos de observación. Bajo este sistema, cada punto es una unidad de muestreo, y se considera que la población de puntos es infinita.

Este sistema de selección de árboles en las parcelas permite calcular, para cada punto de muestreo, el área basal por hectárea (G), el número de árboles por hectárea (Na) y el volumen comercial por hectárea (Vc)



Cada punto (1, 2, ... n) es una unidad de muestreo o parcela de área variable, y los valores promedios, error de muestreo, límites de confianza, etc. se calculan utilizando 'n' puntos. Los puntos de muestreo pueden establecerse aleatoria o sistemáticamente en el terreno. Para mejorar la independencia de los valores medidos en los diferentes puntos de muestreo en un diseño sistemático, es importante mantener una distancia suficientemente grande entre puntos. En la Fig. 7.1, por ejemplo, la distancia es relativamente pequeña, ya que las parcelas casi muestran un traslape: por poco algunos árboles grandes del primer punto de muestreo también fueron seleccionados en el segundo punto de muestreo.

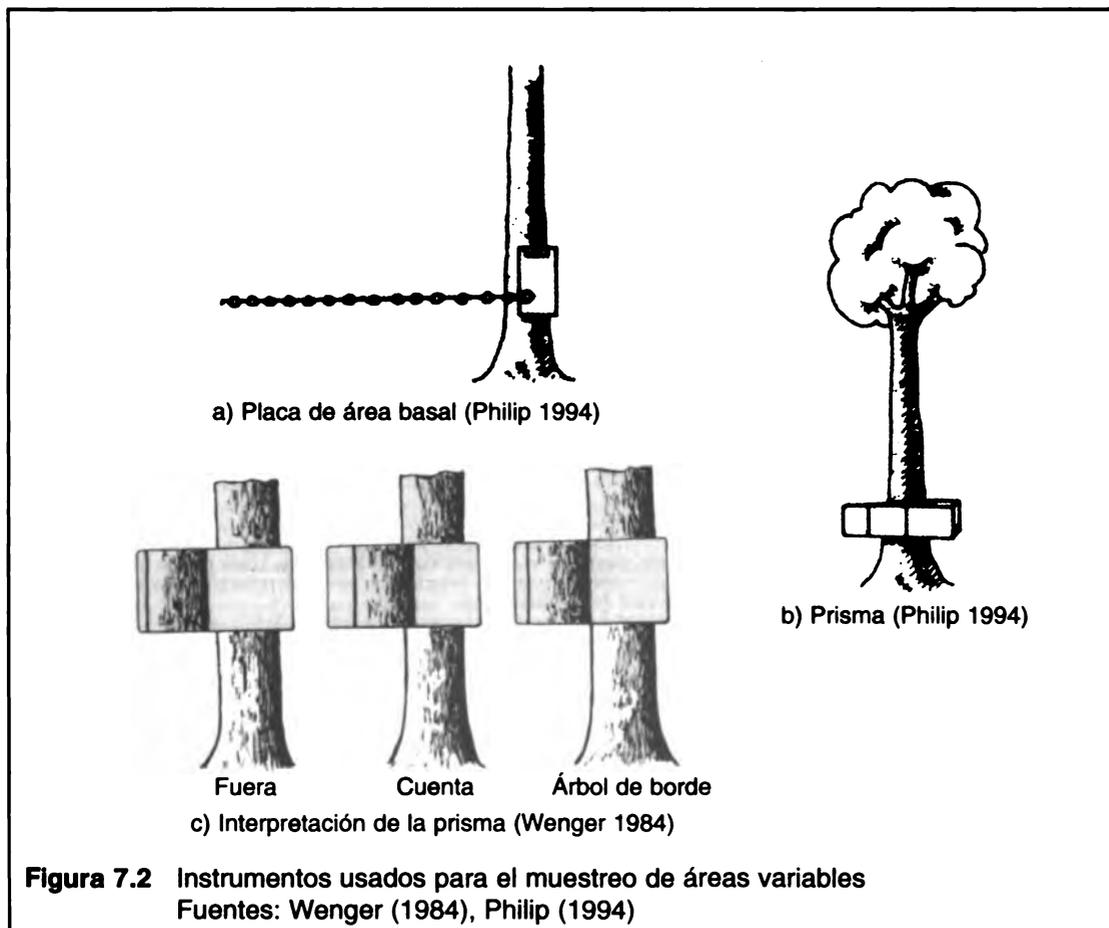
## Estrategias especiales de muestreo

Una vez localizado un punto, el técnico forestal utiliza un **instrumento** para proyectar un área de visión de ángulo ( $\alpha$ ) (Fig. 7.1). Aquellos árboles cuyo diámetro a 1,30 m de altura son cortados por el ángulo de visión proyectado por el instrumento son los que se cuentan y miden. Los árboles de fuste grande o cercanos al punto de observación son cortados por el ángulo de visión establecido por el instrumento y entran en el conteo; por el contrario, los árboles pequeños o muy lejanos al punto de observación quedan dentro del área de visión por lo que no entran en el conteo.

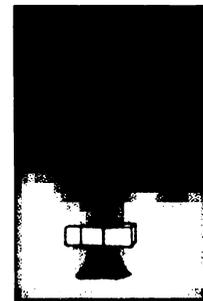
La **ventaja** principal de este tipo de muestreo es la facilidad con que se establecen las parcelas y se hace el conteo de los árboles. La desventaja principal es que requiere de buena visibilidad en el bosque, lo que a menudo no ocurre en bosques tropicales. Además, para obtener datos de número de árboles y volumen por hectárea se necesita medir el diámetro y altura comercial de los fustes de manera semejante a inventarios por parcelas de tamaño fijo.

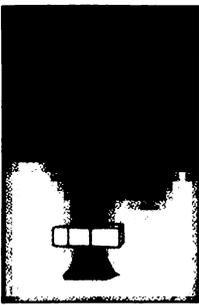
Entre los instrumentos que se pueden utilizar para establecer este tipo de parcelas de medición están:

- Relascope Spiegel (Bitterlich)
- Placa de área basal (Fig. 7.2a)
- Prisma (Fig. 7.2b)
- Una combinación de brazo del observador con un objeto de ancho fijo (una moneda, un lápiz, etc.)



**Figura 7.2** Instrumentos usados para el muestreo de áreas variables  
Fuentes: Wenger (1984), Philip (1994)





Los instrumentos son diseñados de tal forma que, si únicamente se desea estimar el área basal por hectárea, es suficiente con contar en cada punto el número de árboles que entran en el muestreo. Si además se desea estimar el número de árboles por hectárea ( $N_a$ ) se debe medir el diámetro ( $d$ ), y si se desea también estimar el volumen comercial por hectárea ( $V_c$ ) se debe medir la altura comercial de cada árbol ( $h_c$ ), o contar el número de trozas con un largo previamente determinado.

El principio de conteo es igual para los diferentes instrumentos. Se pueden dar tres situaciones (ver uso del prisma en Fig. 7.2c):

1. Es evidente que el diámetro del árbol en evaluación cabe dentro de la abertura de la placa; la sección del fuste que se ve a través del prisma está completamente desplazada, sin conexión con el fuste fuera del prisma. En este caso, el árbol no entra en el conteo.
2. En apariencia, el diámetro del árbol en evaluación coincide exactamente con la abertura de la placa, o el límite derecho de la sección del fuste en el prisma coincide con el límite izquierdo del fuste fuera del prisma. Se debiera, entonces, comprobar si el árbol es realmente un árbol de borde o no, midiendo la distancia del punto de muestreo al centro del árbol. Otro procedimiento común es contarlo como medio árbol.
3. El diámetro del árbol en evaluación no cabe dentro de la abertura de la placa o hay un traslape de la sección del fuste dentro y fuera del prisma; en este caso, el árbol entra en el muestreo y se suma uno al conteo de árboles.

El instrumento mejor diseñado para este tipo de muestreo es el **relascopio Spiegel**. Este instrumento cuenta con un **corrector por pendiente**; esto es, el ángulo de visión que proyecta se ajusta automáticamente cuando el relascopio se inclina para determinar si un árbol pendiente arriba o pendiente abajo del punto de muestreo entra o no en el conteo.

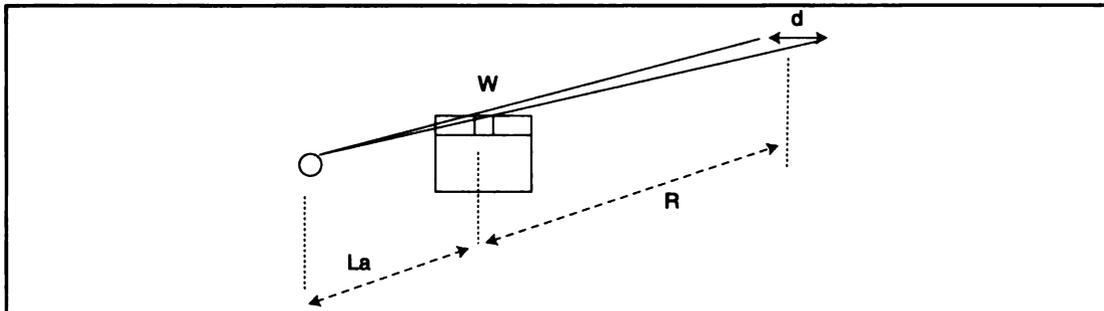
Los otros instrumentos mencionados tienen la ventaja de que son baratos, pero no corrigen por pendiente. De estos instrumentos, la placa de área basal y la vara de área basal pueden ser fácilmente construidos. El instrumento que brinda mejores mediciones bajo muchas situaciones es la placa de área basal, instrumento que puede adaptarse para proyectar cualquier ángulo de visión e inclusive para corregir el conteo por efecto de la pendiente.

### 7.2.1 Procedimiento para construir un relascopio personal

Una **placa de área basal** está formada por una pieza de metal, madera o plástico con una abertura de un ancho dado ( $W$  en m) en uno de sus bordes, a la cual se amarra una cuerda o cadena de longitud ( $L_a$  en m).

Cualquier persona puede construir una placa de área basal para su uso personal. El procedimiento consta de cuatro pasos (ver también Fig. 7.3):

**Paso 1:** Tome con su mano derecha (o izquierda, si es del caso) una lámina de plástico o metal del tamaño de una tarjeta de crédito; mantenga el brazo extendido al máximo pero sin forzarlo; mida la distancia desde su ojo derecho (o izquierdo) al borde superior de la lámina; haga varias mediciones (3 ó 4) y tome un promedio de ellas. A esta distancia se denomina 'La' y se expresa en m.



**Figura 7.3** Construcción de placa de área basal.  $K = La/0,5w = \sqrt{(10\ 000/FAB\ de\ 2)}$ ,  $w = 2La/K$ ,  $= 2La\sqrt{(10\ 000/2)} = La * 0,02828\ m$ . Para un  $La$  de 1m,  $w = 2,83\ cm$ . Para la calibración de una placa se busca para un árbol con dap conocido "dap" (por ejemplo 30 cm) un  $R$  tal que el árbol cae exactamente en la apertura  $w$ . En este caso se calcula  $K = R/0,5d$  (todos los metros) y  $FAB = 10\ 000/K^2$ . Para un  $d$  0,3 m y un  $R$  de 10 m,  $K = 66,66$  y  $FAB = 2,25$ .

**Paso 2:** Utilizando la distancia 'La', calcule el ancho de la abertura que debe hacer a la lámina plástica. Esta abertura debe tener un ancho al cual denominamos 'W' (en m), y se calcula con la siguiente fórmula general:

$$W = 2La / K$$

Cada instrumento se construye para que tenga un determinado factor de área basal (FAB). La relación entre K y FAB es la siguiente (Prodan et al. 1997):

$$K = (10\ 000/FAB)^{1/2}$$

El FAB se escoge a gusto del usuario; sin embargo, si el relascopeo se va a utilizar en plantaciones forestales o bosques naturales, es recomendable construirlo con varios FAB, tales como 2, 3 y 5.

Según estas fórmulas podemos deducir que:

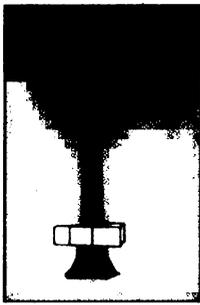
a- para un relascopeo de FAB 2,  $W = 2La / (70,71) = 0,0283\ La$

b- para un relascopeo de FAB 3,  $W = 2La / (57,74) = 0,0346\ La$

c- para un relascopeo de FAB 5,  $W = 2La / (44,72) = 0,0447\ La$

**Paso 3:** Una vez que haya calculado W, proceda a cortar una abertura de ancho W en el borde de la lámina plástica. Utilice un escalímetro para hacer las mediciones; es recomendable que haga varias mediciones antes de cortar las aberturas en la lámina de plástico. Si desea que su instrumento tenga varios FAB, utilice un borde de la lámina para cada abertura.

**Paso 4:** El relascopeo resultante será de uso personal, ya que está diseñado para el largo de su brazo. Si desea que el relascopeo sea más exacto puede ponerle una cuerda de largo igual a 'La'. Con esta cuerda, cualquier otra persona puede utilizar el relascopeo.



Para corregir por pendiente, se corrige el largo de la cuerda (La), para lo cual se utiliza la ecuación:

$$L_c = L * \cos(\rho)$$

donde:  $L_c$  = largo de la cuerda corregido por pendiente  
 $L$  = largo de la cuerda para pendientes de 0%  
 $\rho$  = ángulo de la pendiente del terreno en grados

### 7.2.2 Calibración del relascope

Para conocer la constante K de cualquier instrumento se puede utilizar el siguiente procedimiento (ver también Fig. 7.3):

1. Localizar un árbol y medir su diámetro 'd' (a 1,30 de altura y en m).
2. Cuando el ángulo de visión del instrumento coincida exactamente con los bordes del árbol, determinar la distancia (R en metros) desde el centro de árbol a 1,30 m hasta su ojo. Esta es la distancia a la cual un árbol se clasifica como árbol de borde. La constante K del instrumento se calcula con la fórmula:

$$K = R / 0,5 d$$

3. Una vez calculada la constante K, calcule el factor de área basal (FAB) del instrumento, el cual es igual a:

$$FAB = 10\ 000 / K^2$$

### 7.2.3 Cálculo del área basal, volumen y número de árboles por hectárea

El área basal por hectárea (en  $m^2/ha$ ) para un punto de medición cualquiera ( $G_i$ ) se calcula como:

$$G_i = FAB * N_i$$

donde ' $N_i$ ' es el número de árboles que entraron en el conteo en el punto 'i'.

En el caso que la Fig. 7.1 es el resultado de mediciones con una placa de área basal con un FAB de 4, la estimación del  $G_1 = 6 \times 4 = 24\ m^2$  y de  $G_2 = 5 \times 4 = 20\ m^2$ . Si estos fueron los únicos puntos de conteo, entonces el G del bosque será  $(G_1 + G_2) / 2 = 22\ m^2/ha$ .

El número de árboles por hectárea para un punto dado ( $N_{ai}$ ) se calcula como:

$$N_{ai} = FAB * DF * 1,2732^1$$

donde DF es el suma de los inversos de los diámetros al cuadrado de los 'm' árboles contado en el punto dado; esto es:

$$DF = \frac{1}{d_1^2} + \frac{1}{d_2^2} + \frac{1}{d_3^2} + \frac{1}{d_4^2} + \dots + \frac{1}{d_m^2}$$

<sup>1</sup> La fórmula es  $FAB * \sum 1/g_i$ , para  $i = 1, 2, \dots, n$ , n es número de árboles por punto de muestreo. Ya que  $g_i = \pi d^2 / 4$  se puede reemplazar  $1/g_i$  por  $(4/\pi \times \sum 1/d_i^2)$ . Además  $4/\pi = 1,2732$ .

## Estrategias especiales de muestreo

El volumen comercial por ha ( $V_{ci}$ ) de cada punto (en  $m^3/ha$ ) de muestreo se calcula como:

$$V_{ci} = \frac{FAB * f * HC}{\delta}$$
$$V_{ci} = G_i * f * H_{cm}$$

donde:  $f$  = factor de forma promedio para los árboles en el bosque o rodal que se está evaluando

$HC$  = suma de las alturas comerciales de todos los árboles contados en el punto de muestreo 'i' (en m)

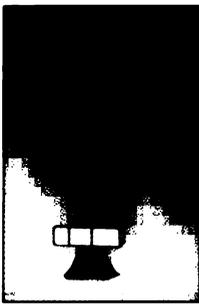
$$HC = hc_1 + hc_2 + hc_3 + \dots$$

$H_{cm}$  es la altura comercial media de los árboles contados en el punto de muestreo

En el Recuadro 7.1 se muestra un ejemplo del cálculo de área basal, número de árboles por hectárea y volumen comercial por hectárea utilizando parcelas de área variable.

### En esta sección hemos:

- Analizado las parcelas de área variable como unidades de muestreo para inventarios forestales.
- Explicado el procedimiento para construir y calibrar un relascopeo personal.
- Presentado las fórmulas necesarias para calcular el área basal, volumen y número de árboles por hectárea.



**Recuadro 7.1**

**Ejemplo de cálculos de inventario utilizando parcelas de área variable**

En un inventario forestal en el que se utilizaron parcelas de área variable, con una placa de área basal FAB = 5, en un único punto de muestreo, cuatro árboles entraron en el conteo. Los resultados de las variables medidas se presentan en el cuadro siguiente.

**Cuadro 7.R.1.** Resultados del conteo de árboles en un punto de muestreo utilizando una placa de área basal de FAB = 5

Arbol no.	dap (cm)	hc (m)	f
1	25	6,0	0,45
2	30	6,0	0,45
3	35	5,5	0,45
4	30	5,0	0,45

dap = diámetro a la altura del pecho (1,30 m)      hc = altura comercial  
 f = factor de forma

Con base en esta información, se calculan, para ESE punto de muestreo, los valores de área basal ( $G_1$ ), número de árboles por ha ( $Na_1$ ) y volumen comercial por ha ( $Vc_1$ ):

$G_1$  es igual a :  $5 * 4 = 20 \text{ m}^2/\text{ha}$

Número de árboles por ha ( $Na_1$ ):

$$Na_1 = 5 * \left[ \frac{1}{(0,25)^2} + \frac{1}{(0,30)^2} + \frac{1}{(0,35)^2} + \frac{1}{(0,30)^2} \right] * 1,2732$$

$$Na_1 = 295 \text{ árboles /ha}$$

El volumen por ha es:  $V = FAB * f * HC = 5 * 0,45 * (6 + 6 + 5,5 + 5) = 50,625 \text{ m}^3/\text{ha}$

Si se establecen varios puntos de muestreo, debe emplearse el procedimiento anterior para cada punto de muestreo y obtener, para cada uno, un valor de área basal por ha ( $G$ ), número de árboles por ha ( $Na$ ) y volumen por ha ( $Vc$ ). Cada punto representa una unidad de muestreo y con la información por punto se calculan los correspondientes valores promedios para el bosque o rodal y sus respectivos errores de muestreo, considerando que se trata de una población infinita.



El muestreo por puntos se utiliza para estimar áreas o la distribución del tiempo empleado en una actividad

## 7.3 Muestreo por puntos

### 7.3.1 Generalidades

Este tipo de muestreo se usa generalmente para calcular:

- la proporción de área de bosque distribuida irregularmente en un terreno;
- áreas o parches de vegetación especialmente aptas para determinadas especies silvestres;
- áreas en planos y en fotografías aéreas;
- distribución del tiempo de corta de árboles con sierra;
- distribución del tiempo de arrastre de trozas con winche;
- distribución del tiempo del uso de la maquinaria principal de aserrío.

Con este sistema de muestreo se utiliza el siguiente **procedimiento**:

- 1- Los bordes del área de interés que se va a muestrear deben estar marcados y el área total es conocida. En el caso de estudios de tiempos, se debe definir con anticipación el tiempo total en que se va a realizar el muestreo.
- 2- Se ubican puntos de muestreo en forma aleatoria o sistemática en toda el área previamente marcada. En los estudios de tiempos, se escogen aleatoria o sistemáticamente momentos en los cuales se evaluará la actividad productiva en estudio.
- 3- Para cada punto se registra el tipo de cobertura existente (pastos, pastos con árboles, agricultura, etc.). En estudios de tiempos se registra la actividad que se está realizando en el momento del muestreo (por ejemplo, si se está evaluando el proceso de arrastre de trozas, se podrían registrar actividades como amarre de trozas, viaje cargado, desamarre, viaje vacío, llenado del tanque de combustible, reparación, tiempo de espera, etc.).

### 7.3.2 Cálculos

En un bosque de área conocida ( $A$ ) se ubican aleatoria o sistemáticamente 'n' puntos de muestreo. Para cada punto se identifica y registra el **tipo de cobertura**. Si 'na' es el número de puntos que caen en una determinada categoría de cobertura, se procede a calcular la proporción de puntos que caen en esa cobertura ( $pa$ ). La proporción 'pa' es igual a:

$$pa = \frac{na}{n}$$

El área estimada para este tipo de cobertura ( $Aa$ ) es igual a:

$$Aa = A * pa$$

El error estándar de la estimación del área ( $S_{Aa}$ ) es igual a:

$$S_{Aa} = A * \frac{pa(1 - pa)}{n}$$

El estimador de la desviación estándar anterior puede utilizarse tanto para muestreo aleatorio como para muestreo sistemático. En el caso de muestreo sistemático, el estimador es una aproximación del verdadero valor poblacional.

El error de muestreo absoluto (E) y relativo (E%) de la estimación del área con una confiabilidad del 95% es igual a:

$$E_{Aa} = S_{Aa} * 1,96$$

$$E\%_{Aa} = \frac{E}{Aa} * 100$$

Los límites de confianza al 95% de confiabilidad para el área estimada son:

$$Ls = Aa + E_{Aa}$$

$$Li = Aa - E_{Aa}$$

El Recuadro 7.2 muestra un ejemplo del cálculo de diferentes áreas mediante un muestreo por puntos.

**En esta sección hemos:**

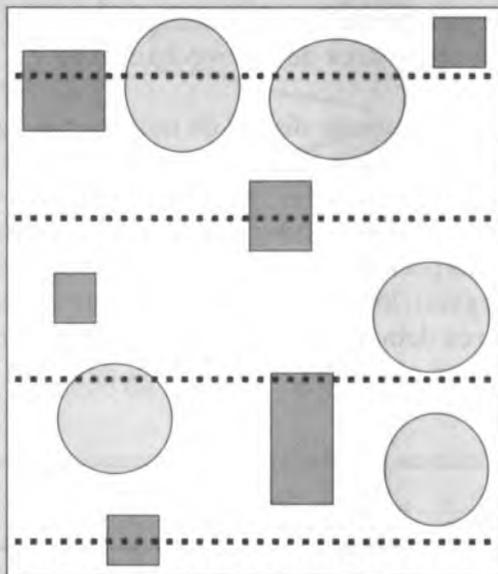
- Discutido la utilidad del muestreo por puntos como técnica de muestreo.
- Establecido el procedimiento para aplicar un muestreo por puntos.



**Recuadro 7.2**

**Ejemplo de cálculo de diferentes áreas mediante un muestreo por puntos**

En el mapa que se presenta a continuación, calcule el área total de bosque secundario representada por círculos y elipses, y el área total de potrero con árboles representada por rectángulos. Utilice la técnica de muestreo por puntos. Los puntos de muestreo fueron trazados sistemáticamente en el área con un arranque aleatorio para la primera línea de puntos. El área total del mapa es de 1 000 ha. Calcule además el error de muestreo (95%) para el estimado del área de bosque secundario.



**Datos**

Número total de puntos (n): 148

Número de puntos sobre bosque secundario (nb): 21

Número de puntos sobre pastos con árboles (np): 15

**Cálculos**

La proporción de puntos en bosque secundario es:  $p_b = 21/148 = 0,142$

La proporción de puntos en potrero con árboles es:  $p_p = 15/148 = 0,101$

El área estimada de bosque secundario es:  $A_b = 1\,000 * 0,142 = 142,0$  ha

El área estimada de potrero con árboles es:  $A_p = 1\,000 * 0,101 = 101,0$  ha

El error estándar para la estimación de área de bosque secundario es:

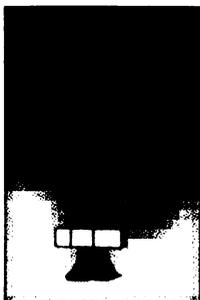
$$S_{A_b} = 1\,000 * \sqrt{\frac{0,142 * (1 - 0,142)}{148}} = 28,69 \text{ ha}$$

El error de muestreo al 95% para la estimación del área de bosque secundario es:

$$E_{A_b} = 28,69 * 1,96$$

$$E_{A_b} = 56,23 \text{ ha}$$

$$E\%_{A_b} = 56,23 / 142,0 * 100 = 39,6 \%$$



El muestreo por intersección de líneas se utiliza para estimar áreas, tanto en fotografías aéreas como sobre el terreno, cuando se trabaja con parcelas en fajas o con parcelas en línea

## 7.4 Muestreo por intersección de líneas

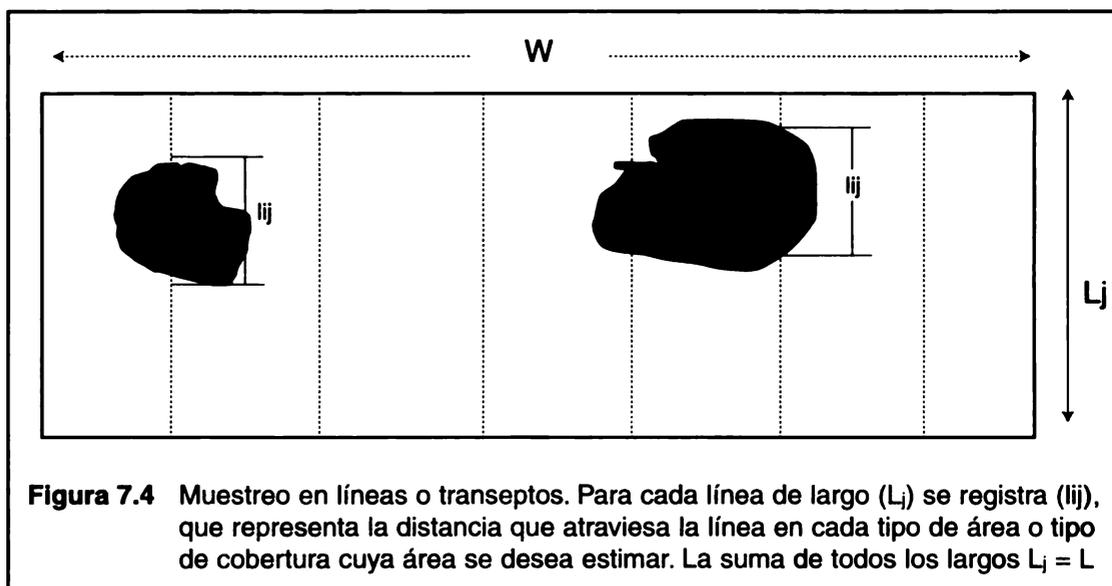
### 7.4.1 Generalidades

Este tipo de muestreo es similar al de puntos, ya que lo que se busca es calcular una proporción que sirva para calcular el área correspondiente. Este esquema de muestreo se **emplea para calcular**, por ejemplo (ver también capítulo 3):

- La proporción del área de bosque distribuida irregularmente en un terreno
- Las áreas o parches de vegetación especialmente aptas para determinadas especies silvestres
- Las áreas cubiertas con un tipo de vegetación específica
- La densidad de caminos en un área de aprovechamiento

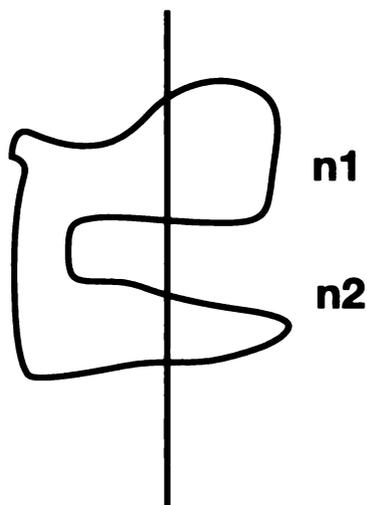
La **metodología** para trabajar con este diseño de muestreo es la siguiente:

- 1- Los bordes del área de muestreo deben estar marcados, y el área total ( $A$ ) es conocida
- 2- Se trazan transeptos o líneas distribuidas aleatoria o sistemáticamente en toda el área previamente marcada. Es preferible que los transeptos sean de igual longitud; sin embargo, si el área es irregular, los transeptos pueden ser de diferente tamaño. En este caso, el estimado del área debe ponderarse con el largo del transepto (Fig. 7.4)
- 3- Para cada línea trazada en el campo, se registra el largo ( $l_i$ ) del transepto que intercepta las áreas de interés



### 7.4.2 Cálculos

En un bosque de área conocida ( $A$ ), se ubican aleatoria o sistemáticamente 'm' líneas de muestreo de diferente longitud ( $L_j$ ). La suma del largo de todas las líneas se denomina  $L = \Sigma (L_j)$ . Para cada línea 'j', se mide el largo de la línea ( $l_{ij}$ ) que intercepta o atraviesa el tipo de cobertura de interés y se registra el número de intersecciones ( $n_j$ ). Las intersecciones no necesariamente deben pertenecer a diferentes áreas (Fig. 7.5).



**Figura 7.5** Número de regiones ( $n_i$ ) interceptadas por línea  $L_j$

Si asumimos que los transeptos son de diferente longitud, se debe primero calcular la proporción del largo de cada transepto ( $P_j$ ) que intercepta áreas de interés. Para hacer este cálculo, se suman los largos de transepto que interceptan las áreas de interés y el resultado se divide entre el largo del transepto ( $L_j$ ). La fórmula es la siguiente:

$$P_j = \frac{\sum_{i=1}^{n_i} l_{ij}}{L_j}$$

Si "m" es el número total de líneas del muestreo, la proporción del largo total de líneas ( $P_a$ ) que atraviesan zonas de interés es igual a:

$$P_a = \frac{\sum_{j=1}^m (L_j * P_j)}{L} = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_i} (l_{ij})}{L}$$

Si, además, los transeptos son todos de igual tamaño se obtiene que:

$$P_a = \frac{\sum_{j=1}^m P_j}{m}$$

El error estándar de la proporción  $P_a$  para líneas de diferente tamaño es igual a:

$$S_{Pa} = \frac{\sum_{j=1}^m (L_j (P_j - P_a)^2)}{m * (m - 1) * L}$$

Si los transeptos son de igual tamaño  $S_{Pa}$  es igual a:

$$S_{Pa} = \frac{\sum_{j=1}^m (P_j - P_a)^2}{m * (m - 1)}$$

El área estimada ( $A_a$ ) para el tipo de cobertura de interés es igual a:

$$A_a = A * P_a$$

El error estándar para la estimación del área de interés ( $A_a$ ) es igual a:

$$S_{Aa} = A * S_{Pa}$$

El error de muestreo ( $E$ ) al 95% de confiabilidad para la estimación de  $A_a$  es igual a:

$$E_{Aa} = A * S_{Pa} * Z_{\alpha/2} = A * S_{Pa} * 1,96$$

Los límites de confianza al 95% de confiabilidad para la estimación del área de interés ( $A_a$ ) son iguales a:

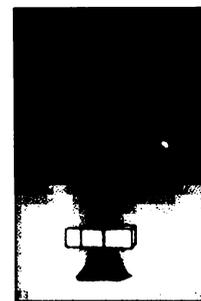
$$\begin{aligned} Li &= A * [ P_a - S_{Pa} * 1,96 ] = A_a - A * S_{Pa} * 1,96 \\ Ls &= A * [ P_a + S_{Pa} * 1,96 ] = A_a + A * S_{Pa} * 1,96 \end{aligned}$$

En el Recuadro 7.3 se muestra un ejemplo que estima el área basal de un bosque de lomas bajas dominado por *Carapa guianensis*, utilizando datos de un inventario con parcelas en línea.

### Recuadro 7.3

#### Ejemplo de cálculos de inventario utilizando parcelas en línea

Se quiere utilizar los resultados de un inventario con parcelas en línea para estimar el área de bosque de lomas bajas dominado por *Carapa guianensis*. El área total del bosque evaluado es 1 500 ha ( $A$ ). Durante el inventario con parcelas en línea, los técnicos forestales procedieron a medir la distancia en que los carriles secundarios de inventario atravesaban cada tipo de bosque. Los resultados de campo se presentan en el cuadro siguiente.



**Cuadro 7.R.1.** Distribución de la distancia del carril secundario según tipo de bosque en un inventario forestal con parcelas en línea

Carril	Distancia Lj (m)	Distancia en bosque inundado (m)	Distancia en Carapa Lij (m)	Otros tipos de bosque (m)	Porcentaje en Carapa Pj
1	3 100	1 050	1 850	200	0,597
2	2 670	900	1 670	100	0,625
3	3 600	800	2 550	250	0,708
4	2 700	400	2 200	100	0,815
5	2 120	50	2 000	70	0,943
6	2 790	0	2 700	90	0,968
7	3 700	500	3 150	50	0,851
8	3 500	700	2 800	0	0,800
9	3 240	800	2 340	100	0,722
10	2 900	1 000	1 800	100	0,621
Total	30 320	6 200	23 060	1 060	

#### Datos

$$L = 30\,320 \text{ m} \quad m = 10 \quad \Sigma \Sigma (L_{ij}) = 23\,060$$

#### Cálculos

La proporción de distancia de carriles que atraviesan el bosque de Carapa es:

$$P_a = 23\,060/30\,320 = 0,761$$

El área estimada de bosques de Carapa es:

$$A_a = 1\,500 * 0,761 = 1\,141,5 \text{ ha}$$

El error estándar de la estimación del porcentaje Pa es:

$$S^2_{Pa} = [1\,850*(0,597-0,761)^2 + 1\,670*(0,625-0,761)^2 + 2\,550*(0,708-0,761)^2 + 2\,200*(0,815-0,761)^2 + 2\,000*(0,943-0,761)^2 + 2\,700*(0,968-0,761)^2 + 3\,150*(0,851-0,761)^2 + 2\,800*(0,800-0,761)^2 + 2\,340*(0,722-0,761)^2 + 1\,800*(0,621-0,761)^2] / [10*(10-1)*30\,320] = 344,884619/(10*9*30\,320)$$

$$S_{Pa} = \sqrt{\frac{344,8846}{(10*9*30\,320)}} = 0,01124$$

El error de muestreo al 95% de confiabilidad es:

$$E_{Aa} = A * S_{Pa} * 1,96 = 1\,500 * 0,01124 * 1,96 = 33,05 \text{ ha}$$

En %:  $33,05/1\,500 * 100 = 2,2 \%$

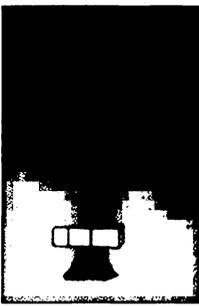
Los límites de confianza al 95% de confiabilidad son:

$$L_i = A * [P_a - S_{Pa} * 1,96] = 1\,500 * [0,761 - 0,0112 * 1,96]$$

$$L_s = A * [P_a + S_{Pa} * 1,96] = 1\,500 * [0,761 + 0,0112 * 1,96]$$

$$L_i = 1\,108,6 \text{ ha}$$

$$L_s = 1\,174,4 \text{ ha}$$



**En esta sección hemos:**

- Discutido la utilidad del muestreo por intersección de líneas.
- Establecido la metodología para hacer un muestreo por intersección de líneas.

## 7.5 Muestreos sucesivos

### 7.5.1 Generalidades

El inventario forestal continuo consiste en realizar inventarios forestales durante periodos sucesivos de tiempo

El objetivo principal de este tipo de inventarios periódicos es estimar los cambios en las características del bosque durante un tiempo dado. El proceso consiste en realizar un inventario forestal en un sitio y repetirlo uno, dos, tres o más años después. Con este proceso se busca determinar el estado inicial del bosque, el estado posterior y los cambios ocurridos entre ambos inventarios. Los cambios pueden darse en área de bosque, volumen comercial, número de árboles por hectárea, área basal, etc. Al comparar los resultados de ambos inventarios es posible estimar el crecimiento o merma del bosque, medidos en términos de área basal, volumen comercial, biomasa seca, etc.

Cada vez hay mayor interés por medir los efectos de las actividades humanas en el bosque; por ello, el interés por este tipo de muestreos también ha aumentado. Los muestreos sucesivos permiten, por ejemplo, el **monitoreo** de efectos de incendios sobre el área de bosque, o los efectos de aprovechamientos y tratamientos silviculturales en el crecimiento de los árboles (ver Camacho y Finegan 1997, Sabogal *et al.* 2001).

Un tercer objetivo de importancia creciente es el uso de los resultados en la elaboración de **modelos de crecimiento** (p.ej. Vanclay 1994, Alder 1995).

Los inventarios sucesivos pueden realizarse utilizando cuatro **esquemas** o alternativas (ver también Prodan *et al.* 1997):

- 1- Se escoge una nueva muestra de parcelas en cada inventario sucesivo.
- 2- Se mide siempre la misma muestra de parcelas en ocasiones sucesivas (inventario forestal continuo o IFC).
- 3- En la segunda ocasión, se mide un porcentaje de parcelas nuevas y se remide una porción de parcelas del primer inventario (muestreo sucesivo con sustitución parcial).
- 4- La muestra del segundo inventario es una submuestra del primero.

Loetsch *et al.* (1973) y Husch *et al.* (1983) indican que **el tercer esquema es el más eficiente**. El segundo esquema de inventario forestal continuo (IFC) es, en realidad, un esquema de Parcelas Permanentes de Muestreo (PPM) con el cual se marcan en el terreno parcelas de medición, que son medidas en ocasiones sucesivas según un cronograma preestablecido. En este tipo de parcelas los bordes y esquinas de las PPM se señalan con postes pintados, los árboles en las parcelas se numeran con placas de aluminio o plástico, y además se les pintan anillos para marcar la altura a la que se tomaron las mediciones de diámetro (Foto 7.1). En árboles de especies tropicales con aletones o gambas, se debe marcar y medir el diámetro a 1,30 y de 0,3 -1 m más arriba, ya que eventualmente el diámetro a 1,30 m pasará a ser parte de los aletones del árbol. Detalles precisos para el establecimiento y medición de PPM en bosques tropicales se pueden consultar en Synott (1979) y Camacho (2000); para El Petén, Guatemala, ver Pinelo (2000).



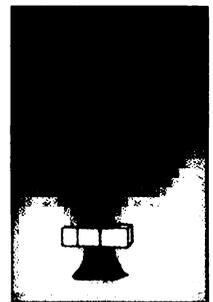
**Foto 7.1.** En árboles con aletones o gambas el punto de medición del diámetro debe ubicarse por encima del dap  
Foto: UMBN

El uso de PPM para el monitoreo de cambios en el estado del bosque es costoso, ya que las parcelas de medición deben recibir mantenimiento, y los bordes y árboles deben estar debidamente marcados. Además, se corre el riesgo de que las PPM pierdan representatividad de las condiciones de todo el bosque, ya sea porque reciben un trato especial por parte de los operarios forestales, o debido a alteraciones producidas por las visitas continuas de los evaluadores. En el caso de las PPM usadas para investigaciones específicas y/o modelos de crecimiento, estas desventajas son de menor importancia ya que la naturaleza de las investigaciones requiere de tratamientos especiales a las PPM.

De los esquemas antes mencionados, los que se emplean con más frecuencia son los dos primeros, pues son bastante simples. A continuación se explicarán los detalles de cómo analizar los datos de dos inventarios sucesivos para ambos casos. Para esquemas más complejos, como los esquemas tres y cuatro, el lector podrá encontrar detalles en Loetsch *et al.* (1973), Cunia (1965) y Prodan *et al.* (1997).

### **7.5.2 Caso 1: Una nueva muestra de parcelas en inventarios sucesivos**

En este tipo de muestreo sucesivo se usan solo parcelas temporales, ya que se obtiene una nueva muestra en cada ocasión; las muestras son, entonces, independientes. En la primera ocasión se escogen y miden 'n<sub>1</sub>' parcelas y en la segunda ocasión 'n<sub>2</sub>' parcelas. Con los datos del primer inventario se calcula un volumen comercial, un área basal o cualquier otra característica del bosque, y sus respectivos errores estándares. Los mismos parámetros se calculan para el segundo inventario. La diferencia entre los valores medios estimados en ambas ocasiones representa la estimación del cambio entre mediciones sucesivas. Si el parámetro poblacional estimado es volumen comercial (V<sub>c</sub>), se tiene un volumen comercial inicial (V<sub>c1</sub>) y su respectivo error estándar (S<sub>v1</sub>), y para el segundo inventario se tiene un volumen comercial (V<sub>c2</sub>) y su respectivo error estándar (S<sub>v2</sub>).



El cambio ( $\Delta V_c$ ) entre mediciones sucesivas se mide, entonces, con la fórmula:

$$\Delta V_c = V_{c_2} - V_{c_1}$$

El error estándar ( $S_{\Delta V_c}$ ) para la estimación del cambio ( $\Delta V_c$ ) está dado por la suma de los errores estándares al cuadrado, ya que se trata de dos muestras independientes. Esto es:

$$S_{\Delta V_c}^2 = S^2_{v_{c_1}} + S^2_{v_{c_2}}$$

$$S_{\Delta V_c} = \sqrt{S^2_{v_{c_1}} + S^2_{v_{c_2}}}$$

El error de muestreo (E) para la estimación del cambio, con una confiabilidad del  $(1 - \alpha)$  100%, está dado por una t-Student con  $n_1 + n_2 - 2$  grados de libertad. La ecuación para E es la usual, esto es:

$$E = S_{\Delta V_c} * t_{\alpha/2, n_1+n_2-2}$$

Los límites de confianza al  $(1 - \alpha)$ 100% para la estimación del cambio de volumen comercial son:

$$Li = \Delta V_c - E = \Delta V_c - S_{\Delta V_c} * t_{\alpha/2, n_1+n_2-2}$$

$$Ls = \Delta V_c + E = \Delta V_c + S_{\Delta V_c} * t_{\alpha/2, n_1+n_2-2}$$

Los inventarios sucesivos independientes pueden ser muy efectivos para estimar los estados del bosque en momentos sucesivos (Prodan *et al.* 1997). Sin embargo, para estimar el cambio son poco eficientes ya que sus errores de estimación de cambio son determinados por la suma de los errores de ambas mediciones.

### 7.5.3 Caso 2: Se mide siempre la misma muestra de parcelas

En este caso se usan parcelas permanentes. Las muestras, entonces, no son independientes. En la primera ocasión se escogen y miden 'np' parcelas permanentes y en la segunda ocasión se miden las mismas 'np' parcelas. La estimación del cambio entre mediciones sucesivas es la diferencia entre los valores medios estimados en ambas ocasiones. Si el parámetro poblacional estimado es volumen comercial ( $V_c$ ), se tiene un volumen comercial inicial ( $V_{c_1}$ ) y su respectiva varianza y desviación estándar ( $S^2_1$  y  $S_1$ ), y para el segundo inventario se tiene un volumen comercial ( $V_{c_2}$ ) y su respectiva varianza y desviación estándar ( $S^2_2$  y  $S_2$ ). Dado que en ambas ocasiones se miden las mismas parcelas, los datos u observaciones ( $V_{c_{i1}}$ ) por unidad de muestreo del primer inventario deben estar altamente correlacionados con los datos del segundo inventario ( $V_{c_{i2}}$ ). Puesto que siempre se miden las mismas parcelas, es posible calcular un coeficiente de correlación 'r' entre las observaciones de ambas mediciones. El cambio ( $\Delta V_c$ ) entre mediciones sucesivas es, entonces:

$$\Delta V_c = V_{c_2} - V_{c_1}$$

El error estándar (SDVc) para la estimación del cambio (DVc) está dado por:

$$S_{\Delta Vc}^2 = \frac{S_1^2 + S_2^2 - 2 * r * S_1 * S_2}{np}$$

$$S_{\Delta Vc} = \sqrt{\frac{S_1^2 + S_2^2 - 2 * r * S_1 * S_2}{np}}$$

En la ecuación anterior 'r' es el coeficiente de correlación entre las observaciones de la primera medición (V<sub>i1</sub>) y los de la segunda medición (V<sub>i2</sub>). La ecuación para calcular 'r' es:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{np} V_{i1} * V_{i2} - \left[ \sum_{i=1}^{np} V_{i1} * \sum_{i=1}^{np} V_{i2} \right] / np}{\sqrt{\left[ \sum_{i=1}^{np} (V_{i1})^2 - \frac{\left[ \sum_{i=1}^{np} V_{i1} \right]^2}{np} \right] * \left[ \sum_{i=1}^{np} (V_{i2})^2 - \frac{\left[ \sum_{i=1}^{np} V_{i2} \right]^2}{np} \right]}}$$

El error de muestreo (E) para la estimación del cambio, con una confiabilidad del (1-α)100%, está dado por una t-Student con np - 1 grados de libertad. La ecuación para E es la usual; esto es:

$$E = S_{\Delta Vc} * t_{\alpha/2, np-1}$$

Los límites de confianza al (1-α)100% para la estimación del cambio de volumen comercial son:

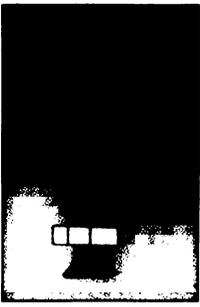
$$Li = \Delta Vc - E = \Delta Vc - S_{\Delta Vc} * t_{\alpha/2, np-1}$$

$$Ls = \Delta Vc + E = \Delta Vc + S_{\Delta Vc} * t_{\alpha/2, np-1}$$

Entre mayor sea la correlación entre las observaciones de la primera y segunda medición ("r"), menor será el error estándar en el cálculo del cambio entre inventarios

**En esta sección hemos:**

- Discutido la utilidad del muestreo en ocasiones consecutivas.
- Presentado las variantes del muestreo aplicado en ocasiones consecutivas.
- Analizado los dos casos más comunes de muestreo sucesivo: uso de una nueva muestra de parcelas y uso de la misma muestra de parcelas (inventario forestal continuo).



## 7.6 Bibliografía recomendada

- Alder, D. 1995. Growth modelling for mixed tropical forests. Tropical Forestry Papers 30. OFI, University of Oxford, Reino Unido. 231 p.
- Camacho, M. 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical. Guía para el establecimiento y medición. Serie Técnica. Manual Técnico no 42. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 52 p.
- Camacho, M; Finegan, B. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica. El crecimiento diamétrico con énfasis en el rodal comercial. Serie Técnica, Informe Técnico no 295. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no 11. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 38 p.
- Cochran, W. 1977. Sampling Techniques. 3 ed. WILEY. New York, EE.UU. 428 p.
- Cunia, T. 1965. Continuous Forest Inventory, Partial Replacement of Samples and Multiple Regression. Forest Science 11:480-502.
- Husch, B; Miller, C; Beers, T. 1983. Forest Mensuration. WILEY. New York, EE.UU. 402 p.
- Loetsch, F; Zohrer, F; Haller, E. 1973. Forest Inventory. Vol 1. BLV Verlagsgesellschaft. München, Alemania. 435 p.
- Philip, MS. 1994. Measuring trees and forests. 2 ed. CAB International. Wallingford, Reino Unido. 310 p.
- Pinelo, GI. 2000. Manual para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Serie Técnica. Manual Técnico no 40. Manejo Forestal en la Reserva de la Biosfera Maya no 10. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 52 p.
- Prodan, M; Peters, R; Cox, F; Real, P. 1997. Mensura forestal. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible no 1. IICA. San José, Costa Rica. 586 p.
- Sabogal, C; Castillo, A; Mejía, A; Castañeda, A. 2001. Aplicación de un tratamiento silvicultural experimental en un bosque de La Lupe, Río San Juan, Nicaragua. Serie Técnica. Informe Técnico no 324. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no 22. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 34 p.
- Snedecor, G; Cochran, W. 1982. Statistical Methods. 7 ed. The Iowa State University Press. 507 p.
- Steel, R; Torrie, J. 1980. Principles and Procedures of Statistics: A Biometrical Approach. 2 ed. McGraw-Hill Book Company. 633 p.
- Synott, T. 1979. A manual of permanent plot procedures for tropical rain forests. Tropical Forest Paper No. 14. Commonwealth Forestry Institute. Oxford, Reino Unido. s.p.
- Vanclay, JK. 1994. Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests. CAB International. Wallingford, Reino Unido. 312 p.
- Wenger, KF. 1984. Forestry handbook. 2 ed. WILEY. New York, EE.UU. 1335 p.

# Inventarios especiales

### 8.1 Inventarios en bosques secundarios

Bastiaan Louman  
Alejandro Mejía  
Luis Núñez

### 8.2 Inventarios de árboles fuera de bosque

David Morales  
Christoph Kleinn

### 8.3 Inventarios de productos forestales no maderables

Róger Villalobos

### 8.4 Inventarios para estimar carbono en ecosistemas forestales tropicales

Milena Segura  
Markku Kanninen

### 8.5 Bibliografía recomendada



El concepto de árboles fuera del bosque hasta hace poco ha cobrado relevancia debido a la disminución global de la cobertura boscosa  
Foto: Proyecto TRANSFORMA





## Inventarios especiales

El objetivo de este capítulo es introducir al estudiante en el tema de inventarios especiales. En el primer subcapítulo estudiamos como realizar inventarios en bosques secundarios, un recurso que alcanza cada vez más superficie en América Central y cuya importancia ha sido ampliamente discutida y reconocida en foros internacionales. En el segundo subcapítulo cubrimos el tema de inventarios en árboles fuera del bosque, un recurso que cobra día a día más relevancia debido a la disminución global de la cobertura boscosa. El inventario de productos no maderables del bosque, un recurso muy reconocido de los ecosistemas forestales, es tratado en el subcapítulo tres. Por último, en el subcapítulo cuatro abordamos el inventario para estimar carbono en ecosistemas forestales tropicales, otro tema que ha cobrado gran relevancia en los últimos años.

### 8.1 Inventario en bosques secundarios

Un bosque secundario es *"la vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que fueron abandonadas después de que su vegetación original fue destruida por la actividad humana"* (Finegan 1992). En América Central, el área bajo bosques secundarios ha aumentado significativamente desde la década de 1980, aunque aparte de Costa Rica, hay pocos datos sobre su extensión real. En Costa Rica, las estimaciones en cuanto a su extensión varían, pero las más conservadoras hablan de 400 000 ha (Finegan 1992, Mueller 1998). La importancia de los bosques secundarios en América Latina ha sido ampliamente discutida en foros internacionales (ver, p.ej., Guariguata y Finegan 1998) y algunos de los ejemplos de actividades silviculturales mejor conocidos son de bosques secundarios (Baur 1964, Finegan 1992, Hutchinson 1993).

Los bosques secundarios son muy distintos de los bosques primarios intervenidos en cuanto a su composición florística y estructura; por lo menos durante los primeros 30 a 75 años, dependiendo de la intensidad del uso antes del abandono (Whitmore 1998). En las primeras fases, los bosques secundarios son dominados por especies heliófitas y muestran una estructura coetánea (Whitmore 1998, Finegan 1992). No obstante, por el origen y naturaleza de su formación, pueden diferir en cuanto a composición florística y estructura. En consecuencia, no hay recetas sobre prácticas generales de manejo en este tipo de bosques, sino que es necesario obtener información acerca de la dinámica de cada bosque específico. De hecho, a menudo hay que establecer una secuencia de diferentes muestreos para monitorear su desarrollo (Finegan 1992). Además, los bosques secundarios ocurren con frecuencia en fragmentos de pocas hectáreas, que incluyen árboles remanentes de especies aprovechables y forman parte de unidades agrícolas privadas, donde la actividad principal es de índole agropecuaria (Colán 1998).

La composición florística y estructura es muy diferente entre bosques primarios intervenidos y bosques secundarios

Debido a todas estas consideraciones, en los últimos años se ha trabajado en modificar propuestas de muestreo apropiadas para las condiciones particulares de los bosques secundarios. Así, se buscan opciones que, por un lado **den información confiable** sobre la vegetación y por otro, ofrezcan **metodologías sencillas, fáciles de aplicar y entender** por los dueños de los bosques (ver, p.ej., Quesada 2000). Lo que se presenta aquí es una adaptación del protocolo de levantamiento de vegetación en bosques secundarios, pro-



puesto por el proyecto de investigación "Manejo de Bosques Secundarios en América Tropical" (CATIE *et al.* 1998).

### 8.1.1 Objetivo del inventario en bosques secundarios

El objetivo de esta metodología es evaluar el **potencial de los bosques secundarios (BS)** para el aprovechamiento, tanto de productos maderables como no maderables, tomando en cuenta la importancia de estos bosques en la producción y la conservación. Para cumplir con el objetivo, la información a recolectar incluye, además de la composición florística y estructural de las plantas leñosas, información sobre el tamaño de los parches de bosque, ubicación dentro de la finca, usos de la tierra aledaña al BS, historia de uso del terreno donde se ubica el BS, y observaciones sobre la presencia o ausencia de especies que puedan brindar productos no maderables, así como las condiciones de sitio específicas en que se encuentran.

### 8.1.2 Preparación del inventario

La preparación del inventario incluye cinco actividades básicas (adaptada de CATIE *et al.* 1998):

1. Búsqueda e interpretación de material fotográfico y cartográfico
2. Elaboración del historial del sitio
3. Identificación de especies de interés
4. Elaboración de croquis/mapa de cobertura forestal de las Unidades Agrarias seleccionadas
5. Diseño del inventario

#### *Búsqueda e interpretación de material fotográfico y cartográfico*

El **material fotográfico** es opcional y su utilidad depende de la escala del trabajo; son necesarias en áreas grandes de BS o en proyectos que abarcan más de una unidad agraria. El **material cartográfico** se utiliza principalmente para ubicar el bosque en su entorno, tomando en cuenta un mapa catastral e indicando además cursos hídricos, pendientes fuertes, tierras aledañas con sus usos actuales y vías de acceso. Las fotos se utilizan para confirmar la información de los mapas, y, en casos de BS de gran extensión o múltiples áreas de BS, para estratificarlos con base en la estructura (altura total y densidad), y si fuera posible, la composición florística general. Esta información se debe verificar en el campo por medio de un recorrido exploratorio y entrevistas con los dueños del bosque. En muchas ocasiones, este procedimiento es muy útil pero difícil de aplicar por falta de fotos aéreas recientes. Por esta razón, mucha de la información cartográfica y de accidentes geográficos hay que generarla mediante métodos sencillos, como el método de brújula y cinta en mano que se presentará más adelante.

#### *Elaboración del historial del sitio*

La historia de la finca y del bosque es importante para **interpretar los datos obtenidos del inventario**. Bosques con la misma edad desde el abandono del uso agropecuario pueden estar en diferentes fases de desarrollo, y es importante conocer las posibles causas de estas diferencias. Muchos años de ganadería con alto número de cabezas por hectárea pueden afectar el desarrollo inicial de un bosque, por la compactación causada por el ganado y la dinámica de proliferación de semillas generadas por la crianza de ganado. Sin embargo, luego de varios años, el BS ayuda a recuperar la densidad del suelo original y a mejorar el potencial productivo del sitio. En otros sitios con igual disponibilidad de semillas, el BS puede tener la misma edad y estar en la misma fase de desarrollo, pe-

El inventario en BS busca información sobre la composición florística y estructural de las plantas leñosas, tamaño de los parches, ubicación dentro de la finca, usos de la tierra aledaña al BS, historia de uso del terreno y observaciones sobre presencia o ausencia de especies que puedan brindar productos no maderables

## Inventarios especiales

ro el suelo nunca fue sujeto a compactación, ni a quemas. En este caso, entonces, la historia del sitio indica que el lento desarrollo se debe a características intrínsecas del sitio, y que es poco probable que el bosque aumente su productividad en un futuro cercano.

Para hacer el historial de una unidad agraria, finca y del bosque, se **entrevista** a los dueños para conseguir información sobre los siguientes aspectos:

- Principales componentes de la finca
- Área de la propiedad
- Permanencia en la zona
- Sistema de producción, uso del fuego, uso anterior del área
- Tiempo y causa del abandono del sitio
- Años probables del bosque, o edad
- Tenencia de la tierra
- Uso futuro del área de bosque
- Manejo que se da al bosque y productos maderables y no maderables que se pueden obtener, precios de esto productos en el mercado local y en otras regiones
- Mano de obra, familia y escolaridad

### *Identificación de especies de interés*

Al igual que en los inventarios 'corrientes', es importante identificar las especies de interés. Hay que considerar, sin embargo, que a menudo las especies de interés pueden ser **diferentes** a las de bosques primarios; especialmente en cuanto a especies no tradicionales y usos no maderables o artesanales (Araujo 2001). Las especies se identifican con base en información de estudios del mercado y entrevistas con los dueños de los BS, para conocer las preferencias y usos locales. Posteriormente, la lista se **verifica en el campo** con ayuda de un baqueano o matero, y en función de la demanda actual en el mercado.

### *Elaboración de croquis/mapa de cobertura forestal de las Unidades Agrarias seleccionadas*

Para realizar el inventario es necesario conocer el **potencial forestal** de la unidad agraria y la ubicación exacta de las áreas dedicadas a los diferentes sistemas de producción (cultivos, pastizales, etc.), estrato del bosque secundario y linderos de las áreas, incluyendo accidentes geográficos y áreas de protección más importantes, como quebradas, ojos de agua, cerros, caminos, e infraestructura como casas, corrales, etc.

El mapa se puede elaborar directamente a partir de la fotografía aérea, si la escala lo permite. En caso contrario, se realiza un levantamiento de campo utilizando la metodología desarrollada en el Capítulo 3. Para fincas pequeñas (<30 ha) se recomienda usar una escala de 1:1 000 a 1:2 000, y para fincas mayores una escala de 1:10 000. En fincas grandes, sin embargo, puede ser necesario realizar por aparte un croquis del bosque en escala mayor (1:1 000 o 1:2 000) si la superficie del bosque es mucho menor que la de la finca. Luego, con base en el mapa se calcula el área del BS según uno de los métodos presentados en el Capítulo 3.

### *Diseño del inventario*

Hay pocas experiencias de inventarios formales en BS, y la tendencia es utilizar **muestras sistemáticas** por su facilidad de ubicar las parcelas dentro del bosque. Por el tamaño de los árboles y la homogeneidad esperada en estructura y composición florística del BS, normalmente se usan parcelas de 10m x 10m para árboles con un dap  $\geq 10$  cm (Que-





sada 2000, CATIE *et al.* 1998). Este tamaño inicialmente fue recomendado por Hutchinson (1993) para muestreos diagnósticos, y se deriva de los muestreos de regeneración en los sistemas silviculturales monocíclicos desarrollados en Malasia. El muestreo diagnóstico (MD) propuesto por Hutchinson (1993) no es equivalente a un inventario por, entre otras razones, la información limitada que recoge. El uso de estas parcelas para inventarios de bosques secundarios se justifica por la mayor **cantidad de datos** que recolecta (de todas las plantas con dap  $\geq 10$  cm) y la consideración de **aspectos estadísticos** en el diseño.

Esto significa que hay que revisar el error de muestreo y ajustar el número de parcelas para obtener un **error aceptable** (ver también Capítulo 4). En la práctica, sin embargo, uno podría obtener un error aceptable con relativamente pocas parcelas; el riesgo que se corre es el error sistemático en el diseño. El efecto de este error podría multiplicarse en los cálculos de cifras por hectárea, si el número de parcelas es menor a 100 (100 x 0,01 ha cada parcela = 1 ha). Por esta razón, el número de parcelas nunca debe ser menor a esa cantidad. Hutchinson (1993) recomienda el mismo número mínimo de parcelas para el MD.

Es recomendable utilizar estas parcelas como base para el inventario. Sin embargo, nuestra experiencia es que, en bosques secundarios que contienen árboles remanentes, los resultados del muestreo no demuestran la existencia de estos árboles, ya que ocurren con poca frecuencia. Por ello, para complementar el muestreo, recomendamos un inventario a 100% de todos los **árboles remanentes** a partir de 20 cm dap en bosques recién desarrollados (menos de 20 años), o a partir de 40 cm dap en bosques de mayor edad (>20 años). Si ubicamos la información del censo en el croquis del BS, este servirá para la planificación de actividades silviculturales o de aprovechamiento.

En los BS a menudo abunda la vegetación joven; de hecho, estas categorías de vegetación dominan casi siempre

Los BS generalmente tienen una alta abundancia de **vegetación joven** y a menudo están dominados por estas categorías de vegetación. Su muestreo, entonces, es importante para poder describir el potencial del bosque. Este muestreo se realiza en subparcelas de tamaños ajustados al tamaño de la vegetación por muestrear (Cuadro 8.1.1).

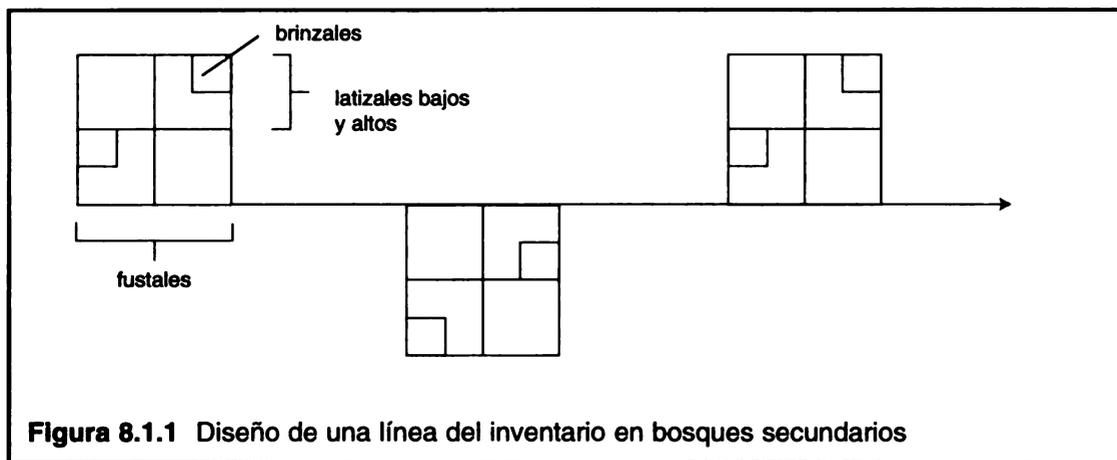
Cuadro 8.1.1 Tamaño de parcelas del inventario según tamaño de la vegetación por muestrear		
Categoría de vegetación	Dimensiones	Tamaño de (sub)parcela
Brinzales	0,30 m - < 1,50 m de altura total	2 x 2 m
Latizales bajos	1,50 m - 4,9 cm dap	5 x 5 m
Latizales altos	5 cm dap - 9,9 cm dap	5 x 5 m
Fustales	10 a 39,9 cm dap	10 x 10 cm
Remanentes	>40 cm dap (o 20 cm dap en caso de un bosque muy joven)	Inventario de 100% o censo

Se recomienda que las parcelas se ubiquen en **forma de nido** (Fig. 8.1.1), con dos subparcelas de 5m x 5m en cada parcela de 10m x 10m, y una de 2m x 2m en cada una de 5m x 5m, según las recomendaciones de Sáenz y Finegan (2000). La intensidad de muestreo se establece generalmente con base en las parcelas de 10m x 10m; se recomienda un mínimo de 100 parcelas por BS o estrato de BS en bosques de menos de 10 ha, y de 10% para bosques de 10 a 50 ha. En bosques mayores relativamente homogéneos el número

## Inventarios especiales

de parcelas se determina, según lo descrito en el Capítulo 4, mediante el coeficiente de variación del área basal (para fustales) o el número de plantas (para latizales) a partir de un muestreo.

Es conveniente ubicar la parcela de 10m x 10m a **orillas del carril base**, y las subparcelas de 2m x 2m en la esquina opuesta al carril base, para evitar que la apertura del carril afecte la vegetación por muestrear. La intensidad de muestreo de latizales y brinzales se ha determinado en forma empírica; podría variar si la confiabilidad de los datos lo requiere. En tal caso, se deben hacer los cálculos del error de muestreo utilizando el número de plantas o ejes como variable. Estas parcelas no son adecuadas para BS de mayor tamaño y que, además, estén en la tercera o cuarta fase de desarrollo, pues su estructura y composición florística es similar a la de bosques primarios discetáneos. En estos BS se deben aplicar diseños de inventarios similares a los de bosques primarios discetáneos.



### 8.1.3 Ejecución del inventario

Una vez que ya tenemos el mapa y el diseño, empezamos a establecer las parcelas y realizar las mediciones. Generalmente una cuadrilla de un técnico con dos asistentes es suficiente. El personal debe estar bien capacitado en la **identificación de las especies y la recolección de muestras botánicas** para su posterior identificación. (Fotos 8.1.1 a y b) Es importante que estos conocimientos no se limiten sólo a especies leñosas, ya que el inventario también toma en cuenta las palmas y especies herbáceas identificadas como de uso especial.

Las variables a medir y/o anotar aparecen en el Cuadro 8.1.2. A diferencia de un inventario en bosque primario, se toma nota de la forma de regeneración (rebrote o no), del estado de iluminación y presencia de lianas; en las parcelas de 10m x 10m se mide, además, la altura total y calcula la edad del tacotal. **La secuencia recomendable de las mediciones** es empezar con las plantas más pequeñas y seguir hasta los árboles más grandes; así se evita pisar la regeneración antes de medirla. Existen formularios para la toma de datos (p.ej. CATIE *et al.* 1998, Mejía *en prep*<sup>1</sup>.), pero se recomienda ajustarlos a las necesidades locales de información y de los programas de procesamiento de datos que se vayan a utilizar.



En el inventario del BS se anota la forma de regeneración, estado de iluminación y presencia de lianas

<sup>1</sup> A Mejía. Manual de inventarios para bosques secundarios. UCA/CATIE/PROFOR.



**Fotos 8.1.1** En las fotos se observa una muestra botánica (a), y la corteza externa e interna de un fuste (b) de *Vochysia koschnyi*; la identificación correcta de las especies es fundamental en inventarios forestales  
Fotos: Adolfo Vera

#### 8.1.4 Análisis de los resultados

El proceso de análisis de información es muy similar al de los inventarios discutidos anteriormente. Es importante determinar la **fase de desarrollo del BS**, y con ayuda de la altura total promedio del rodal, estimar la calidad del sitio en relación con otros BS de la misma edad y composición florística similar pero en sitios distintos.

Antes de analizar los datos hay que digitalarlos. Algunos programas de procesamiento de datos de inventarios también funcionan para los inventarios de BS. Es importante revisar si estos programas permiten el uso de parcelas de diferentes tamaños. El programa IBL<sup>2</sup>, por ejemplo, lo permite, y se puede utilizar para el conteo del número de individuos y para los cálculos del área basal y volumen por hectárea de los fustales y remanentes. El primer paso de la digitación es la **revisión de los datos de campo**. Después, los datos se digitan en la base de datos, se imprimen los resultados y se revisa que no haya errores de digitación, comparando la impresión con las hojas de campo.

Los principales parámetros a calcular son: abundancia, área basal por hectárea y volumen por hectárea para los árboles que ya tienen tamaños aprovechables. El análisis de las variables silviculturales como rebrotes, iluminación de copa, presencia de lianas, se hace mediante cuadros que agrupan las especies según su uso y calculan los parámetros mencionados por clase de variable; por ejemplo, porcentaje de latizales altos de especies comerciales que tienen una buena iluminación.

Abundancia, área basal por hectárea y volumen por hectárea son los principales parámetros que se evalúan en árboles que ya tienen tamaños aprovechables

<sup>2</sup> Inventarios para Bosques Latifoliados, Versión 2.0, desarrollado por Asdrúbal Calderón para el proyecto CATIE-TRANSFORMA



<b>Cuadro 8.1.2 Variables a medir y anotar por categoría de vegetación</b>			
<b>Categoría de vegetación</b>	<b>Tamaño de parcela</b>	<b>Variables</b>	<b>Observaciones</b>
<b>Arboles jóvenes</b> (individuos de 0,30 m hasta 1,50 m altura y dap <5cm)	4 m <sup>2</sup>	Nombre de las especies Número de individuos Presencia de lianas Forma vegetativa Fuente de rebrote	Se registran los individuos con uso actual y potencial, maderables y no maderables
<b>Arboles juveniles</b> (individuos de 5,0 a 9,9 cm dap)	25 m <sup>2</sup>	Nombre de las especies Número del árbol Número de ejes o rebrotes Diámetro altura pecho Fuente de rebrote Condición y forma del fuste Exposición de copa Presencia de lianas	Se incluyen especies leñosas, palmas y lianas; todos los individuos sin importar el uso
<b>Arboles Fustales</b> (individuos a partir de dap >10 cm)	100 m <sup>2</sup>	Nombre de las especies Número de ejes o rebrotes Diámetro altura de pecho Fuente de rebrote Exposición de copa Condición y forma de fuste Porcentaje cobertura de lianas Nombre de lianas e importancia Altura comercial	Se incluyen especies leñosas, palmas y lianas (todo individuo que este dentro de la parcela). Se anotaran observaciones de importancia en cada sub parcela
<b>Arboles maduros I</b> (censo de árboles con dap >40 cm, si la edad del bosque es ≥20 años)	Toda el área del bosque	Nombre de la especie Diámetro altura de pecho Número de árbol Número de ejes o rebrotes Fuente de rebrote Exposición de copa Condición y forma de fuste Porcentaje cobertura de lianas Altura comercial	Se incluyen todos los individuos, también palmas; a nivel de parcela se anota altura total y edad estimada del tacotal
<b>Arboles maduros II</b> (censo de árboles con dap <20 cm, si la edad del bosque es <20 años)	Toda el área del bosque	Nombre de la especie Diámetro altura de pecho Número de ejes o rebrotes Fuente de rebrote Exposición de copa Condición y forma de fuste Porcentaje cobertura de lianas Altura comercial	Se incluyen todos los individuos, también palmas; a nivel de parcela se anota altura total y edad estimada del tacotal

**En este subcapítulo hemos:**

- Conocido los aspectos a considerar en la ejecución del inventario en bosques secundarios:
  - El objetivo del inventario
  - El diseño del inventario
  - La información a recolectar
- Detallado las actividades básicas para realizar el inventario
- Presentado el análisis de los datos



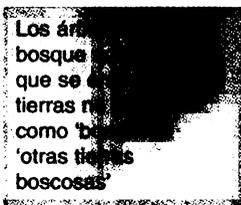
## 8.2 Inventario de árboles fuera del bosque

### 8.2.1 Introducción

Durante los últimos 15 años, la preocupación por los bosques del mundo ha pasado a ocupar un lugar importante en el programa político de la comunidad internacional. La atención se centra en la importancia de los bosques y en su contribución al desarrollo sostenible y la estabilidad ambiental en general. Sin embargo, para millones de personas de muy distintos entornos del planeta, como las zonas áridas o montañosas degradadas por efecto de la invasión agrícola o residencial, o en los núcleos urbanos, los bosques no son un elemento de la vida cotidiana. En algunas de estas zonas nunca han existido bosques, y en otras han desaparecido (FAO 2000).

Tradicionalmente, los inventarios forestales en varias partes del mundo se han concentrado en el monitoreo y evaluación de las áreas boscosas. Con las altas tasas de deforestación y pérdidas de cobertura, el interés por el papel que los árboles fuera de bosque (AFB) juegan en el aporte de bienes y servicios, ha aumentado de manera significativa. Se sabe que los AFB juegan un papel muy importante en el **secuestro de carbono, como fuente de leña, en el control de la erosión, estabilización climática, apoyo al desarrollo de áreas rurales y conservación de biodiversidad**, entre otros.

El concepto de árboles fuera de bosque, para las personas encargadas del manejo de recursos naturales en general, no es nuevo; hace décadas disciplinas como la agroforestería y la forestería urbana incorporaron algunas clases de AFB como objeto de sus investigaciones, pero hasta hace poco han cobrado relevancia debido a la disminución global de la cobertura boscosa. En la actualidad, el concepto de AFB se discute como un concepto genérico, aunque se trata de un recurso extremadamente heterogéneo que cada día cobra mayor importancia. Inclusive hoy en día se está empezando a hablar de cambios de **cobertura arbórea**, en vez de **cobertura boscosa**.



Según definición de la FAO (1998), los árboles fuera de bosque son aquellos que se encuentran en tierras no definidas como 'bosque' u 'otras tierras boscosas'. Se incluyen los árboles establecidos en terrenos boscosos con una superficie menor de 0,5 ha; árboles capaces de alcanzar una altura mínima de 5 m en la madurez, en sitios cuyo grado de espesura sea inferior al 20%; árboles dispersos en prados y pastizales permanentes; cultivos arbóreos permanentes como frutales y cocoteros; árboles en parques y jardines, en torno a edificios y en líneas a lo largo de calles, carreteras, líneas férreas, ríos, arroyos y canales; árboles en cinturones protectores de menos de 20 m de anchura y 0,5 ha de superficie.

Gran parte del contenido de este manual de inventarios forestales se ha enfocado en la realización de inventarios en bosque. En esta sección nos enfocaremos en los aspectos más importantes y necesarios para el inventario del recurso arbóreo fuera de bosque. La metodología que a continuación se presenta fue desarrollada por el CATIE, a través de su Proyecto Inventario del Recurso arbóreo Fuera del Bosque (TROF), llevado a cabo entre 1998-2001 en América Central.



## 8.2.2 Nociones relevantes en la definición de un Inventario de AFB

El recurso AFB posee particularidades importantes que hay que tomar en cuenta a la hora de planificar e implementar un inventario de AFB en áreas grandes. Estas características son brevemente resumidas en el Cuadro 8.2.1 Las principales **características biofísicas** son la heterogeneidad, la baja densidad relativa de árboles por área y la dinámica del recurso. En el cuadro también se listan algunos aspectos relevantes sobre las fuentes de información (imágenes de satélite, trabajo de campo).

Las principales características biofísicas de los AFB son la heterogeneidad, la baja densidad relativa y la dinámica del recurso

De acuerdo con Kleinn y Morales (2002), un inventario de AFB tiene algunas semejanzas, pero también **diferencias** con respecto a un inventario en bosque. Las mayores diferencias se dan en el estatus biofísico del recurso, y en cuestiones organizacionales y logísticas. Mientras los conceptos básicos de inventarios en bosque tienen un buen desarrollo, en el caso de AFB se deben realizar algunas adaptaciones a la teoría general de inventarios. En el Cuadro 8.2.2 se anotan algunas semejanzas y diferencias generales entre ambos tipos de inventarios.

## 8.2.3 Métodos para el inventario de árboles fuera de bosque

En nuestros países, cuando se habla de inventario de AFB, por lo general nos referimos a censos de árboles individuales en potreros o pastizales, los cuales se contabilizan con fines de aprovechamiento de madera para aserrío. En estos casos, lo usual es realizar un croquis del área para ubicar los árboles por aprovechar en el campo. A los árboles se les miden algunos atributos como diámetro a la altura de pecho, especie y altura.

Dicha metodología funciona en áreas pequeñas, donde sólo se requiere registrar la presencia de árboles de interés comercial. Pero cuando se trata de áreas grandes, unas 200 000 ha por ejemplo, realizar un censo de todos los árboles potencialmente comerciales sería una labor casi imposible. Además, se imposibilita lograr una visión total del recurso arbóreo dentro de la finca, y mucho menos a escala regional o nacional, que nos permita planificar el manejo sostenible del recurso.

En la literatura no se encuentran muchas referencias sobre inventarios de AFB en grandes áreas. Sylvander (1981), Holmgren *et al.* (1994), Won (2001), Proyecto TROF (2001) son algunos ejemplos interesantes de inventarios de AFB.

Las **metodologías** para la estimación de árboles fuera de bosque pueden ser clasificadas en tres grupos principales:

- Estimaciones basadas en consultas a expertos e información complementaria.
- Estimaciones basadas en trabajo de campo, únicamente.
- Estimaciones basadas en trabajo de campo y apoyadas con información remota.

### *Estimaciones basadas en consultas a expertos e información complementaria*

Estas tienen como sustento la experiencia de expertos; por ejemplo, estimaciones de árboles en potreros deducidas por personas que trabajan en ganadería. Además de la opinión de expertos, se utiliza información complementaria como mapas del uso de la tierra en una determinada región, que nos permitan extrapolar la información de los expertos. Por supuesto, dichas estimaciones poseen mucho sesgo y no tienen validez estadística, pero en algunas ocasiones son útiles.



<b>Cuadro 8.2.1 Particularidades de los AFB útiles para el diseño de metodologías de inventario forestal del recurso</b>	
<b>Situación</b>	<b>Observación y metodología</b>
<p><b>Sensores remotos</b></p> <p>Visibilidad limitada en las imágenes de satélite</p> <p>Áreas cubiertas por nubes</p> <p>Disponibilidad de fotografías aéreas en escalas apropiadas</p> <p>Cambios estacionales asociados a la cobertura del suelo (cultivos)- se observan cambios entre distintas épocas del año</p> <p>Dinámica relativamente rápida</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Identificación de co-variables visibles</li> <li>- Relación con cobertura y uso del suelo u otras categorías "visibles"</li> <li>- Utilización de sensores remotos de alta resolución</li> <li>- Tratar estas áreas como no respuesta</li> <li>- Proveer fotografías aéreas – costos?</li> <li>- Uso de imágenes de satélite de alta resolución</li> <li>- Utilizar imágenes multitemporales</li> <li>- Utilizar mapas de uso e información colateral</li> <li>- Verificar en el campo es esencial</li> <li>- Utilización de imágenes actualizadas</li> <li>- Verificación de campo esencial</li> </ul>
<p><b>Cuestiones organizacionales</b></p> <p>Acceso denegado</p> <p>Acceso limitado debido a cultivos</p> <p>Es deseable realizar comparaciones con el bosque</p> <p>Distribuido/baja densidad /bajo valor por hectárea</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bajo número de parcelas en el campo</li> <li>- Tratar de obtener la mayor cantidad de información posible de los sensores remotos</li> <li>- Aplicación de métodos de no respuesta</li> <li>- Organizar el trabajo de campo adecuadamente</li> <li>- Utilizar "mediciones remotas" en el campo</li> <li>- Establecer también parcelas en bosque</li> <li>- Combinar con otras actividades e inventarios</li> </ul>
<p><b>Aspectos de las parcelas de campo</b></p> <p>Recurso heterogéneo:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Con respecto a su arreglo geométrico</li> <li>- Con respecto a su densidad</li> </ul> <p>Conceptos diferentes de bosque</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Utilizar diferentes diseños de parcelas</li> <li>- Utilizar diferentes tamaños de parcelas</li> <li>- Utilizar diferentes intensidades de muestreo</li> <li>- Utilizar diseños adaptativos de muestreo</li> <li>- Utilizar un solo concepto y especificarlo</li> </ul>
<p><b>Aspectos del análisis</b></p> <p>Varios modelos de volumen/biomasa/carbón desarrollados para bosque no son aplicables a AFB</p>	<p>Desarrollo de nuevos modelos</p> <p>Revisión y validación de modelos ya existentes</p>
<p>Fuente: Kleinn y Morales 2001</p>	



<b>Cuadro 8.2.2</b> Comparación entre inventarios de AFB e inventarios en bosques	
Semejanzas generales	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Interés general en la información</li> <li>- Por lo general, se muestrean los mismos atributos de los árboles</li> <li>- Algunos problemas con imágenes de satélites: nubosidad, clasificación</li> </ul>
Diferencias en cuanto a organización	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tema intersectorial: ¿Quién es el responsable? AFB no es una categoría, no es bosque ni es un cultivo</li> </ul>
Diferencias en cuanto a logística	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Acceso físico más fácil</li> <li>- Infraestructura en caminos mejor</li> <li>- Existe menos experiencia</li> <li>- Diferencias en tenencia de la tierra</li> <li>- Diferencias en la estructura del uso de la tierra</li> </ul>
Diferencias en el recurso	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Recurso más heterogéneo con respecto a:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- Arreglo espacial / densidad</li> <li>- Funciones / usos</li> <li>- Cambios estacionales</li> <li>- Mayor dinámica del recurso</li> <li>- Menor densidad por área</li> </ul> </li> </ul>

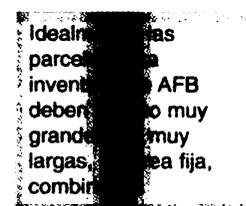
*Estimaciones basadas en trabajo de campo*

De acuerdo con Rathore y Prasad R (2002), en el pasado predominaron los inventarios de recursos naturales basados en trabajo de campo. Aunque estas metodologías son bastante precisas, presentan limitaciones en términos de cobertura de área, tiempo, costos y replicabilidad. Otro factor que fomentó la preferencia por inventarios basados en el trabajo de campo en el pasado, era la pobre disponibilidad y altos costos de información remota. Actualmente, el uso de sensores remotos de alta resolución es más factible, aunque deberá pasar algún tiempo para que su precio sea más accesible.

**8.2.4 Tipos de parcela a utilizar**

Kleinn y Morales (2001) analizaron los posibles diseños de las parcelas de campo para el inventario de AFB: **parcelas en líneas, parcelas de puntos, parcelas Bitterlich, parcelas de área fija**. Las principales conclusiones obtenidas fueron las siguientes:

- Las parcelas no deben ser muy grandes (se recomienda un área de alrededor de 0,1 ha como máximo). El argumento principal para esta conclusión es la estructura espacial del arreglo de los AFB. Las parcelas grandes podrían contener una gran cantidad de árboles, lo que dificultaría el trabajo de campo; o bien, podrían contener un único árbol, y ubicarlo en una parcela grande demanda mucho tiempo. En una parcela pequeña, las cuadrillas de campo pueden saber cual árbol está o no dentro de la parcela desde el primer momento.
- Desde el punto de vista práctico, es recomendable que las parcelas no sean muy largas (se recomiendan parcelas circulares). Con parcelas largas de repente habría que solicitar varios permisos a diferentes propietarios, y esta labor puede ser muy complicada, por lo que hay que tratar de minimizarla. En aquellos casos donde la solicitud de permisos no sea un problema, se recomiendan parcelas en franjas por sus ventajas estadísticas.
- Las parcelas deben de ser de área fija, ya que el análisis es mucho más sencillo y directo. Sin embargo, en este tipo de parcelas se presenta una gran diversidad de arre-





glos espaciales de los AFB, ya que es difícil definir un factor común de área basal, por ejemplo, para establecer parcelas con relascopio. El arreglo espacial está lejos de ser aleatorio, por lo que las parcelas de distancia-punto pueden ser muy sesgadas. Las parcelas de líneas podrían ser combinadas con otros tipos de parcelas, de hecho no es recomendable utilizarlas solas.

- Las parcelas podrían ser combinadas en conglomerados de subparcelas. Esto depende principalmente de la organización del trabajo de campo. Dado que con frecuencia el transporte en el campo es un factor limitante, los conglomerados de subparcelas son atractivos.

### 8.2.5 Opciones para el diseño de muestreo de AFB

Hay varias opciones de muestreo que podrían ser aplicados en un inventario de AFB: muestreo con probabilidades desiguales, muestreo estratificado, muestreo aleatorio simple, muestreo en conglomerados, muestreo sistemático, muestreo en conglomerados adaptativo, muestreo inverso. Como varios de estos diseños de muestreo fueron discutidos en capítulos anteriores, no vamos a profundizar en ellos. Solamente haremos referencia a su aplicabilidad en el campo de los AFB (para más detalles y profundizar al respecto, ver Kleinn y Morales 2001).

#### Muestreo aleatorio

El muestreo aleatorio presenta una gran relevancia para desarrollos teóricos, pero su aplicación es poco eficiente para el muestreo de recursos naturales (ver Kleinn y Morales 2001).

La principal interrogante de este sistema, es cómo asignar la selección de probabilidades. La teledetección parece ser una buena fuente de información para tal efecto. En el proyecto TROF se realizó un análisis para la asignación de la selección de probabilidades de selección basada en la **cobertura de copas** analizadas en fotografías aéreas, y se determinó por medio de la correlación encontrada, que dicha variable no es la más indicada, aunque probablemente haya otras variables auxiliares que permitan aplicar este método en AFB.

#### Muestreo estratificado

La estratificación por lo general ayuda a aumentar la precisión. Sin embargo, para aplicarlo, se requiere tener a mano, **información previa** de la población de interés, para poder realizar la estratificación adecuadamente. No es recomendable establecer más de seis estratos.

El proyecto TROF realizó diversos análisis para determinar la viabilidad de la estratificación. Se encontró que una simple estratificación en tres tipos de estratos: bosque, áreas de AFB y áreas sin árboles, aumenta la precisión del inventario, ahorra tiempo y recursos en la planificación del mismo. Sin embargo, para hacer esta estratificación es necesario conocer *a priori* las características de la población que se quiere estratificar.

Al igual que en el muestreo con probabilidades desiguales, los sensores remotos son una excelente fuente de información. No obstante, sensores de baja resolución, como Landsat, no son útiles para determinar los sitios donde hay o no árboles. Con este sensor se podría establecer la diferencia entre bosque y áreas no boscosas, pero esta estratificación es insuficiente para un inventario de AFB. Con sensores de alta resolución, como IRS, Ikonos ó fotografías aéreas, sí es posible identificar la presencia de árboles. Esto permite hacer una **estratificación en dos estratos**: parcelas con árboles (donde vale la pena ir al cam-

El muestreo estratificado es útil si tenemos la información necesaria para estratificar la población; sino dicho diseño de muestreo no se recomienda

po para realizar mediciones) y parcelas sin árboles. Además de que permite organizar el trabajo de campo de manera eficiente (evitando buscar parcelas en donde no hay árboles), esta estratificación aumenta considerablemente la precisión de las estimaciones.

### Muestreo en conglomerados

En inventarios forestales de áreas grandes, el muestreo en conglomerados es uno de los más empleados. La característica que lo hace uno de los más populares, no tiene que ver con la precisión estadística de los resultados, sino con la **aplicabilidad**, ya que reduce costos de transporte y tiempo al establecer las parcelas. Otra característica es que se pueden utilizar **parcelas de distintas formas dentro de un mismo conglomerado**. Para la aplicación de este tipo de sistema de muestreo a AFB, se deben tener en mente los siguientes aspectos (Kleinn 1996):

- Tamaño y forma de las subparcelas
- Número de subparcelas a utilizar
- Arreglo espacial de las subparcelas
- Distancia entre parcelas

En la sección correspondiente a parcelas, ya analizamos el tamaño y la forma de las subparcelas. El **número** de subparcelas depende principalmente de cuántas parcelas puedan establecer las cuadrillas de campo en un día de trabajo, para evitar que deban regresar al mismo sitio otro día. Por consiguiente, esto se relaciona con otros factores que afectan el tiempo de establecimiento de la parcela (tamaño de la subparcela, distancia entre parcelas). La definición del número de subparcelas se basa en la experiencia y/o datos de inventarios previos.

Desde un punto de vista estadístico, a mayor distancia promedio entre subparcelas, mejor, debido a que por lo general la correlación entre el conglomerado es menor. En este sentido, dando un número constante de subparcelas, la línea sería la forma ideal. Sin embargo, desde el punto de vista del trabajo de campo, es mejor usar formas compactas como triángulos o cuadrados, donde se pueda finalizar la parcela en el punto que se inició. La forma de cruz, no es muy adecuada debido a la relativa proximidad de las subparcelas con la parcela central (Fig. 8.2.1).

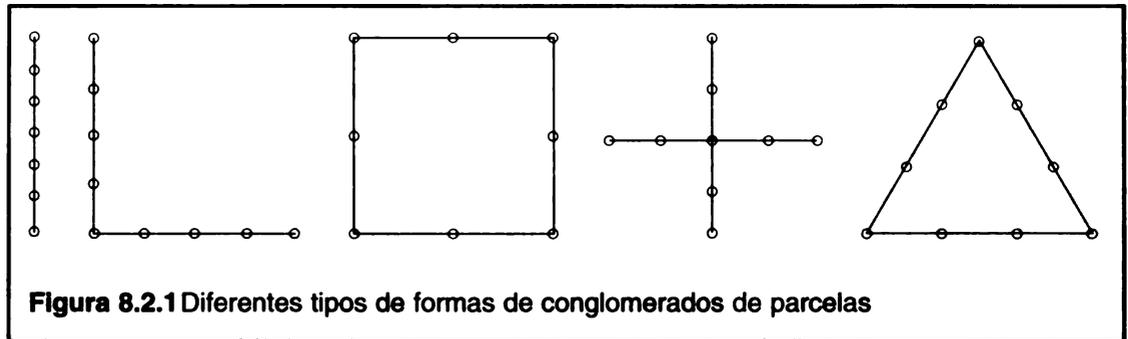
En cuanto a la **distancia** entre subparcelas, se debería usar aquella en la cual el promedio de la correlación entre puntos cercanos y vecinos es baja. Por lo general esta correlación se describe en términos de funciones de co-varianza, que dan la co-varianza de las variables objetivo entre pares de puntos de observación como función de la distancia entre estos puntos.

Si se usan subparcelas muy cercanas, la correlación entre ellas podría ser alta, con lo que la información colectada no ofrece datos adicionales. En distancias de alrededor de 350 m entre subparcelas se obtuvieron correlaciones cercanas a cero; esto podría significar que la distancia mínima entre subparcelas debería ser de 350 m.

### Muestreo multietápico

El muestreo multietápico es bastante útil para **inventarios en grandes áreas** de recursos naturales. Una de las principales ventajas prácticas que presenta es la reducción en costos de transporte debido a la concentración del trabajo de campo en ciertas áreas. Es un tipo de sistema de muestreo interesante para ser tomado en cuenta en el muestreo de AFB en grandes áreas.





### Muestreo sistemático

El muestreo sistemático es una de las técnicas más frecuentes aplicadas en inventarios de recursos naturales, ya sea en áreas pequeñas o grandes. La **desventaja** es que las estimaciones de la varianza son sesgadas; sin embargo, esta desventaja es compensada por una serie de ventajas que ofrece.

### 8.2.6 Propuesta de metodología para el inventario de AFB desarrollada por el proyecto TROF<sup>1</sup>

En la ejecución de un inventario en grandes áreas de AFB se pueden utilizar principalmente tres categorías de fuentes de datos: imágenes de satélites, fotografías aéreas y mediciones de campo. Con la disponibilidad de imágenes de satélite de alta resolución (por ejemplo, Ikonos), la diferencia entre imágenes de satélite y fotografías aéreas es prácticamente nula; por ello, se analizó el uso de diferentes tipos de imágenes de satélite en el inventario de AFB (Landsat, IRS e Ikonos), con tres "mundos" de resolución espectral y espacial.

Las **imágenes de satélite** nos sirven para proveernos de mapas en áreas grandes e identificar las diferentes configuraciones de AFB; las **mediciones de campo** son necesarias para observar las diferentes variables asociadas con los árboles (especie, diámetro, altura). En las siguientes secciones se propone una metodología de inventario y diseño de muestreo adecuada para los AFB; además, se anotan diferentes escenarios para la aplicación de dicha metodología, dependiendo de la disponibilidad de fuentes de información.

### Diseño de muestreo propuesto

El diseño de muestreo propuesto se refiere a una estrategia de muestreo la cual se requiere para producir estimaciones estadísticamente aceptadas de diferentes variables u objetivos, como por ejemplo número de especies/diversidad florística, volumen/biomasa/carbón, área basal, etc. Al mismo tiempo, con esta metodología se puede realizar una estimación del área de los diferentes tipos de AFB y de las configuraciones de los AFB. El muestreo de campo además puede ser usado para evaluar la calidad de los mapas realizados mediante la interpretación de imágenes de satélite o de fotografías aéreas.

#### *Paso 1: Definición del marco muestral: Estratificación en grandes áreas*

Una estratificación en grandes áreas parece ser necesaria por razones organizacionales, pero también para mejorar la eficiencia estadística. La estratificación en grandes áreas utiliza por lo general mapas existentes; por ejemplo, los mapas de límites políticos.

Se debe buscar un diseño de muestreo que ofrezca estimaciones estadísticamente aceptadas de diferentes variables u objetivos

<sup>1</sup> Tomado de Kleinn y Morales (2001)

## Inventarios especiales

Para la definición de la población de interés y el marco muestral, todas aquellas áreas que de antemano se sabe que no contienen árboles aislados (cuerpos de aguas, bosques, desiertos) deben ser excluidas. Tal exclusión debe hacerse con mucho cuidado en el caso de bosques, ya que con frecuencia áreas clasificadas como bosque, son áreas de AFB en realidad. Entonces, podemos eliminar aquellas áreas que sin duda son áreas boscosas, como los parques nacionales, y dejar el resto dentro del marco muestral para analizarlo posteriormente. Otra estrategia podría ser dejar toda el área de bosque dentro del marco muestral y después de la selección de parcelas, decidir si es bosque o no, y separarlas de las áreas de AFB.

En el mejor de los casos, la subdivisión del total del área se puede realizar con mapas actuales e imágenes de satélite (tipo Landsat), que permiten una identificación fiable de las distintas áreas de AFB. Con las áreas sin árboles, se debe tener cuidado de que en realidad no hay ningún árbol, pues la presencia de unos pocos árboles generaría un sesgo en los resultados.

No se recomienda realizar la estratificación por clases de uso del suelo. Este tipo de estratificación podría tener sentido si la cobertura de árboles tuviera una clara relación con el uso del suelo en el que se encuentra, pero por lo general esto no ocurre, y se pueden encontrar diferentes tipos de coberturas de árboles dentro de un mismo tipo de uso del suelo.

### *Paso 2: Subdivisión de los diferentes estratos en unidades primarias*

Con base en los análisis de la estructura de co-varianza de las diversas variables analizadas se recomienda realizar una subdivisión de los estratos en unidades primarias.

Es difícil dar recomendaciones generales sobre el **tamaño y la forma** de las unidades primarias, la opción óptima depende de los costos de transporte, facilidad de movimiento en el campo, estructura de la tenencia de la tierra, terreno, variabilidad del recurso. En las condiciones centroamericanas, utilizamos sitios de campo de 1 km<sup>2</sup> en una primera etapa, y conglomerados de 360 m de lado, en la segunda etapa, como unidades primarias. Dichas experiencias muestran que las unidades primarias en esta región pueden ser fácilmente más grandes que 360m x 360m, y que un área de 1 km<sup>2</sup> es fácilmente manejable. La existencia de minifundios puede ser una dificultad para las labores de campo, sobre todo por la solicitud de permisos de acceso, que a veces puede resultar tedioso y hasta peligroso, como lo demuestran las experiencias de campo en Guatemala.

La subdivisión en cuadrados regulares o unidades primarias hexagonales parecen la forma más directa. El modelo hexagonal da buenos resultados y ayuda a reducir el recorrido dentro de la unidad primaria. La forma óptima son las unidades primarias circulares; sin embargo, con los círculos no es posible cubrir la totalidad de marco muestral ya que quedan áreas sin cubrir.

### *Paso 3: Selección de unidades primarias*

Una estratificación de acuerdo con la densidad de los AFB es deseable; sin embargo, no siempre se puede implementar en una forma práctica debido a que la densidad de los AFB es muy variable. Si se contara con suficiente información que permita determinar 2 ó 3 clases de densidades, sería recomendable realizar una selección sistemática de las unidades primarias en la región. Con base en las experiencias del muestreo de conglo-



El tamaño y forma de las unidades depende de los costos de transporte, facilidad de movimiento en el campo, estructura de la tenencia de la tierra, terreno, variabilidad del recurso



merados realizado para los estudios de factibilidad en Costa Rica, Guatemala y Honduras, con un error porcentual de muestreo de 20-25% en una muestra de 25-35 conglomerados, se recomienda un mínimo de 100 sitios de muestreo para una región grande si se tiene como meta una precisión de un 10% en las variables principales (área basal y biomasa) y de 400 a 500 conglomerados si se desea obtener una precisión de un 5%.

### *Paso 4: Muestreo entre las unidades primarias*

Para la realización de un muestreo eficiente dentro de las unidades primarias se requiere de fotografías aéreas actualizadas (o su equivalente en imágenes de satélite). La información más importante en esta etapa es determinar la **presencia o ausencia** de árboles en las parcelas seleccionadas en las fotografías aéreas, debido a que de esta forma el trabajo de campo se enfoca directamente en las parcelas con árboles. Las parcelas identificadas como **vacías** en los sensores remotos se registran con cero para todos los atributos de los árboles.

La decisión de si una parcela está vacía depende en gran medida del sensor remoto utilizado y su fecha de adquisición. Por lo tanto debe analizarse bien si esta decisión se toma simplemente con los recursos que se tienen o si es mejor verificar en el campo.

### **Escenarios en función de la disponibilidad de datos y fuentes de información**

Los AFB son un recurso de baja densidad y relativo valor por hectárea, por eso los **costos de ejecución** deben ser bajos; técnicas como sobrevuelos para tomar fotografías aéreas de toda el área de estudio, o adquirir las imágenes de satélite más recientes están descartadas. Esto significa que posiblemente algún componente de la metodología propuesta no esté disponible para todas las unidades primarias.

Cuando se habla sobre opciones de muestreo es imperativo pensar en términos de escenarios para responder a la pregunta: ¿Qué puedo hacer de manera eficiente si sólo tengo las fuentes de información X y Y disponibles? Entonces, a partir de las siguientes fuentes de información relevantes para el muestreo de AFB analizaremos varios escenarios:

- Imágenes de satélite (estándar, p.ej. Landsat)
- Imágenes de satélite (alta resolución, p.ej. imágenes Ikonos)
- Fotografías aéreas (pequeña escala: 1:40 000)
- Fotografías aéreas (gran escala: 1:10 000)
- Observaciones de campo

### *Escenario 1: No se cuenta con fotografías aéreas*

Las fotografías aéreas ayudan en el proceso de mapeo y en la preparación del trabajo de campo; al mismo tiempo permiten diversos análisis y estimaciones (el nivel de detalle con el que se trabaje depende de la escala, tipo y calidad del material). Sin fotografías aéreas a mano (o imágenes de satélite con una resolución similar) se pierde una excelente herramienta para la planificación. El trabajo de campo debe ser planeado con otras fuentes de información como mapas existentes, opiniones de expertos, u otros.

Otra opción que se puede utilizar es las **imágenes IRS**, que no ofrecen el mismo grado de detalle de una fotografía, pero que sí ofrecen una buena base de información. Con estas imágenes se pueden producir mapas de densidad de árboles con base, por ejemplo en la cobertura de copas. Esta información también puede servir para la estratificación

Fotografías aéreas  
útiles para preparar  
mapas y el trabajo de  
campo; permiten  
diversos análisis y  
estimaciones

## Inventarios especiales

entre las parcelas de AFB, sin árboles y con árboles. Sin embargo, se debe aceptar que este tipo de estratificación es menos confiable que la realizada con fotografías aéreas, debido a la resolución espacial de 5 m que presenta una imagen IRS, con la cual no es fácil detectar, por ejemplo, árboles aislados.

### *Escenario 2: No hay posibilidad de tomar información de campo*

Las observaciones de campo son indispensables en un inventario donde se quiere tener información de atributos como diámetros, área basal, especies, volumen. Aunque algunos atributos podrían ser estimados desde fotografías de escala grande, la precisión de estas mediciones es generalmente baja. La identificación de especies puede servir en aquellos casos donde la presencia de especies en un sitio dado sea baja y las especies muestren características propias que permitan su identificación (ej: color de floración).

En ausencia de mediciones de campo, el principal atributo que puede ser medido es la **cobertura de copa**. La precisión y la exactitud de las mediciones dependen de lo reciente que sea la imagen remota utilizada y su resolución espacial. Con imágenes de satélite actualizadas de alta resolución (Ikonos o fotografías aéreas), las estimaciones de la cobertura pueden ser precisas, aún la estimación de la densidad de los árboles podría dar resultados aceptables. Con sólo imágenes tipo IRS muchos árboles aislados probablemente no serán perceptibles.

Si pensamos en un escenario con imágenes de baja escala, tipo Landsat, no tendremos muchas posibilidades de estimar ninguna característica de los AFB. El resultado máximo esperado es una estimación del área de AFB, identificando los bosques y otros usos como aguas, sombras, etc.

### *Escenario 3: No hay imágenes de satélite recientes*

El caso típico es que haya algunas imágenes de satélite desactualizadas, pero no material reciente ni dinero para adquirirlas. Debido a la alta dinámica de los AFB, realizar el análisis con imágenes desactualizadas es peligroso ya que puede producir resultados sesgados.

En este caso, las observaciones de campo son obviamente la única posibilidad de conseguir información directa (además de las opiniones de expertos e información publicada, ver siguiente escenario). El muestreo de campo debe de ser planeado de forma completamente independiente, utilizar mapas temáticos, o utilizar el conocimiento de expertos que ayuden a una estratificación razonable. Un diseño sistemático de **parcelas en conglomerados** es probablemente el sistema óptimo en estas circunstancias. La gran desventaja es que no hay una identificación *a priori* de las áreas donde no hay presencia de AFB, ni de bosque, ya que esto disminuiría los costos del muestreo de campo.

Si no contamos con imágenes de sensores remotos, por supuesto el mapeo no puede ser realizado. Los resultados obtenidos son estimaciones estadísticas (más tabulares que en forma de mapas). La precisión depende del diseño de muestreo y del tamaño de la muestra.

### *Escenario 4: No se puede ir al campo y no se tiene información de sensores remotos*

Este sería el 'peor' de los casos desde el punto de vista de muestreo. Los esfuerzos deben de enfocarse hacia la búsqueda de información colateral como documentos relacio-



Las imágenes de satélite no sustituyen el trabajo de campo; lo complementan



nados y experiencias de expertos en el campo de silvicultura u otros campos relacionados con los recursos naturales.

**En este subcapítulo hemos:**

- Presentado la definición de árboles fuera de bosque (AFB) y las nociones relevantes en la definición de un inventario de AFB.
- Conocido las metodologías para la estimación de AFB.
- Citado los tipos de parcelas a utilizar.
- Especificado los posibles muestreos a aplicar en un inventario de AFB.
- Presentado la propuesta metodológica para el inventario de AFB desarrollada por el Proyecto TROF.

## 8.3 Inventario de productos forestales no maderables

### 8.3.1 Introducción

Los productos forestales no maderables (PFNM) son aquellos bienes de origen biológico obtenidos de ecosistemas forestales pero diferentes a la madera de aserrío. Su importancia es cada vez más reconocida por las instituciones nacionales e internacionales, tanto en el contexto de economías locales de diversas regiones como en el ámbito de la valoración general del recurso forestal. Sin embargo, resulta aun incipiente la definición de normas generales para caracterizar estos recursos y definir criterios para su manejo sostenible en poblaciones naturales (Arentz 1993, Nair 1993, Wickens 1991). El inventario de PFNM se vislumbra como una actividad de importancia creciente entre los retos del ingeniero forestal y de los diversos especialistas vinculados a la conservación y aprovechamiento de los bosques (Wong 2000).

### 8.3.2 ¿Qué entendemos por productos forestales no maderables?

No existe una definición universal de productos forestales no maderables, pero sí existen diversas formas de denominarlos y a la vez diversas definiciones, que en algunos casos conllevan diferencias significativas (FAO 1995, ITTO 1993, Wong *et al.* 2001). Lo que en general suele ser aceptado como norma, es que estos productos pueden ser tanto de origen animal como vegetal. En este Manual, sin embargo, nos enfocamos en los recursos vegetales.

Entre las denominaciones más comunes están 'productos no maderables del bosque' (PNMB), 'productos forestales no maderables' o 'productos forestales no madereros' (PFNM); aunque también se les conoce como productos forestales secundarios, productos no leñosos del bosque, productos forestales especiales (Chandrasekharan 2000). En inglés se emplea '*non timber forest products*' para designar los productos diferentes de la madera de aserrío, y '*non wood forest products*' para productos no leñosos en un sentido más botánico (Wong *et al.* 2001).

Los productos no maderables son diferentes de la madera empleada para construcción o para fabricación de papel. Algunos expertos se refieren a los servicios aportados por los ecosistemas forestales como PFNM, pero la mayoría de los autores usan el concepto sólo para referirse a **bienes tangibles, no a servicios**, y así lo haremos en este documento.

Algunos expertos consideran que la madera de diámetros menores, la leña y el carbón forman parte de los PFNM, mientras que otros autores los excluyen; este es uno de los aspectos más polémicos. Para efectos prácticos, en este documento no consideraremos los diámetros menores como PFNM, pues sus criterios de manejo se acercan más a los productos maderables.

Otro punto en discusión es si los PFNM pueden producirse afuera de los bosques naturales, en sistemas agroforestales, pastizales u otros. Para efectos de este subcapítulo nos referimos al inventario de PFNM en poblaciones silvestres, que generalmente se dan en bosques naturales, pero también en otros tipos de ecosistema.

### 8.3.3 El inventario de PFNM en el contexto del manejo forestal

Durante los últimos años, diversos grupos de interés en torno al aprovechamiento forestal han visto que es necesario garantizar la conservación de las poblaciones naturales de especies valiosas del bosque. Muchas veces, esta conciencia se genera debido a la escasez que empieza a percibirse para muchos PFNM, como resultado de la deforestación y explotación intensiva de las poblaciones naturales (Villalobos y Ocampo 1997). Otras veces, los **procesos de domesticación** resultan complejos y lentos, por lo que no son una alternativa para abastecer de materia prima a un mercado creciente de algún PFNM, mientras que el bosque ofrece existencias inmediatas del producto. Pero si se pretende garantizar un proceso productivo a largo plazo debemos cuantificar con precisión estas existencias y su capacidad de regeneración.

Las investigaciones de la ingeniería forestal se han enfocado principalmente en el aprovechamiento del recurso madera. Todavía hoy en día, muchos ingenieros forestales consideran los PFNM ajenos a su especialidad, posición que coincide con una tendencia a asumir que los PFNM y la madera no se pueden manejar y producir dentro de una misma unidad de manejo, y que las áreas productivas necesariamente deben dividirse. Para muchos recursos, la integración de actividades en una misma área es la manera más sabia de implementar el manejo (Campos *et al.* 2001).

En esta sección, el inventario de los PFNM se trata como una actividad intrínseca a un proceso de manejo forestal diversificado. Nuestra propuesta se basa en los trabajos de Marmillod *et al.* (1998) y Campos *et al.* (2001). Existen múltiples enfoques intermedios que no constituyen un mero sondeo de especies presentes, pero tampoco un inventario estricto de existencias de un PFNM; entre ellos destaca el ordenamiento de zonas de manejo con fines productivos. Ríos (2001) por ejemplo, analizó los recorridos tradicionalmente realizados por recolectores de las nueces de castaña (*Bertholletia excelsa*) en bosques de Perú y propuso un ordenamiento de los patrones de recorrido para aumentar su eficiencia y reducir costos, pero sin inventariar el recurso.

Es conveniente aclarar que el inventario de PFNM para el manejo forestal diversificado es un concepto mucho más específico que el de los "**inventarios multirrecursos**", tema que ha venido cobrando importancia en años recientes y que se enmarca dentro de un enfoque mucho más amplio de colecta de información en áreas no necesariamente boscosas, y sobre aspectos que pueden incluir bienes, servicios, condiciones geográficas y otros (Lund 1998).



La integración de actividades de manejo de productos maderables y no maderables es la mejor opción para el manejo forestal sostenible de bosques tropicales



### Objetivos de un inventario de PFM y su nivel de precisión

Detrás de la palabra 'inventario' se suelen mezclar, para el caso de los PFM, diversas formas de caracterizar la presencia y distribución de determinados recursos, lo cual responde a diferentes intereses y requiere, por lo tanto, diferentes intensidades o grados de exigencia en cuanto al detalle y precisión de la información cuantitativa que se pretende. En particular, es común que se confundan objetivos propios de un estudio etnobotánico con los de un plan de manejo forestal.

### La precisión en los inventarios etnobotánicos

Los etnobotánicos, en su afán por caracterizar el uso tradicional que hacen del bosque determinadas poblaciones rurales, han implementado diversos tipos de estudios tendientes a **cuantificar los productos** que se aprovechan (Cotton 1996, Given y Harris 1994). Algunos de esos tipos de estudios son los siguientes:

- *Estimaciones basadas en la información oral recolectada en las comunidades.* Este tipo de estudios puede incluir información sobre la abundancia estimada del recurso (válida para diversos efectos), pero no implica un inventario propiamente dicho. Esta información puede ser muy útil, por ejemplo para **seleccionar los recursos** que parecen más atractivos para incluirlos en planes de manejo (Robles *et al.* 1999).
- *Observaciones de campo,* hechas con frecuencia durante recorridos guiados por un conocedor de plantas local, con énfasis en los senderos de uso común o las áreas donde el saber popular indica la presencia de especies de interés. Estas observaciones pueden también realizarse a lo largo de transectos aleatorios en áreas de interés. Este tipo de sondeo no permite una cuantificación precisa de las existencias del recurso, pero sirven como base para desarrollar **listas de recursos existentes.**
- *Inventarios.* Hay varios grados de precisión en cuanto a la cuantificación del recurso en determinados sectores:
  - Identificación de la **presencia** del recurso en transectos o parcelas sistemáticamente distribuidas, sin afán de cuantificar las existencias.
  - Identificación de la **presencia y abundancia** relativa de los recursos en una sola parcela o tramado sencillo de parcelas, dentro de un área reducida de bosque que a priori se considera representativa del entorno de la comunidad en cuestión.
  - Identificación de la presencia y abundancia relativa de los recursos en transectos o **parcelas sistemáticamente distribuidas** en el área de bosque accesible a la comunidad, sin considerar estratos de ambiente en la estructura del inventario.
  - Identificación de presencia y abundancia relativa de los recursos en transectos o parcelas sistemáticamente distribuidas en el área de bosque accesible a la comunidad, considerando estratos de ambiente en la estructura del inventario.

Los estudios etnobotánicos suelen determinar la presencia de un recurso en un área determinada, pero no cuantifican su disponibilidad con precisión

Por lo tanto, es fundamental tener claro si lo que se quiere es conocer si un recurso existe en un área determinada, o si además se quiere conocer su distribución y cuantificar la disponibilidad del recurso en toda el área de interés. En tal caso, es fundamental definir estratos, como base del sistema de muestreo.

En los últimos años, en muchas instituciones del sector forestal se ha vuelto común el interés por hacer inventarios de PFM, sin tener claro de cuantas especies se habla y el tipo de información que realmente se necesita, en relación con los objetivos planteados. En estos casos, la etnobotánica puede servirnos de base para seleccionar y definir las especies a evaluar (Robles *et al.* 1999).

Si por medio de un inventario, pretendemos cuantificar las existencias de individuos o volumen de productos en una unidad de manejo, resulta prácticamente imposible hacer un **inventario de PFM**, pues en la mayoría de los bosques tropicales esto significaría trabajar con más de 200 especies. Lo que sí es factible es el inventario de **algunos PFM**, seleccionados con base en criterios determinados según el objetivo del trabajo (Marmillod *et al.* 1995, Robles *et al.* 1999). Por lo tanto, es importante aclarar si lo que deseamos hacer es un inventario general de carácter etnobotánico, para determinar especies útiles comunes, o un inventario para determinar con precisión las existencias de ciertos recursos.

### La precisión en los inventarios de PFM para manejo forestal

Cuando se procura incorporar un PFM en un sistema de manejo, la pregunta básica es: **¿Cuál es la cantidad del producto que puedo cosechar de manera constante y duradera en el tiempo?** Para responder a esta pregunta debemos conocer las existencias del producto en el área de producción, así como sus tasas de crecimiento, para controlar luego que la regeneración y la productividad se mantengan a niveles acordes con lo cosechado.

Peters (1996) propone un esquema de trabajo que describe en forma sencilla el reto del aprovechamiento sostenible. Incluye una etapa de diagnóstico y otra de monitoreo. En la **etapa de diagnóstico** determinamos las existencias del producto y realizamos nuestros primeros estudios sobre su crecimiento. La **etapa de monitoreo** es un proceso de aprovechamiento periódico, ya que durante cada cosecha se analizan indicadores de la regeneración de la especie y de su productividad. Si alguna de las variables presenta valores diferentes a los proyectados, esto quiere decir que debemos ajustar la intensidad de la cosecha permitida en el plan de manejo.

A diferencia de los estudios etnobotánicos, donde la cuantificación de la disponibilidad del producto en el bosque no siempre es prioritaria, los inventarios con fines de manejo deben permitir hacer estimaciones cuantitativas con un grado de error conocido, que orienten la toma de decisiones (Wong 2000).

Para enfrentar el reto que significa generar información útil para fundamentar el manejo sostenible de PFM debe tomarse en cuenta que:

- No toda el área de bosque es necesariamente parte de la unidad productiva de determinado PFM. En consecuencia, hay que **determinar y delimitar el área productiva potencial** y enfocar el inventario dentro de la misma.
- Para definir la unidad productiva potencial podemos apoyarnos en información etnobotánica, hipótesis basadas en información sobre la ecología de la especie o en sondeos de presencia, por medio de transectos o parcelas sistemáticamente distribuidas. Es decir, que con frecuencia es necesario **practicar un muestreo previo** de distribución.
- Aun dentro de una unidad productiva predefinida pueden existir diferencias marcadas entre zonas en cuanto a la densidad del PFM de interés que pueden llevarnos a **definir subunidades** o zonas con diferentes prioridades de manejo.
- Esta definición preliminar del área real donde se justifica hacer el inventario de un PFM nos permite **calcular el tamaño de la muestra** de inventario en términos de área, para estimar un parámetro con un margen de error predefinido, siempre y cuando conozcamos la variación de nuestras variables de interés.



Un estudio etnobotánico integrado con un proceso cuantitativo de caracterización del recurso forestal fue hecho por Pinedo-Vásquez *et al.* (1990) quienes realizaron un inventario de árboles mayores a 10 cm dap en un bosque secundario de Loreto, Perú. Su estudio reveló que el 60% de las especies presentes eran usadas por la población como alimento, en construcción, artesanía, medicina, para su comercio y otros. Los autores clasificaron las especies con un índice relativo de valor de uso, con base en su nivel de utilidad para la comunidad. En este caso, el inventario antecede a la caracterización del uso, pero se enfoca en un grupo de especies del bosque definido por el dap



### 8.3.4 Definición de variables para el proceso de inventario

Como hemos visto, existen varios enfoques de inventario de PFNM -desde documentar su presencia en un área dada, hasta cuantificar su potencial productivo. El diseño del inventario -recorridos en el campo, transectos, franjas o parcelas- es determinado por el tipo de información que buscamos y por la rigurosidad estadística con que necesitemos documentar las variables.

Cuando se piensa en un inventario, la primera idea que suele venir a nuestra mente es el número de individuos por hectárea que vamos a medir. Nuestra experiencia en PFNM nos indica que esta información, sin otras que la complementen, puede resultar inútil para fundamentar un proceso de manejo sostenible.

¿Cuáles son, entonces, las variables a considerar en un inventario de PFNM, que sirvan de base para el desarrollo de un plan de manejo sostenible?

#### La diversidad de los PFNM y la importancia de la definición del producto

Los PFNM pueden obtenerse de cualquier forma de vida existente en el bosque. Eso nos da una idea de la enorme **diversidad de hábitos de crecimiento, hábitats, tamaños y variaciones morfológicas** que enfrenta quien desea trabajar con ellos. Ante esta realidad, es común que nos tiente la opción de agrupar los recursos vegetales en función de sus hábitos de crecimiento para definir normas de inventario para cada uno de tales grupos (Wong 2000). Sin embargo, si bien el hábito de crecimiento nos da algunos indicios sobre el nicho ecológico de la especie, la gama de posibles variaciones que podemos encontrar dentro de cada hábito es compleja, y ante todo, el manejo no solo debe basarse en aspectos ecológicos de la especie, sino en aspectos productivos determinados por el mercado.

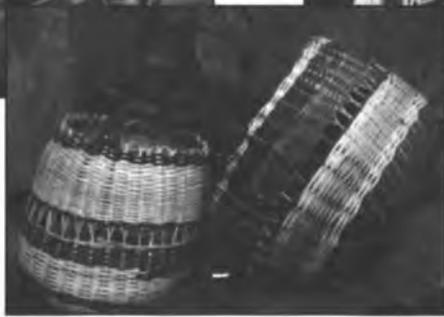
Una clasificación de hábitos de crecimiento de las especies con PFNM podría incluir aspectos como la necesidad o no de un tutor o soporte (en el caso de epífitas, hemiepífitas, lianas, hongos), el tamaño de la planta, si es temporal o perenne, si posee o no un tallo, si es herbácea o leñosa. El órgano vegetal cosechado puede ser otro criterio de clasificación (flor, fruto, semillas, hojas, ramas, tallos, corteza, raíces, rizomas, exudados, resinas). Los tipos de producto podrían ser clasificados por las características físicas de la materia prima que se cosecha (aceites, fibras, extractos líquidos, material leñoso, hojas), o el tipo de mercado (producto alimenticio, farmacéutico, agroquímico, cosmético, para la construcción) (Fotos 8.3.1, 8.3.2 y 8.3.3).

Como lo explican Marmillod *et al.* (1998), a diferencia de las especies maderables, las especies vegetales con PFNM constituyen una variedad impresionante de combinaciones entre hábitos de crecimiento, órganos cosechados y tipos de producto. Un mismo tipo de producto, p.ej., un extracto medicinal, puede ser obtenido de las raíces de una liana (*Smilax regelii*), de un arbusto (*Cephaelis ipecacuanha*) o de un helecho epífito (*Polypodium* sp.); pero también de las hojas de un árbol (*Drimys winteri*), de una hierba (*Verbena littoralis*) o de una liana (*Pasiflora edulis*). Lo único en común a considerar para el procesamiento de estos recursos es que producen extractos cuya calidad es determinada por la concentración de principios químicos.

Las especies vegetales con PFNM constituyen una variedad impresionante de combinaciones entre hábitos de crecimiento, órganos cosechados y tipos de producto



**Fotos 8.3.1** Hojas de palmas utilizadas para la construcción de techos de viviendas y palmas completas para uso ornamental  
Fotos: Proyecto Olafo



**Fotos 8.3.2** Raíces y bejucos utilizados para elaborar artesanías y construir muebles  
Fotos: Proyecto Olafo



**Fotos 8.3.3** Frutos y raíces utilizados con fines medicinales  
Fotos: Proyecto *Smilax* y UMBN/CATIE



hierba de diversos tamaños (*Agave* spp., *Aechmea* spp.), de los tallos de diversas lianas (*Paragonia pyramidata*, *Clyostoma binatum*), o de las raíces de plantas hemiepipítas (*Heteropsis oblongifolia*, *Philodendron rigidifolium*). De la misma manera podrían ejemplificarse todas las combinaciones entre hábitos, productos y órganos cosechados. Sin embargo, es posible definir las variables que nos brindan información útil para el manejo de cada una de estas especies con base en principios básicos universales que aplican a cualquier PFMN, como ha sido documentado por Marmillod *et al.* (1998).

El mercado determina las cualidades del producto que deseamos obtener de una especie vegetal

El punto de partida ideal para orientar la definición adecuada de las variables a considerar en un proceso de inventario es la definición precisa de las **cualidades del producto** que deseamos obtener a partir de una especie, las cuales son determinadas por el mercado. En algunas ocasiones es necesario llegar a un balance entre la calidad óptima de producto que el mercado requiere y el tipo de producto que se puede cosechar en forma sostenible en el bosque; la definición de un producto, entonces, cambia conforme aumenta el conocimiento generado.

### Las necesidades básicas de información para el manejo de un PFMN

Para la mayoría de las especies tropicales con PFMN, el manejo sostenible constituye un reto técnico novedoso, el cual debe combinar las labores de aprovechamiento con la generación de información para ajustar periódicamente las **intensidades de cosecha y los criterios de manejo** según los indicadores de sostenibilidad que nos aporta el monitoreo (Peters 1996).

El producto que se cosecha de la planta medicinal uña de gato (*Uncaria tomentosa*) es su corteza. No obstante, pocas de las plantas que se encuentran en el bosque reúnen los requisitos del mercado, según los cuales solo la corteza de tallos que sobrepasan determinados diámetros poseen la calidad requerida en cuanto a contenido de alcaloides. La herbácea centroamericana *Zamia skinneri* tiene gran valor ornamental; pero los compradores quieren plantas con tallos de más de 1 m de largo. El análisis de las poblaciones naturales demuestra que un proceso productivo que pretenda extraer plantas de ese tamaño no sería sostenible, pues se trata de las principales fuentes de semilla para la conservación de las poblaciones (Robles *et al.* 1997). En Petén, Guatemala, se colectan las hojas de dos palmas (*Chamaedorea elegans* y *Ch. oblongata*) conocidas como **xate** para su comercio internacional como follaje ornamental. Casi un 60% de las hojas colectadas se desechan, pues no reúnen los requisitos de calidad del mercado. Al recolectar se le paga por cantidad de hojas, no por calidad, lo que genera una extracción excesiva, reiterada e insostenible (Reining y Heinzman 1992).

Antes de implementar el inventario de los PFMN de interés, para fundamentar un plan de manejo sostenible, debemos definir las variables que serán incluidas en el inventario. Los principales tipos de variables a considerar, según la propuesta de Marmillod *et al.* (1998) aparecen en el Cuadro 8.3.1. Estos autores proponen una primer etapa de **acercamiento a la especie**, donde se procura un conocimiento básico sobre su crecimiento y proceso de producción. Este se logra a través de una revisión de literatura exhaustiva y mediciones previas al inventario para la caracterización de cada especie.

### La diferenciación de estados de crecimiento

Aunque es evidente que no todos los individuos de una especie tienen la misma madurez ni el mismo potencial productivo, este es un aspecto que se ha ignorado en muchos de los primeros intentos por inventariar PFMN. Debemos diferenciar los estados de crecimiento dentro de la población de cada especie de interés al menos en dos sentidos: por una parte, hay que definir **categorías de madurez** o de edad, lo cual nos permite analizar la estructura poblacional dentro de cada unidad de manejo; por otra parte, diferenciamos cuáles **individuos** son **productivos** y cuáles no. A menudo existe una relación entre la madurez reproductiva y la capacidad de producción, la cual puede ser importante para el manejo.

No todos los individuos de una especie en una población dada tienen la misma madurez ni el mismo potencial productivo

**Cuadro 8.3.1** Principales tipos de variables a definir para la implementación de un inventario de PFMN



Cuadro 8.3.1 Principales tipos de variables a definir para la implementación de un inventario de PFNM		
Objetivo de la variable	Posibles categorías o subcategorías que define	Características de la variable
Diferenciar estados de desarrollo de los individuos	<p>Categorías de individuos por madurez ontogénica aproximada, edad o tamaño</p> <p>Categorías de individuo por madurez sexual</p> <p>En algunos casos es importante diferenciar el sexo de los individuos</p>	Puede ser cualitativa, p.ej. en referencia a la morfología de la planta, o cuantitativa, p.ej. cuando se basa en categorías de diámetro, altura o alguna otra dimensión
Diferenciar individuos productivos de no productivos	<p>La población se divide en dos: productivos y no productivos, o se establecen categorías de productividad</p> <p>En algunos casos los individuos se agrupan según categorías de calidad del producto que pueden brindar</p>	Puede ser cualitativa, p.ej. en referencia a la morfología de la planta, o cuantitativa, p.ej. cuando se basa en categorías de diámetro, altura o alguna otra dimensión
Estimar la cantidad de producto que puede ser cosechado de un individuo	En ocasiones es necesario diferenciar la cantidad de producto de primera calidad, de productos de calidades inferiores.	<p>Generalmente es cuantitativa. Puede ser discreta (conteo de frutos, conteo de hojas) o continua (diámetro, altura)</p> <p>Puede establecer una relación directa (número de hojas cosechables para producción de fibra) o indirecta (producción media de resina para determinada categoría de dap)</p>
Fuente: Basado en Marmillod <i>et al.</i> (1998)		

Las variables que nos permiten establecer categorías de crecimiento pueden ser muy diferentes de una especie a otra. Quien desee desarrollar criterios y planes de manejo para PFNM debe ser imaginativo, original y estar dispuesto a plantear nuevas formas de trabajo, ya que se requiere de un análisis meticuloso de las características de cada especie. Como la edad de los individuos es, en la mayoría de los casos, desconocida se procura formar grupos de edad, como se hace con las especies maderables por medio del dap. La capacidad de definir una estructura poblacional nos permitirá, posteriormente, estudiar y entender mejor el efecto de cambios naturales en el ambiente o de las prácticas silviculturales que apliquemos en el bosque, sobre la viabilidad de la población de una especie con un PFNM, e indirectamente sobre su potencial productivo futuro.

A menos que se trate de una investigación detallada sobre una especie en particular, lo más práctico es no incluir en el inventario comercial individuos de todos los estados de crecimiento definidos. De hecho, para muchas de las especies con PFNM, los individuos en las primeras etapas de regeneración resultan muy difíciles de identificar, y su cuantificación requiere de dispositivos especiales con parcelas pequeñas y de alto costo.

Para *Zamia skinneri*, por ejemplo, se analizaron muchas variables morfológicas en relación con la presencia de órganos florales. Al final se decidió que el número de folíolos de la hoja más reciente es la variable ideal para diferenciar individuos sexualmente maduros, lo cual es necesario conocer para el aprovechamiento de las semillas. Esta variable no solo mostró una clara relación con la madurez, sino que es fácil y rápida de medir en el bosque (Robles *et al.* 1997).



### La estimación de la cantidad de producto para la cosecha

La definición de variables para identificar estados de crecimiento y para estimar cantidad de producto cosechable son procesos que suelen realizarse en forma paralela y muy relacionada, pero obedecen a objetivos distintos. La capacidad de diferenciar **estados de crecimiento** permite caracterizar una estructura poblacional y estudiar, por medio de la misma, la relación entre el estado de una población y las variaciones ambientales o prácticas de manejo. La **estimación del producto disponible** permite hacer proyecciones sobre intensidad de cosecha y análisis económicos sobre costos y beneficios. Ambos tipos de variables son útiles, además, para el estudio de la capacidad de regeneración y/o crecimiento productivo de cada PFM, otro componente fundamental para ampliar sus criterios de manejo.

Si los individuos productivos dentro de la población total se definen claramente, la medición de las variables para estimar la cantidad de producto cosechable se hará estrictamente sobre estos individuos. Esto significa ahorro de tiempo y recursos. Tal definición también ayuda a establecer las unidades o zonas de manejo, excluyendo áreas con muy pocos individuos productivos. Es común que al definir las variables, lo mismo que durante el estudio de una especie, tengamos que **redefinir el producto** de cosecha.

El conocimiento tradicional sobre *Quassia amara*, un arbusto utilizado como insecticida natural, definía a las ramas como fuente de materia prima. Las investigaciones de Villalobos *et al.* (1999) determinaron un mayor contenido de principios activos en las ramas más gruesas y cercanas al suelo, pero también la necesidad de realizar las podas lejos del suelo para evitar la pudrición del tocón. La definición final del producto constituyó un balance entre esos dos factores y la información aportada por el primer inventario, que indicaba que solo un 50% del material disponible era de ejes con más de 5 cm de diámetro, pero si se aprovechaban los ejes con más de 2,5 cm de diámetro se tenía acceso al 90% de la biomasa disponible. Se encontró que el diámetro a 30 cm de altura ( $d_{0,3}$ ) era la variable más práctica y que presentaba una relación matemática adecuada con la biomasa del arbusto. Se determinó una función de correlación entre  $d_{0,3}$  y la biomasa existente sobre 50 cm de altura del arbusto, la altura de corta para la cosecha de ramas (Villalobos *et al.* 1999, Marmillod *et al.* 1995).

La capacidad de estimar la cantidad de producto cosechable en un área determinada es fundamental, no solo para efectos silvícolas sino también administrativos, pues puede ser que en algunas zonas de la unidad de manejo no resulte rentable practicar la cosecha.

La variable de inventario adecuada para estimar la biomasa disponible en nuestra unidad de manejo debe tener una **relación matemática bien definida y significativa** con la cantidad de producto, y ser de medición práctica en el campo, en términos de facilidad y costo. La precisión del inventario de las existencias de un PFM, entonces, se evalúa por medio de este tipo de variables. Así, la cantidad de producto que se puede cosechar cada año se calcula a partir de la varianza de la variable que corresponde a su definición, y que puede ser medida en unidades de peso, volumen, número de hojas, longitud de tallos y muchas otras.

### 8.3.6 Ubicación del inventario y aspectos ambientales

Para desarrollar el plan de manejo para el arbusto insecticida *Quassia amara* en la Reserva Indígena Kéköldi, en Costa Rica, antes que plantear un inventario que cubriese las más de 3 000 ha de la Reserva se determinó, con la ayuda de los pobladores, el área donde se encontraba la especie. Esta área de tan solo unas 100 ha constituyó la unidad de manejo real de la especie. El inventario permitió subdividir la unidad en cuatro diferentes zonas de manejo, diferenciadas por la densidad media de la especie, la cual a su vez se relaciona con las variaciones ambientales dentro de la unidad, particularmente orográficas (Villalobos *et al.* 1999).

Como se mencionó antes, es esencial definir las zonas que cuenten con una densidad mínima del PFM en cuestión, las cuales vienen a ser las unidades de manejo del producto dentro del área total disponible de bosque. Si es posible realizar esta diferenciación, aunque sea en forma preliminar, antes de establecer el inventario definitivo se logra un gran ahorro de recursos, incluyendo el establecimiento infructuoso de parcelas o transectos en áreas donde la escasez del recurso no permite el manejo de la especie. En este sentido, la información etnobotánica que aportan los conocedores locales puede resultar fundamental.



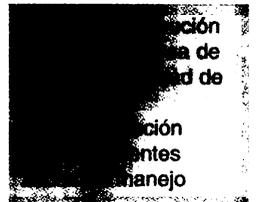
Cuando se cuenta con información previa para definir la unidad de manejo potencial, es responsabilidad de quien desarrolla los criterios de manejo interpretar las implicaciones de la distribución de la especie dentro del área de bosque, pues la misma puede evidenciar los principales **requisitos ambientales** de la especie que deben ser considerados para el manejo.

El ejemplo anterior nos permite introducir otro aspecto importante a considerar en el inventario de PFNM. Dado que generalmente inventariamos especies cuyos criterios de manejo están en proceso de elaboración y su caracterización ecológica es incipiente, la recolección de información relativa a los **microambientes** de la unidad de manejo no solo amplía nuestro conocimiento sobre la especie, sino que además permite **orientar los tratamientos silvícolas** del plan de manejo.

Entre las **variables ambientales** que pueden ser incluidas en procesos de inventario, están:

- **Tipo de bosque:** generalmente se utiliza una clasificación relativa al estado de sucesión (bosque primario, diferentes estados de sucesión del bosque secundario, otros tipos de ambiente como pastizales, sistemas agrícolas u otros sistemas naturales).
- **Topografía:** pueden hacerse descripciones de carácter amplio, como la utilización de categorías topográficas (cima, ladera, terraza, llanura), o condiciones microambientales, como pendiente máxima del punto de muestreo.
- **Condición de luz:** esta puede determinarse por medio de los instrumentos fabricados para tal efecto o con estimaciones subjetivas visuales, que pueden ser muy prácticas cuando se mide un individuo en particular.
- **Condición de drenaje:** generalmente se define por apreciaciones visuales de la condición topográfica y apariencia del suelo; puede ser determinante en la distribución de ciertas especies.
- **Otras condiciones edáficas:** algunas son relativamente fáciles de calificar en el campo, como la textura, pero su descripción adecuada toma tiempo.

En resumen, el inventario de los PFNM debe tomar en cuenta los aspectos que influyen en la **macrodistribución** de las especies de interés, y que pueden determinar el área de inventario (unidad de manejo), además de los aspectos que inciden en la **microdistribución** que suelen ser evidenciados por el inventario mismo y que sirven para definir diferentes zonas de manejo, según variaciones microambientales o de densidad de los PFNM.



La recolección de cualquier información en el campo se justifica si el silvicultor puede sacar provecho de la misma en la definición de los criterios de manejo. Sin embargo, aunque contemos con información previa sobre la ecología de una especie, es conveniente incluir variables para caracterizar el ambiente donde crece, pues siempre nos dará nuevos elementos a considerar en su manejo. Marmillod *et al.* (1998) proponen una guía sobre el tipo de consideraciones que deben orientar el desarrollo del proceso productivo.

Ahora bien, los PFNM pueden presentar condiciones particulares que dificultan la definición de las unidades de manejo. Una de ellas se relaciona con las especies epífitas o hemiepífitas, cuya distribución es determinada por la presencia de tutores, además de las variables físicas ambientales comunes. Este es el caso de los llamados mimbres de América Central, especies hemiepífitas de los géneros *Heteropsis* y *Philodendron*, con amplio uso como fuentes de fibra; algunas especies se asocian con ciertas especies de árbo-



les en particular (Zúñiga 1997). A no ser que se tenga una caracterización muy precisa del tipo de árbol donde más abunda determinada especie de interés, y que la unidad de manejo se defina en función de la distribución de estos árboles, lo más práctico será definir el área de inventario en función de las **existencias** o presencia del PFM en sí. Esto nos lleva a plantear la **abundancia** del recurso como una condición importante en la definición de una unidad de manejo.

En una comunidad amazónica se diseñó y desarrolló un inventario diversificado de PFM y de especies maderables. La comunidad, con base en criterios prácticos y su conocimiento tradicional del bosque, definió unidades de manejo para maderas y para los PFM andiroba (*Carapa guianensis*) y copaiba (*Copaifera* sp.), árboles productores de aceites demandados por la industria cosmética, que se obtienen de las semillas de andiroba y de la resina de copaiba. Los primeros esfuerzos de inventario permitieron concluir que en el caso de andiroba era factible definir unidades de manejo basadas en un área de bosque, mientras que en el caso de copaiba la unidad de manejo debía plantearse en función de individuos identificados, dada su escasa presencia. Si se quisiera hacer una búsqueda más detallada de individuos jóvenes de la especie, la estrategia debería considerar una búsqueda sistemática alrededor de los individuos ya identificados (Da Silva 2001).

### 8.3.7 Integración de inventarios para el manejo diversificado

En la actualidad, ha surgido una tendencia hacia los **inventarios diversificados** que buscan caracterizar la presencia de una gran gama de PFM en áreas extensas de bosque (Lund 1998). Este tipo de inventarios no permiten calcular con precisión la abundancia de todas las especies involucradas, pues pueden tener nichos ecológicos y hábitats muy diversos, pero sí aportan información preliminar útil sobre la presencia y distribución de especies, e incluso facilitan la definición de unidades de manejo.

#### ¿Cuándo es pertinente la integración de inventarios?

Hay tres aspectos fundamentales para decidir si las prácticas silvícolas que se proponen en un plan de manejo para diversas especies se pueden realizar dentro de una misma unidad de manejo, o si se asignan unidades de manejo específicas para cada especie:

- **La distribución de cada una de las especies** en relación con el ambiente, determina indirectamente las condiciones de afinidad o antagonismo silvicultural.
- **La respuesta de cada especie** a tratamientos silviculturales indica si:
  - la producción de varios PFM en una misma área se ve favorecida por respuestas positivas compartidas ante determinados tratamientos
  - las especies de menor valor pueden, al menos, producirse sin que los tratamientos aplicados a las de mayor valor den al traste con su aprovechamiento
- **El análisis logístico y económico** de las actividades de manejo no demuestra complicaciones excesivas, en detrimento de la eficiencia, rentabilidad y sostenibilidad del proceso, al integrar el aprovechamiento de varios PFM en una misma unidad.

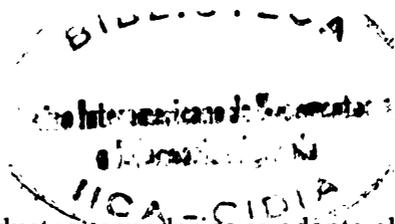
Las investigaciones de CATIE demuestran, desde un punto de vista ecológico, que la integración de prácticas silvícolas en áreas comunes es la **condición ideal** de manejo para algunas especies tropicales; en particular, aquellas que responden positivamente a la apertura de claros en el bosque (Campos *et al.* 2001, Villalobos *et al.* 1998). De hecho, el aprovechamiento de maderas en bosques tropicales es un sistema donde se trata de integrar criterios de manejo para especies con nichos ecológicos a menudo muy disímiles.

#### ¿Cómo implementar la integración del inventario?

Si se ha decidido integrar el aprovechamiento de varios PFM en una misma unidad de manejo, el inventario debería también ser integral, como una forma de **usar los recursos económicos y de información de manera más eficiente**. Un principio útil para simplificar la decisión de cómo diseñar el dispositivo de inventario es dar prioridad a los productos principales del manejo, ya sea por el tamaño requerido de parcela, la magnitud de la operación, significado económico o algún otro factor. Luego, el diseño de las par-

Las parcelas u otros dispositivos de muestreo de los productos secundarios se adaptan al diseño establecido para los productos principales

## Inventarios especiales



celas u otros dispositivos de muestreo de los productos secundarios se adapta al diseño establecido para los productos principales.



En Petén, Guatemala, se diseñó un inventario para cinco PFNM y las especies comerciales de madera. Los objetivos del inventario fueron: estimar el volumen de madera de las especies comerciales con un margen de error aceptado por el concesionario y el volumen de todas las especies arbóreas dentro del margen de error obligado por la legislación local (15%); analizar la regeneración de las especies maderables comerciales por medio de la metodología de muestreo diagnóstico (Hutchinson 1993) y estimar la disponibilidad de producto de los PFNM incluidos.

Se consideró la madera como el producto principal, de modo que el diseño de inventario se adaptó a partir de las unidades de 20m x 500m, comúnmente empleadas en la zona para el inventario maderero. Estas fueron las parcelas principales (PP); su número se calculó en función de un área de muestreo que permitiera alcanzar un error predefinido del 20%. El diseño para estimar los otros productos tomó como base esa muestra y determinó la proporción de cada PP donde debía muestrearse cada uno de ellos (número de subparcelas por PP). Posteriormente se determinó si existían suficientes PP para obtener el error predefinido para los PFNM.

Para cada uno de los PFNM se determinaron las variables del inventario y se caracterizó su variación, en particular de las variables productivas, para estimar la cantidad disponible de productos para la cosecha; estas variables fueron: kg de látex del árbol del chicle (*Mannilkara zapota*), kg de frutos de pimienta gorda (*Pimenta dioica*), metros de tallos para fibra del bayal (*Desmoncus orthocantus*), número de hojas ornamentales de xate (*Chamaedorea elegans* y *Chamaedorea oblongata*).

Se determinó la forma y tamaño de las unidades de muestreo adecuadas para cada especie, el tamaño de la muestra para lograr el error definido y su distribución en el campo. El tamaño de las parcelas se relaciona con el tipo de distribución de cada especie. Por medio de mediciones previas, se determinó que el xate y el bayal, como muchos PFNM, se distribuyen en forma aglomerada. Para minimizar el posible efecto de este patrón de distribución sobre la varianza de los datos medidos en un muestreo sistemático, se determinó el tamaño de parcela que presentara el menor grado de aglomeración para la abundancia de la especie, conforme a la prueba de chi-cuadrado. Posteriormente, este tamaño se ajustó según consideraciones prácticas; así, resultaron parcelas de 50 m<sup>2</sup> para xate y de 100 m<sup>2</sup> para bayal.

Para las otras especies (todas árboles) se tomaron como base tamaños recomendados por estudios previos y ya utilizados en la región (especies maderables comerciales: unidades de 20m x 500m; todas las especies maderables, chicle y pimienta: unidades de 10m x 50 m; muestreo diagnóstico: unidades de 10m x 10m). La forma alargada de las PP facilitó la distribución interna de subparcelas de menor tamaño a lo largo de las mismas, lo mismo que el recorrido seguido en el campo por las cuadrillas para el levantamiento de datos, que consistió en avanzar por la mitad de la banda en un sentido y luego por la otra mitad en sentido contrario. Una vez definidas las variables y el proceso para su recolección, se elaboraron formularios de campo que facilitarían y optimizarían la anotación de los datos.

Un inventario típico practicado en la zona para árboles maderables tendría un costo de US-\$0,24/ha; el costo de inventariar la madera y los PFNM por aparte hubiese significado US\$0,69 ha, pero el inventario diversificado descrito tuvo un costo de US\$0,39/ha. Como se ve, la integración del manejo forestal diversificado dentro de las mismas unidades de manejo, no solo puede ser ecológicamente adecuada sino económicamente atractiva (Pineda *et al.* 1995).



**En este subcapítulo hemos:**

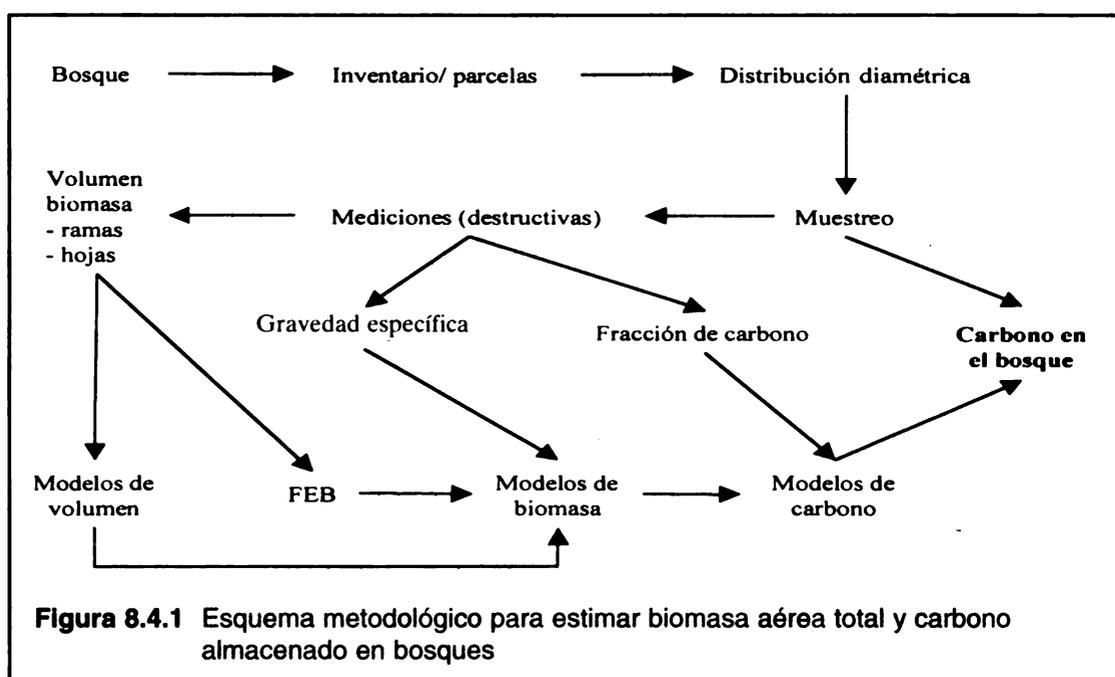
- Definido los productos forestales no maderables (PFNM).
- Ubicado el inventario de PFNM en el contexto del manejo forestal.
- Conocido algunos tipos de estudios realizados para cuantificar los PFNM.
- Conocido la precisión de los inventarios de PFNM.
- Conocido las variables a considerar en un inventario de PFNM.
- Definido las unidades de manejo o áreas de inventario y resaltado la importancia de los aspectos ambientales en los procesos de inventarios.
- Conocido los aspectos fundamentales para realizar inventarios de PFNM integrados y cómo implementarlos.

## 8.4 Inventario para estimar carbono en ecosistemas forestales tropicales

### 8.4.1 Introducción

En el cambio climático global, la biomasa forestal juega un papel importante debido a que cumple la función de sumidero de los gases de efecto invernadero; principalmente, en la fijación y almacenamiento de carbono a través del proceso de fotosíntesis. En este subcapítulo se pretende describir los métodos y procedimientos empleados para determinar la biomasa aérea total y el carbono almacenado en los bosques naturales (Fig. 8.4.1). Por ello se analizan los aspectos que se deben considerar en el diseño del muestreo, la selección de las parcelas de muestreo, las variables a medir y los análisis de laboratorio necesarios para determinar gravedad específica, fracción de carbono y el contenido de carbono en el suelo. Además, se ofrecen lineamientos y criterios para desarrollar y seleccionar los modelos alométricos necesarios para estimar la biomasa aérea total a partir de variables que se obtienen de los inventarios forestales.

Los métodos de estimación de biomasa en bosques son esenciales para conocer la cantidad aproximada de carbono almacenado





### 8.4.2 Aportes de los inventarios forestales

Los inventarios forestales han sido utilizados como punto de partida para las **estimaciones de biomasa y carbono** en bosques naturales. Brown y Lugo (1992) utilizaron datos de inventarios forestales para estimar biomasa en la Amazonia de Brasil. Kauppi *et al.* (1992) utilizaron los inventarios para estimar biomasa y carbono en los bosques de Europa.

Monitorear el carbono fijado anualmente requiere de una serie de inventarios para estimar los cambios temporales en la reserva de carbono. Frecuentemente, los inventarios forestales utilizan **Parcelas Permanentes de Muestreo (PPM)** como una herramienta para obtener datos estadísticamente confiables y reducir costos de monitoreo y verificación. Estas parcelas también permiten evaluar eficientemente los flujos de carbono.

Los inventarios de carbono pueden mejorar el **monitoreo de las especies maderables de valor comercial**. Las metodologías están diseñadas para proporcionar mediciones técnicas del carbono de la biomasa forestal y de otros componentes del ecosistema. Las imágenes de satélites también contribuye al monitoreo de carbono, pues ofrecen estimados de uso de la tierra y sirven de base para mapear el inventario. El uso de métodos estándares permite establecer comparaciones entre diferentes estimaciones de carbono.

Las metodologías de estimación de carbono son flexibles en cuanto a la forma de muestreo y frecuencia de recolección de datos

La información proveniente de inventarios forestales introduce generalmente errores grandes en las estimaciones. Los árboles huecos, la conversión de volúmenes medidos en diferentes diámetros mínimos, el uso de la gravedad específica o densidad básica de la madera y la conversión final de biomasa de madera de fustes a biomasa total ocasionan errores en la estimación del volumen original (Brown y Lugo 1992).

### 8.4.3 Diseño del muestreo

El inventario de carbono es más complicado que el inventario forestal tradicional, ya que cada fuente de carbono puede tener una varianza diferente.

#### Tipos de muestreo

Se recomienda utilizar un **muestreo estratificado** al azar para los inventarios de carbono arriba del suelo, ya que provee estimados más precisos pues el marco de muestreo (total de unidades de muestreo) es el área de muestreo del bosque o proyecto.

Los **estratos** dentro del bosque pueden ser definidos por zonas de vida, tipo de vegetación, tipo de suelo o pendiente. Dentro de cada estrato se ubican al azar las parcelas de muestreo (unidad de muestreo), las cuales pueden ser temporales (PTM) o permanentes (PPM), dependiendo de los objetivos del estudio o proyecto. Brown *et al.* (1989), Phillips *et al.* (1998), y Brown y Lugo (1992) han empleado PPM en sus estudios para analizar carbono. Sin embargo, las PTM son una herramienta rápida y menos costosa para obtener estimados de carbono.

Las parcelas son una herramienta eficaz para medir el crecimiento de la biomasa

#### Tamaño de la muestra

Dependiendo del nivel de precisión, se debe calcular el tamaño de la muestra para cada estrato y para cada fuente de carbono. Dicho **nivel de precisión** está entre 5 y 20% (Schlegel *et al.* 2001, IPCC 2000). Para definir el tamaño de la muestra, primero se visitan los sitios. Las parcelas se ubican al azar o sistemáticamente, aunque por lo general se usa el **muestreo estratificado al azar**. Lo más conveniente es establecer, como mínimo, tres si-



tios por estrato; luego, se levanta el inventario, se calcula la varianza y con ésta, se define el número de parcelas. A continuación, se seleccionan al azar o sistemáticamente los sitios de muestreo de acuerdo con el número de parcelas. Es necesario considerar algunos sitios alternativos por si acaso algún sitio no pudiera ser muestreado. Cada sitio se localiza en un mapa, para luego ubicarlo en el campo y llevar un control.

Para simplificar el diseño de muestreo, el tamaño de muestra para cada fuente de carbono se debe determinar por separado. Después, se decide cuántas muestras coleccionar por fuente. Es conveniente aumentar en un 10 ó 20% el número de parcelas, ya que muchas no podrán ser remedidas por diversas razones, lo que puede afectar el monitoreo o verificación. Para determinar el **número de parcelas** (n) con un error de estimación determinado (Syx) se utiliza la siguiente fórmula:

$$n = \left[ \frac{t \cdot s}{\left( \frac{Syx \cdot X}{100} \right)} \right]^2$$

donde:

n= número de parcelas

Syx= error de estimación (%)

t= valor de la t de Student de los grados de libertad y % de probabilidad

s= varianza

X= Media

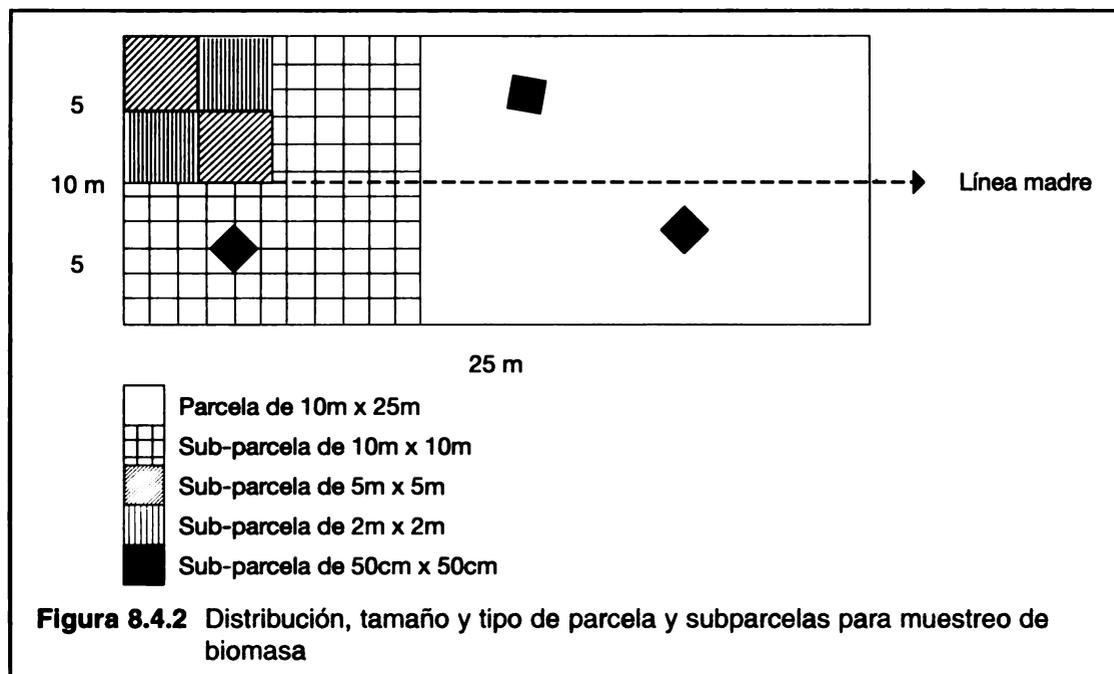
### Tamaño, tipo e instalación de las parcelas de muestreo

Las parcelas de muestreo pueden ser **circulares o rectangulares** y de **extensión variable**. De acuerdo con el tamaño del bosque y las características de los estratos, se decidirá el tipo, tamaño y número de parcelas que pueden establecerse. Si en algunas áreas del bosque se ha hecho algún tipo de monitoreo forestal es recomendable que se continúe trabajando con los mismos lineamientos. El uso de parcelas grandes para medir los árboles mayores es una buena decisión.

Los lineamientos que se utilicen para determinar el tipo de parcela dependen de las condiciones del área

- Según Márquez (2000), el esquema de parcelas que mejor ha funcionado en bosques son las **parcelas concéntricas**, las cuales consisten en parcelas de forma circular con diferentes radios para muestrear distintas fuentes de biomasa (maleza, hojarasca, suelo, árboles). Sin embargo, Camacho (2000) recomienda utilizar parcelas de muestreo de forma cuadrada en bosques primarios húmedos, debido a la alta riqueza de especies con un dap  $\geq 10$  cm. Así como las parcelas circulares tienen su origen en un punto en el centro, las parcelas cuadradas deben tener una esquina en común.

El proyecto "Cambio de Uso de la Tierra y Flujos de Carbono para Centroamérica" (LUCCAM), (Univesidad de Helsinki/CATIE), ha trabajado en bosques de Nicaragua y Guatemala con **parcelas rectangulares anidadas** (Fig. 8.4.2). Estas tienen un área de 250 m<sup>2</sup> (10m x 25m). Como punto de partida se toma la esquina del lado izquierdo, en el sentido en que se inició la distribución de las parcelas en el campo. Luego se instala una subparcela de 100 m<sup>2</sup> (10m x 10m), otra de 25 m<sup>2</sup> (5m x 5m) y por último dos subparcelas opuestas de 4 m<sup>2</sup> (2m x 2m).



### Elementos que se deben muestrear

En los ecosistemas forestales, el carbono se acumula en cuatro componentes:

- biomasa arriba del suelo (árboles y vegetación herbácea)
- biomasa abajo del suelo (sistema radicular)
- hojarasca y material vegetal en descomposición
- suelo

El muestreo de estos componentes se realiza en parcelas proporcionales al tipo de vegetación. La influencia de la vegetación herbácea en el almacenamiento y fijación de carbono en un bosque es poca, por lo que puede omitirse, dependiendo del grado de importancia de este componente dentro del estudio.

Dentro de las parcelas de muestreo se debe considerar la medición de un **número limitado de dimensiones** de todos los árboles del rodal. En el caso de parcelas de investigación, se debe seleccionar y detallar la medición de una muestra de árboles; los resultados se aplican a los árboles remanentes para obtener estimados del peso de árboles por unidad de área (Satoo y Madgwick 1982). Además de medir variables como dap y altura de los árboles en las parcelas, se deben tomar muestras para gravedad específica y/o fracción de carbono.

En las parcelas rectangulares concéntricas (Fig. 8.4.2), los elementos a medir son:

- Parcela de 250 m<sup>2</sup>: fustales (≥10 cm dap)
- Subparcela de 100 m<sup>2</sup>: latizales altos (5-9,9 cm dap)
- Subparcela de 25 m<sup>2</sup>: latizales bajos (1,50 m de altura a 4,9 cm dap)
- Subparcelas de 2 m<sup>2</sup>: brinzales (0,30 m - <1,5 m de altura)



La **hojarasca** se mide en un mínimo de tres muestras distribuidas al azar dentro de la parcela de 250 m<sup>2</sup>, empleando marcos de 50cm x 50cm. Estudios más detallados incluyen muestreo de suelos y raíces. Para el caso del suelo las muestras pueden ser tomadas de los mismos puntos que la hojarasca; así tendremos una muestra por parcela por profundidad. La profundidad recomendada es de 0-30 cm y de 30-60 cm, debido a que las concentraciones más altas de materia orgánica se encuentran en los primeros niveles; sin embargo, dependiendo del tipo de sistema radicular y suelo podrían encontrarse cantidades significativas de carbono después de los 60 cm de profundidad.

### **Medición de fuentes de carbono**

Cada elemento dentro de las parcelas rectangulares anidadas ofrece la siguiente información:

#### ◦ *Árboles*

En los fustales, latizales bajos, latizales altos y brinzales se mide el diámetro a la altura de pecho (dap), la altura de todos los árboles y se identifica la especie. Schlegel *et al.* (2001) recomiendan medir la cobertura de copas en dos transectos de 50 m cada uno. Luego, se seleccionan tres individuos al azar por categoría de vegetación, se cortan y pesan por componentes: fuste, ramas y hojas, y se toman muestras para materia seca y fracción de carbono.

En cuanto a los árboles >60 cm dap, lo más recomendable es utilizar individuos que se encuentran dentro de un plan general de manejo para posterior aprovechamiento. Los componentes evaluados del árbol pueden ser: fuste comercial, tocón, ramas comerciales, ramas no comerciales y trozas no comerciales. Toda la biomasa <25 cm de diámetro se pesa y se toma una submuestra para obtener materia seca; para la biomasa >25 cm de diámetro se cubica midiendo el diámetro cada 1 m de longitud de las trozas. ¶

#### ◦ *Tocón*

Algunas especies del bosque tienen el tocón cilíndrico, lo cual facilita su medición en caso de no poder cortarse y pesarse, que sería la forma más directa. En caso contrario, se toman varias medidas de altura a diferentes niveles y del diámetro superior e inferior (cerca del suelo) del tocón. Si se desprenden algunas partes del tocón, como las gambas, se pesan por aparte y se toman muestras para materia seca. ¶

#### ◦ *Hojarasca*

La hojarasca se toma de los tres marcos de 50cm x 50cm; se recoge todo el material presente, se pesa y se mezcla para obtener una submuestra para estimar la materia seca. En la muestra hay que incluir toda la biomasa de hojas, ramas y ramillas <2cm de diámetro.

#### ◦ *Necromasa*

La materia muerta (árboles caídos y troncos) >10 cm de diámetro se pesa en toda la superficie de la parcela de 250 m<sup>2</sup>. Dependiendo del nivel de detalle del estudio pueden hacerse categorías de necromasa por diámetro o estado de descomposición.

#### ◦ *Suelo*

En cada una de las subparcelas de hojarasca se toman las muestras de suelo por nivel de profundidad, se mezclan y homogenizan con el propósito de obtener una muestra representativa de toda la parcela; luego se obtiene una muestra por cada nivel de muestreo.



Es necesario conocer también la densidad aparente de los suelos para poder determinar el contenido de carbono por unidad de volumen de suelo. En este caso, es recomendable utilizar el método del "cilindro de volumen conocido". La muestra se toma a partir del nivel del suelo hasta los 15 cm, asegurándose de que la mitad del cilindro quede exactamente a los 15 cm, luego se repite el mismo procedimiento para la profundidad de 30-60, con la mitad del cilindro a 45 cm.

#### *Raíces*

Si no contamos con estimaciones de biomasa de raíces en un inventario, se puede utilizar un porcentaje no menor de 10 ó 15% de la biomasa radicular con respecto a la biomasa aérea total (MacDicken 1997). Existe una amplia variedad de métodos para estimar la cantidad de biomasa de raíces, sin embargo, los estudios en este tema son escasos principalmente por el alto costo del muestreo. MacDicken (1997) y Smit *et al.* (2000) mencionan varios métodos:

- Cilindro de volumen conocido 'Core Sampling', para profundidades de 0-30 cm
- Muestreo de bloques para determinar la distribución de raíces hasta 30 cm de profundidad
- Barreno
- Manual
- Mecanizado

### 8.4.4 Organización, análisis e interpretación de los resultados

Como hemos visto, para estimar la biomasa en bosques se pueden emplear dos tipos de métodos: los métodos destructivos y los inventarios forestales.

#### **Organización y cálculos de la información**

Si se utilizó un método destructivo, el siguiente paso será organizar los datos de dap, altura total y/o comercial, volúmenes y peso de biomasa por componentes y total, en forma tabular. Para determinar la biomasa mediante el peso directo de cada uno de sus componentes (vegetación, hojarasca y necromasa) se toman muestras y se pesan en el campo para que no pierdan humedad; luego en el laboratorio se calculan los factores de conversión de peso fresco a peso seco ó el contenido de materia seca a 60°C por un período de 24 a 72 horas dependiendo del tipo de material, para obtener así la materia seca (Ec. 2) y luego la biomasa (Ec. 3).

$$MS\% = \left( \frac{PSH}{PFM} \right) * 100 \quad (2)$$

donde

MS%= porcentaje de materia seca

PSH= peso seco (g) al horno

PFM= peso fresco muestra (g)

$$B = \frac{(PTV * MS\%)}{100}$$

donde

B = biomasa (t)

PTV= peso total verde del componente (t)

MS%= porcentaje de materia seca



Si se cuenta con el equipo adecuado, lo mejor será pesar toda la biomasa por componentes. Sin embargo, cuando el árbol o las ramas tienen un diámetro >20 cm, lo que es usual en bosques naturales, la biomasa de fuste, ramas grandes y tocón puede calcularse en forma indirecta. Tales cálculos se hacen mediante los métodos de cubicación de trozas con las fórmulas de Smalian (Ec. 4) y/o Huber (Ec. 5) para **fustes y ramas grandes**; la fórmula de la Neiloida truncada (Ec. 6) para tocones con gambas y la fórmula del cilindro para tocones sin gambas. Al final, se suman estos volúmenes para obtener el volumen total del fuste, de las ramas gruesas y del tocón.

$$V = \sum_{i=1}^n \left[ \left( \frac{(d_{T1} + d_{T2})}{2} \right)^2 * \left( \frac{\pi}{4} \right) * h_{Ti} \right] \quad (4)$$

1,57

donde

V = volumen del fuste o rama (m<sup>3</sup>)  
 d<sub>T1</sub> = diámetro del extremo grueso de la troza (m)  
 d<sub>T2</sub> = diámetro del extremo delgado de la troza (m)  
 h<sub>T1</sub> = altura o longitud de la sección o troza i (m)

$$V_{rama} = d_{rama}^2 * \left( \frac{\pi}{4} \right) * L_{rama} \quad (5)$$

donde

V<sub>rama</sub> = volumen de rama (m<sup>3</sup>)  
 d<sup>2</sup><sub>rama</sub> = diámetro centro de rama (m)  
 L<sub>rama</sub> = longitud de la rama (m)

Si el árbol tiene **gambas** se utiliza la Ec. 5 y si no las tiene se usa la Ec. 6 para estimar el volumen del tocón:

$$V_{tocón} = \left( \frac{h_{tocón}}{4} \right) * \left[ Ab + \sqrt[3]{(A b^2 * Au)} + \sqrt[3]{(A u^2 * Ab)} + Au \right] \quad (6)$$

donde

V<sub>tocón</sub> = volumen de tocón (m<sup>3</sup>)  
 H<sub>tocón</sub> = altura de tocón (m)  
 Ab = área de la parte inferior del tocón (m<sup>2</sup>)  
 Au = área de la parte superior del tocón (m<sup>2</sup>)

$$V_{tocón} = d_c^2 * \left( \frac{\pi}{4} \right) * h_{tocón} \quad (7)$$

donde

V<sub>tocón</sub> = volumen de tocón (m<sup>3</sup>)  
 = diámetro conocido (cm)  
 h<sub>tocón</sub> = altura del tocón (m)

## Inventarios especiales

De cada uno de los componentes se toman muestras y se pesan en el campo para que no pierdan humedad; luego se calcula en el laboratorio la **gravedad específica** o densidad básica (Ec. 8).

$$DB = \frac{PSH}{VM} \quad (8)$$

donde

DB= densidad básica (g/cm<sup>3</sup>)

PSH= peso seco al horno (g)

VM= volumen de la muestra (cm<sup>3</sup>)

Hay varios métodos que permiten determinar la gravedad específica en la madera: inmersión ó método de Buoyancy, medida del volumen por desplazamiento, medida directa de volumen, máximo contenido de humedad, método de flotación rápido (ASTM 1983, Browning 1967). El más recomendable es el de **medida del volumen por desplazamiento**.

El siguiente paso consiste en determinar la **biomasa** con la siguiente ecuación:

$$B = V * DB \quad (9)$$

donde

B= biomasa del componente (t)

V= volumen del componente (m<sup>3</sup>)

DB= densidad básica (t/m<sup>3</sup>)

La fracción de carbono se estima por categoría de vegetación, hojarasca y necromasa. Las estimaciones de la cantidad de carbono almacenado en diversos tipos de bosques naturales, bosques secundarios y plantaciones forestales por lo general asumen un valor de 50% para la fracción de carbono en materia seca en todas las especies (Brown y Lugo 1984). Las normas establecidas por el IPCC (1996), para realizar estimaciones de contenido de carbono en diferentes escenarios naturales, recomiendan utilizar el mínimo valor de 0,50 en caso de que no hayan datos disponibles.

El carbono también se puede determinar en forma de dióxido de carbono mediante **métodos químicos gravimétricos** directos e indirectos (Aires 1970).

Eduarte y Segura (1999) proponen un método para determinar carbono mediante la estimación de la energía con un **calorímetro adiabático** y realizando las conversiones respectivas. Con este método se han encontrado fracciones de carbono de 0,43 a 0,47 en diferentes especies forestales (Segura 1997, Segura 1999, Solíz 1998, Andrade 1999). Kort y Turnock (1999), estimaron la fracción de carbono para diferentes especies en 0,48 con métodos como el de combustión, cromatografía y conductividad termal. Para estimar el **carbono almacenado** se utiliza la siguiente ecuación:

$$CA = B_t * FC \quad (10)$$

donde

CA= carbono almacenado (t)

FC= fracción de carbono

B<sub>t</sub>= biomasa total (t)





## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

Por otra parte, si usamos datos provenientes de inventarios forestales y ecuaciones dadas en la literatura, el procedimiento es mucho más sencillo pero menos preciso. <sup>9</sup>

En el Recuadro 8.4.1 se presenta un ejemplo de estimación de biomasa con información de PPM de bosques latifoliados tropicales húmedos de la Virgen de Sarapiquí, Costa Rica.

### Recuadro 8.4.1

#### Ejemplo de estimación de biomasa con información de inventarios forestales Caso de Tirimbina Rain Forest Center, Costa Rica

El CATIE, por medio del proyecto PROSIBONA, cuenta con un registro de mediciones de PPM en estos bosques durante quince años. Tirimbina se ubica en La Virgen de Sarapiquí, Costa Rica, entre los 160-220 msnm, con una precipitación y temperatura promedio anual de 4 250 mm y 24,5 °C (Quirós y Finegan (1994). Según Holdridge (1982), se encuentra en la transición entre el bosque muy húmedo premontano transición a basal (bmh-P) y el bosque muy húmedo tropical (bmh-T).

Se trata de 80 ha de bosque primario intervenido, de las cuales 29,16 ha se encuentran bajo experimentación silvícola, en un diseño de bloques completos al azar con tres tratamientos (testigo, liberación con refinamiento parcial y dosel protector). El área experimental consiste de nueve bloques de 1 ha con una faja de amortiguamiento de 40 m de ancho. El área total de cada parcela es de 3,24 ha (180m x 180 m).

En el Cuadro 8.R.1 se muestran los pasos a seguir para obtener un estimado de la biomasa aérea total y el carbono almacenado por árbol. Se utilizan datos de densidad básica y fracción de carbono obtenidos en laboratorio, pero de igual forma se pueden utilizar datos publicados.

Especie	Dap (cm)	Volumen total* (m <sup>3</sup> )	Densidad básica (t/m <sup>3</sup> )	Fracción carbono	Bt** (m <sup>3</sup> )	Bt*** (m <sup>3</sup> )	Carbono almacenado** (tC)
<i>Pentaclethra macroloba</i>	60,0	5,386	0,60	47,1	3,23	2,75	1,52
<i>Tapirira guianensis</i>	81,0	10,299	0,57	45,9	5,87	6,32	2,69
Σ todas las especies		429,60				268,31	123,82

\* Según la ecuación  $\ln(v_{tot}) = -7,16 + 2,16 \cdot \ln(dap)$  (Segura (1999))  
 \*\* La biomasa total y el carbono almacenado se calcularon con las ecuaciones 9 y 10  
 \*\*\* Se utilizó la ecuación  $B_t = -745 + 0,17 \cdot (dap)$  (Segura 1999)

En el Cuadro 8.R.2 se presenta el estimado de volumen total (incluyendo ramas), la biomasa total y el carbono almacenado por hectárea y por tratamiento silvicultural, utilizando ecuaciones alométricas.

Tratamiento	Volumen total (m <sup>3</sup> /ha)	Biomasa total (t/ha)	Carbono almacenado (tC/ha)
Testigo	425,88	268,31	122,75
Liberación con Refinamiento Parcial	350,25	220,66	100,95
Dosel Protector	383,28	241,47	110,47
Promedio General	386,47	243,48	111,39

Fuente: Segura 1999



## Análisis e interpretación de los resultados

Si la información proviene de datos de inventarios forestales es posible seleccionar un modelo alométrico, pero si proviene de mediciones directas de una muestra se pueden generar ecuaciones propias del sitio, como se describió anteriormente. Se pueden considerar dos situaciones para estimar biomasa mediante modelos alométricos: 1) las muestras de árboles y vegetación herbácea son pesadas en el campo; 2) la biomasa se estima usando ecuaciones de predicción basadas en muestreos sobre una amplia área geográfica.

Para hacer uso de los modelos alométricos de estimación de biomasa arriba del suelo es necesario contar con información del inventario forestal de la zona en estudio.

### Construcción de modelos alométricos

Una vez organizada la información se prueban modelos lineales, logarítmicos, cuadráticos, potenciales y exponenciales, considerando la biomasa como variable dependiente y el dap y/o alturas como las independientes. De esta forma, un modelo da el contenido promedio de árboles individuales en términos de una o más de las dimensiones de árboles medidos (Husch *et al.* 1963). Los modelos de mejor ajuste se seleccionan con base en los siguientes **criterios**:

- lógica biológica del modelo
- coeficiente de determinación ajustado ( $R^2$ -ajustado)
- coeficiente de determinación ( $R^2$ )
- coeficiente de variación (CV%)
- prueba F (análisis de varianza) para el modelo y para cada parámetro
- prueba de supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia mediante el análisis gráfico de los residuos de los modelos
- prueba del modelo con los datos originales

Además de los criterios anteriores, Clutter *et al.* (1983) también se emplean algunos estadísticos para comparar y evaluar modelos de regresión transformados y no transformados; entre ellos Mallows (C) y PRESS y el Índice de Furnival (1961).

Autores como Martínez-Yrizar *et al.* (1992) citado por Brown (1997), Brown e Iverson (1992), Parresol (1999), Araújo *et al.* 1999, Segura (1999), Pérez y Kanninen (2001) construyeron ecuaciones y modelos matemáticos para estimar biomasa, a través de análisis de regresión entre las variables colectadas en el campo y de inventarios forestales (dap, altura comercial y total, crecimiento diamétrico, entre otras).

### Uso de modelos o tablas de volumen

Una ecuación para predecir el volumen de un árbol se denomina '**tabla de volumen**', y el término se aplica indistintamente a funciones, gráficas, o cuadros que pueden utilizarse para estimar el volumen de un árbol en pie en función de variables correlacionadas, tales como diámetro de referencia (dap), altura total y comercial del árbol y factores o razones de forma (Ortiz 1993, Segura y Venegas 1999). Esta metodología requiere de información adicional, tal como la gravedad específica de las especies (estimada o asumida). La biomasa se estima con base en el volumen.

### Factor de Expansión de Biomasa

Otro método para estimar biomasa aérea total es el factor de expansión de biomasa (FEB), el cual es una relación de la biomasa del fuste con la biomasa total. Algunos es-

Para estimar biomasa en un sitio, se debe seleccionar un modelo, basado en criterios de zona de vida y tipo de vegetación

Un modelo alométrico es una relación matemática para estimar una variable (volumen o biomasa) con base en una o más variables independientes (dap, altura)

Por medio de tablas o ecuaciones específicas para la especie o bosque se puede estimar la cantidad de producto de un árbol (volumen, peso)



tudios han estimado los FEB tomando como base información de inventarios forestales y de mediciones de biomasa de árboles para diferentes tipos de bosque y zonas de vida (Brown y Lugo 1984, Brown *et al.* 1999, Segura 1999).

Un estudio que buscaba relacionar la biomasa del fuste con los FEB estimados de todas las regiones tropicales del mundo (Brown *et al.* 1989) encontró un FEB de 1,74 cuando la biomasa del fuste es mayor o igual a 190 Mg/ha y la Ec. 11 cuando la biomasa de fuste es menor a 190 Mg/ha.

$$FEB = e^{[3,213 - 0,506 \cdot \ln(B_f)]} \quad R^2 = 0,76; n = 56 \quad (11)$$

donde

FEB= Factor de Expansión de Biomasa

Ln= logaritmo en base n

B<sub>f</sub>= biomasa de fuste (t)

El FEB se basa en información de volúmenes y gravedad específica promedio de la madera

### En este subcapítulo hemos:

- Conocido el diseño de muestreo para estimar carbono
  - tipos de muestreo
  - tamaño de la muestra
  - tamaño, tipo e instalación de las parcelas de muestreo
  - elementos que se deben muestrear
  - medición de fuentes de carbono.
- Conocido la organización, análisis e interpretación de los resultados.

## 8.5 Bibliografía recomendada

### Subcapítulo 8.1

- Araujo, MR. 2001. Productos derivados de la fibra y la madera de bosques secundarios utilizados para la elaboración de artesanías en el mercado de Masaya, Nicaragua. Tesis Mag.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 92 p.
- Baur, GN. 1964. The ecological basis of rainforest management. FAO/Forestry Commission of New South Wales. Sydney, Australia. 499 p.
- CATIE/CIFOR/EMBRAPA-CPATU/UNALM/UCA. 1998. Protocolo de levantamiento de vegetación en bosques secundarios. Proyecto de investigación Manejo de Bosques Secundarios en América Tropical. Documento de proyecto. 14 p.
- Colán, V. 1998. Regeneración natural de especies arbóreas en vegetación secundaria. Artículo presentado en el Primer Congreso Latinoamericano IUFRO celebrado en Valdivia, Chile, 1998. IUFRO. Chile. 9 p.
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Serie Técnica. Informe Técnico no 188. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Publicación 5. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 28 p.
- Guariguata, MR; Finegan, B. eds. 1998. Ecology and management of tropical secondary forest: Science, People and Policy. Proceedings of a conference held at CATIE, Costa Rica, November 10-12, 1997. Serie Técnica. Reuniones Técnicas no 4. CATIE/CIFOR. Turrialba, Costa Rica. 233 p.
- Hutchinson, ID. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. Serie Técnica. Informe Técnico no 204. Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Publicación 7. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 32 p.
- Mueller, E. 1998. Land use policy and secondary forest management in the Northern zone of Costa Rica. In Guariguata, MR; Finegan, B. eds. 1998. Ecology and management of tropical secondary forest: Science, People and Policy. Proceedings of a conference held at CATIE, Costa Rica, November 10-12, 1997. Serie Técnica. Reuniones Técnicas no 4. CATIE/CIFOR. Turrialba, Costa Rica. pp 11-18
- Quesada Monge, R. 2000. Propuesta para el manejo del bosque secundario en Costa Rica – Experiencias de manejo forestal. In Quesada Monge. ed. 2000. Memoria seminario "Avances en el manejo del

## Inventarios especiales



- bosques secundario en Costa Rica". Proyecto COSEFORMA/GTZ. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal. Cartago, Costa Rica. pp 11-21.
- Sabogal, C; Colán, V; Galván, O; Current, D; Domínguez, G; Yepes, F. 2002. Aspectos metodológicos para determinar opciones de manejo de bosques secundarios (*purmas*) en la Amazonía peruana, con especial referencia a la zona de Pucallpa. 21 p. *En prensa*
- Sáenz, G; Finegan, B. 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. Manejo Forestal Tropical 15. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 8 p.
- Whitmore, TC. 1998. A pantropical perspective on the ecology that underpins management of tropical secondary rain forests. In Guariguata, MR; Finegan, B. eds. 1998. Ecology and management of tropical secondary forest: Science, People and Policy. Proceedings of a conference held at CATIE, Costa Rica, November 10-12, 1997. Serie Técnica. Reuniones Técnicas no 4. CATIE/CIFOR. Turrialba, Costa Rica. pp 19-34.

### Subcapítulo 8.2

- Kleinn, C; Morales, D. 2001. WP4 Report: Development of sampling strategies. Final Report TROF project. Documento Interno. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Kleinn, C; Morales, D. 2001. Recopilación de información sobre árboles fuera de bosque en América Latina. Proyecto TROF. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Kleinn, C. 2000. Inventario y evaluación de árboles fuera del bosque en grandes espacios. UNASYLVA 200, Vol 51.
- Kleinn, C. 2000. Tree resources outside the forest: how to assess a scattered heterogeneous resource. IUFRO World Congress, Kuala Lumpur. August 7-12, 2000.
- Kleinn, C. 1999. Compilation of information on trees outside the forest. Regional Special Study for Latin America. Final report to FAO, Rome, Italy.
- Kleinn, C. 1996. Ein Vergleich der Effizienz von verschiedenen Clusterformen in forstlichen Grobrauminventuren. Forstw. Cbl. 115 (1996): 378-390
- Holmgren, P; Masaka, EJ; Sjöholm, H. 1994. Not all African Land is being degraded: a recent survey of trees on farms in Kenya reveals rapidly increasing forest resources. *Ambio* 23(7): 390-395
- FAO. 2000. Los árboles fuera del bosque. UNASYLVA 51:200/1. Roma, Italia.
- FAO. 1998. FRA 2000 – Terms and Definitions. Forest Resources Assessment Programme. Working Paper No. 1. Roma, Italia.
- Rathore, Ch; Prasad, R. 2001. TOF resource study and management: Assessment methodologies and institutional approaches in India. In Kleinn C *et al.* 2002. Proceedings of FAO Expert Consultation "Enhancing the contribution of Trees Outside Forest to Sustainable Livelihoods" Rome, Nov 26-28, 2001.
- Silvander, RB. 1981. Bosques del país y su distribución por provincias. Universidad Estatal a Distancia. San José, Costa Rica.
- TROF. 2001. Inventario del recurso arbóreo fuera del bosque. Informe final a la Comisión Europea. Freiburg, Alemania.

### Subcapítulo 8.3

- Arentz, F. 1993. Non timber products - their role in sustainable development of tropical forests. *Tropical Forests Management: Update* 3(2):3-7.
- Campos, JJ; Finegan, B; Villalobos, R. 2001. Management of goods and services from neotropical forest biodiversity: diversified forest management in Mesoamerica. In Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Assessment, conservation and sustainable use of forest biodiversity. CBD Technical Series No. 3. Montreal. p. 5-16
- Chandrasekharan, C. 2000. Terminology, Definition And Classification Of Forest Products Other Than Wood. Report of the International Expert Consultation on Non-Wood Forest Products. FAO Forestry Department. Appendix 4.4.2. <http://www.fao.org/docrep/V7540e/V7540e00.htm>.
- Cotton, CM. 1996. Ethnobotany: principles and applications. WILEY. New York, EE.UU. 424 p.
- FAO. 1995. Consulta de expertos sobre productos forestales no madereros para América Latina y El Caribe. Memoria. Santiago, Chile, 4 al 8 de julio de 1994. Dirección de Productos Forestales, FAO. Roma, Italia. 332 p.
- Gálvez, J. 1996. Elementos técnicos para el manejo forestal diversificado de bosques naturales tropicales en San Miguel, Petén, Guatemala. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 163 p.
- Given, DR; Harris, W. 1994. Techniques and methods of ethnobotany. The Commonwealth Secretariat. London, Reino Unido. 148 p.
- ITTO. 1993. Status and potential of non-timber products in the sustainable development of tropical forest. Proceedings of the international seminar, 17 november 1990, International Organizations Center, Yokohama, Japan. International Tropical Timber Organization (ITTO). Japón. 83 p.



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

- Lange, D. 1996. Medicinal plant market study in Germany; state of project. Medicinal Plant Conservation (UICN, Germany) 2:9-10.
- Lund, HG. 1998. A comparison of multipurpose resource inventories (MRIs) throughout the world. European Forest Institute, Finland. Working Paper 14. 46 p.
- Marmillod, D; Chang, Y; Bedoya, R. 1995. Plan de aprovechamiento sostenible de *Quassia amara* en la Reserva Indígena de Kéköldi. In Ocampo, R. ed. Potencial de *Quassia amara* como insecticida natural. Serie técnica, Informe técnico 267. CATIE. Turrialba, Costa Rica. pp. 68-90.
- Marmillod, D; Villalobos, R; Robles, G. 1998. Hacia el manejo sostenible de especies vegetales del bosque con productos no maderables: las experiencias de CATIE en esta década [disco compacto]. In Congreso Latinoamericano IUFRO (1, 1998, Valdivia, Chile). El manejo sustentable de los recursos forestales, desafío del siglo XXI. Valdivia, CONAF/IUFRO.
- Montiel, H; Villalobos, R; Marmillod, D; Ocampo, R; Valerio, J. 1997. Identificación de herramientas para la estimación de existencias de *Smilax chiriquensis* (recurso no maderable medicinal) en bosques naturales. Tercer congreso forestal centroamericano, resúmenes de ponencias. San José, Costa Rica. p. 37-39.
- Peters, C. 1996. Observations on the sustainable exploitation of non-timber tropical forest products. An ecologist's perspective. In Ruiz, M; Arnold, JEM. eds. Current issues in non-timber forest products research. Proceedings of the workshop "Research on NTPF", 28 August - 2 September 1995, Hot Springs, Zimbabwe. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia. pp. 19-39.
- Pineda, P; Marmillod, D; Ferreira, P; Ocampo, R. 1995. Elementos de muestreo para el diseño de un inventario de bayal (*Desmoncus* spp.) en el bosque petenero. In CATIE. Segunda Semana Científica 1995; resúmenes. Turrialba, Costa Rica. pp.103-107.
- Pinedo-Vasquez, M; Zarin, D; Jipp, P. 1990. Use values of tree species in a communal forest reserve in Northeast Peru. Conservation Biology 4(4):405-416.
- Reining, C; Heinzman, R. 1992. Productos no maderables de la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Fundación Conservación Internacional / ProPetén. Flores, Guatemala. 163 p.
- Ríos, F. 2001. Manual de ordenamiento castañero. Proyecto Conservando Castaños, Oasis Preserve International. Lima, Perú. 82 p.
- Robles, G; Ocampo, R; Marmillod, D. 1997. Incorporación de una especie no maderable en un sistema silvicultural diversificado: el caso de *Zamia skinneri*. In CATIE. Actas de la Tercera Semana Científica. 1997. Turrialba, Costa Rica. pp. 133-138.
- Robles, G; Villalobos, R; Marmillod, D; Chang, Y. 1999. La etnobotánica como una herramienta para orientar la diversificación del manejo sostenible de los bosques tropicales: el caso Teribe. In CATIE. Actas de la IV Semana Científica 1999. Turrialba, Costa Rica. pp.317-320.
- Silva, A. de. 2001. Consideraciones sociales y silviculturales para el manejo forestal diversificado en una comunidad ribereña en la "floresta nacional do Tapajós", Amazonía Brasileña. Tesis Mag.Sc. CATIE. 125 p.
- Villalobos, R. 1995. Distribución de *Quassia amara* L. ex Blom en Costa Rica, y su relación con los contenidos de cuasina y neoquasina (insecticidas naturales) en sus tejidos. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 163 p.
- Villalobos, R; Ocampo, R. eds. 1997. Productos no maderables del bosque en Centroamérica y el Caribe. Actas de la Consulta sobre la situación de los productos forestales no madereros, 17-21 Julio 1995, CATIE, Turrialba, Costa Rica. Serie Técnica. Eventos especiales No. 1. 103 p.
- Villalobos, R; Chang, Y; Marmillod, D; Bedoya, R; Leigue, L. 1998. Desarrollo de criterios silviculturales para el manejo de *Quassia amara*, un producto no maderable del bosque tropical. In Memoria del Simposio Internacional sobre posibilidades de manejo forestal sostenible en América Tropical. BOLFOR, CIFOR, IUFRO. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, 15-20 de julio de 1997. p. 64-70.
- Villalobos, R; Marmillod, D; Ocampo, R; Mora, G; Rojas, C. 1999. Variations in the quassin and neoquassin content in *Quassia amara* (Simaroubaceae) in Costa Rica: ecological and management implications. Acta Horticulturae 502:369-376. (Presentado en: World Congress on Medicinal and Aromatic Plants 2, 1997, Mendoza, Argentina)
- Wickens, GE. 1991. El desarrollo de los productos forestales no madereros: principios de ordenación. Unasylva 42(165): 3-8.
- Wong, JLG. 2000. The biometrics of non timber forest product resource assessment: a review of current methodology.
- Wong, JLG; Thornber, K; Baker, N. 2001. Evaluación de los recursos de productos forestales no madereros. Serie Productos Forestales No Madereros 13. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO. 124 p.
- Zúñiga, P. 1997. Caracterización ecológica de *Philodendron rigidifolium* y *Heteropsis oblongifolia*. Informe de práctica de especialidad. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica. 104 p.

## Inventarios especiales

### Subcapítulo 8.4

- Andrade, H. 1999. Dinámica productiva de sistemas silvopastoriles en el trópico húmedo. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 68 p.
- Araújo, TM; Higuchi N; de Carvalho, JA jr., 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management* 117: 43-52.
- ASTM. ed. 1983. Standard test methods for specific gravity of wood and wood-base materials.. D143-83. Philadelphia, USA. p. 35-76.
- Ayres, HG. 1970. Análisis químico cuantitativo. Harper y Row. Madrid, España. p. 221-229
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. *FAO Montes* 134. Roma, Italia. 55 p.
  - Brown, S; Gillespie, AJR; Lugo, AE. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35(4): 381-902
  - Brown S, Iverson LR. 1992. Biomass estimates for tropical forests. *World Resource Review* 4 (3): 366-383.
  - Brown, S; Lugo, AE. 1984. Biomass of tropical forests: A new estimate based on forest volumes. *Science* 223: 1290-1293
- Brown, S; Lugo, AE. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17(1): 8-27
- Brown, SL; Schroeder, P; Kern, JS. 1999. Spatial distribution of biomass in forests of the eastern USA. *Forest Ecology and Management* 123: 81-90
- Browning, BL. 1967. Methods of wood chemistry. Interscience Publishers. New York, EE.UU. Vol 1. 377 p.
- Camacho, M. comp. 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical: guía para el establecimiento y medición. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 52 p.
- Clutter, JL; Fortson, JC; Peina, LV; Brister, GH; Bailey, RL. 1983. Timber management: A quantitative approach. WILEY. New York, EE.UU. 333 p.
- Eduarte, E; Segura, M. 1999. Determinación de carbono utilizando la calorimetría. *Revista de Ciencias Ambientales*. 15:54-55
- Furnival, GM. 1961. An index for comparing equations used in constructing volume tables. *Forest Science* 7(4): 337-341.
- Holdridge, LR. 1982. Ecología basada en zonas de vida. IICA. Colección de Libros y Materiales Educativos no. 83. San José, Costa Rica. 216 p.
- Husch, B; Miller, C; Beers T. 1963. *Forest Mensuration*. 3 ed. 397 p.
- IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Report of the twelfth session of the intergovernmental panel on climate change. Reference manual and workbook of the IPCC 1996 revised guidelines for national greenhouse gas inventories. Mexico City, 11 – 13 september 1996.
- IPCC. 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Watson, R; Noble, I; Bolin, B; Ravindranath, NH; Verardo, D; Dokken, D. eds. Cambridge University Press. 375 p.
- Kauppi, PE; Mielikainen, K; Kuusela K. 1992. Biomass and carbon budget of European Forest, 1971 to 1990. *Science* 256: 70-71
- Kort, J; Turnock, R. 1999. Carbon reservoir and biomass in Canadian prairie shelterbelts. *Agroforestry systems* 44: 175-186.
- MacDicken, KG. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Forest Carbon Monitoring Program. Winrock International Institute for Agricultural Development. 84 p.
- Márquez, L. ed. 2000. Técnicas para inventarios de carbono en uso del suelo. Fundación Solar. Guatemala. 29 p.
- Ortiz, E. 1993. Técnicas para la estimación del crecimiento y rendimiento de árboles individuales y bosques. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Departamento de Ingeniería Forestal. Serie de Apoyo Académico no. 16. Cartago, Costa Rica. 71 p.
- Parresol, LBR. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45(4): 573-593
- Pérez, LD; Kanninen M. 2002. Wood specific gravity and aboveground biomass of *Bombacopsis quinata* plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*: 165:1-3
- Phillips, OL; Malhi, Y; Higuchi, N; Laurance, WF; Nuñez, PV; Vásquez RM; Laurance, SG; Ferreria, LV; Stern, M; Brown, S; Grace, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forest: evidence from long-term plots. *Science* 282: 439-442
- Quirós, D; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica: definición de un plan operacional y resultados de su aplicación. Serie Técnica. Informe Técnico no. 225. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Satoo, T; Madgwick, HAI. 1982. Forest biomass. The Netherlands, Forestry Sciences. 151 p.





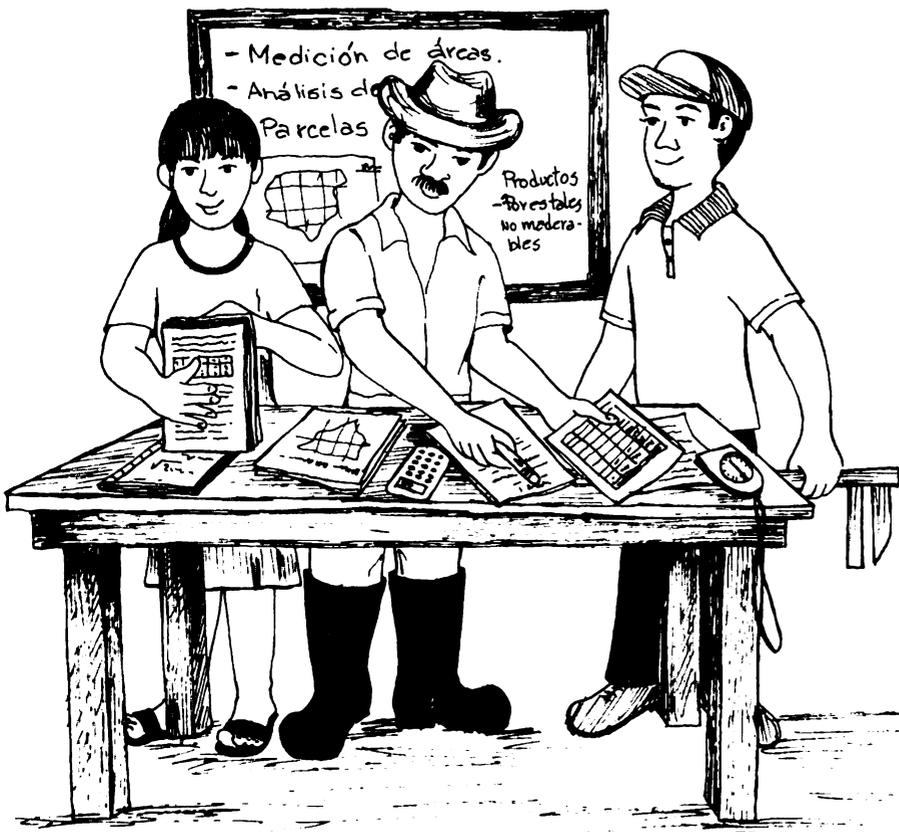
## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

- Schlegel, B; Gayoso, J; Guerra J. 2001. Manual de procedimiento para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Universidad Austral de Chile. 14 p.
- Segura, M. 1997. Almacenamiento y fijación de carbono en *Quercus costaricensis*, en un bosque de altura en la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. Tesis Lic. Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 147 p.
- Segura, M. 1999. Valoración del servicio de fijación y almacenamiento de carbono en bosques privados en el Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. Tesis Mag.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica . 115 p.
- Segura, M; Venegas, G. 1999. Tablas de volumen comercial con corteza para encino, roble y otras especies del bosque pluvial montano de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. Serie Técnica. Informe Técnico no. 306. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 46 p
- Soliz, B. 1998. Valoración económica del almacenamiento y fijación de carbono en un bosque subhúmedo estacional de Santa Cruz, Bolivia. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 113 p.
- Smit, AL; Bengough, AG; Engels, C; van Noordwijk, M; Pellerin S; van de Geijn, SC. eds. 2000. Root methods. A handbook. Springer-Verlag. Berlin, Alemania. 573 p.

# Capítulo 9

## **Análisis e interpretación de resultados de inventarios forestales**

- 9.1 Introducción
- 9.2 Análisis del error de muestreo
- 9.3 Análisis de resultados básicos
- 9.4 Abundancia y frecuencia de especies comerciales al nivel de brinzales
- 9.5 Grupos ecológicos
- 9.6 Selección de sistema silvicultural
- 9.7 Determinación de parámetros silviculturales para la planificación del manejo del bosque
- 9.8 Bibliografía recomendada



Bastiaan Louman  
Scott Stanley

El análisis e interpretación de los resultados obtenidos en un inventario forestal son fundamentales para una buena planificación del manejo  
Dibujo: Rocío Jiménez





# Análisis e interpretación de resultados de inventarios forestales

## 9.1 Introducción

La mayoría de los textos de inventarios forestales en bosques tropicales hacen énfasis en el diseño y la planificación, la forma cómo coleccionar y presentar la información, los aspectos estadísticos, pero descuidan lo más importante, el análisis e interpretación de los resultados. Dada esta carencia de información, se decidió adicionar a este manual un capítulo relacionado con el análisis e interpretación de inventarios forestales. Para su elaboración se tomó como base la *Guía para la interpretación de resultados de un inventario forestal* de Scott Stanley (1997) y parte del Capítulo 6 del libro *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central* (Louman *et al.* 2001).

En un curso sobre manejo forestal celebrado en el CATIE, se discutió el sentido de los inventarios y por qué deberían tener un buen diseño, implementación y procesamiento de datos. Algunas observaciones interesantes tuvieron que ver con **el error de muestreo**; por ejemplo, un participante preguntó por qué el Estado exige un error de muestreo máximo si este dato no sirve de nada al estimar el volumen de caoba a extraer cada año; por qué un año sí tenía suficiente, y otro año no. Los participantes llegaron a la conclusión de que su interpretación del error de muestreo es incompleta, y en el subcapítulo 9.2 explicaremos por qué.

Otra persona mostró un plan de manejo realizado en su país a inicios de los años noventa. Explicó que el cálculo de la corta anual se hizo dividiendo el volumen existente de todas las especies comerciales entre el ciclo de corta. Este método se basa en la fórmula de von Mantel y es el método más sencillo para interpretar los datos de un inventario. Hasta hace poco tiempo, era muy útil cuando los únicos datos disponibles sobre los bosques tropicales eran los de inventarios forestales. La pregunta que surgió fue: *¿Es este método suficiente para asegurar la permanencia y el uso del bosque?* Ahora, varios años después, podemos afirmar que no es suficiente. Sí es una buena base para empezar, pero ahora sabemos suficiente sobre la dinámica de los bosques naturales tropicales en América Central y su silvicultura (ver por ejemplo Louman *et al.* 2001) y tenemos suficiente acceso a tecnología de información moderna, para aplicar una metodología un poco más compleja. En el subcapítulo 9.6 se presentará una metodología que se basa en el mismo principio pero considera además aspectos ecológicos y de producción. Para información detallada se recomienda leer a Vanclay (1994) y Alder (1995) sobre diferentes modelos de crecimiento y producción.

Además de explicar como interpretar el error de muestreo y la aplicación de un modelo simplificado de crecimiento como herramienta para determinar el marco silvicultural del manejo, en este capítulo estudiaremos otros aspectos relevantes para el análisis e interpretación de los inventarios forestales en bosques tropicales, tales como: el significado de las variables abundancia, área basal y volumen (subcapítulo 9.3), la importancia de los brinzales (subcapítulo 9.4) y la agrupación de especies según grupo ecológico (subcapítulo 9.5).



## 9.2 Análisis del error de muestreo

Antes de interpretar los resultados dasométricos procedentes de un inventario, es necesario calcular el error de muestreo para saber la confiabilidad de los mismos. En la mayoría de los países centroamericanos, la Administración Forestal del Estado (AFE) exige un error máximo permisible para el volumen total o área basal entre 15% y 20% a un nivel de 95% de confianza. Pero vale la pena preguntarse **¿Qué nos dice el error de muestreo?**

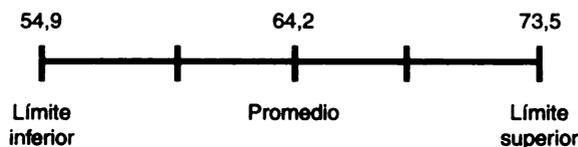
Para entender mejor el significado práctico del error de muestreo vamos a analizar un ejemplo de un inventario forestal real; se trata del sitio conocido como Arroyo Colorado en Petén, donde se inventarió una superficie de 5 000 ha con una intensidad de 1%, utilizando parcelas de 2 ha y un error de muestreo del 15%, al 95% de confianza (Cuadro 9.1 y Fig.9.1).

El error de muestreo establece el intervalo de confianza en el que se encuentra el promedio de la población, a una probabilidad deseada previamente definida

Cuadro 9.1 Resultados generales del inventario de Arroyo Colorado			
Parámetro	Todas las especies mayor a 25 cm dap	Especies comerciales mayor a 25 cm dap	Símbolo
Tamaño de parcela	2 ha	2 ha	
Número de parcelas	26	26	$T_{0.95} = 2,06$
Intensidad de muestreo	1%	1%	
Volumen promedio	64,2 m <sup>3</sup> /ha	11,7 m <sup>3</sup> /ha	$\mu$
Varianza	534,12	61,78	$S^2$
Desviación estándar	23,11	7,86	$S$
Coefficiente de variación	36%	67,2%	$S/\mu * 100$
Límites de confianza	Inf. 54,9 Sup. 73,5	Inf. 8,5 Sup. 14,8	$\mu \pm t * S/\sqrt{n}$
Error de muestreo	14,5%	27,1%	$\frac{t * S/\sqrt{n} * 100}{\mu}$
Fuente: adaptado de Stanley (1994)			

De los resultados del inventario podemos interpretar que existe una alta probabilidad (95% de confianza) de que el volumen promedio verdadero de madera, **para toda la población**, se encuentre en un rango de 15% respecto a la media muestral; o sea, entre 54,9 y 73,5 m<sup>3</sup>/ha [64,2 ± (64,2 x 0,145)]. En otras palabras, el error de muestreo nos dice el intervalo de confianza en el que se encuentra el promedio de la población a una probabilidad deseada previamente definida.

Este rango fue planteado para todas las especies inventariadas, tanto comerciales como no comerciales. Si se considera sólo el volumen para especies comerciales, el error de muestro sería mucho mayor y consecuentemente el rango entre el límite inferior y superior sería más amplio. En Arroyo Colorado, el error de muestreo para 13 especies comerciales mayores que el diámetro mínimo de corta (DMC) fue de 27%, casi el doble del error para todas las especies. Esto muestra que un área boscosa puede ser muy homogénea en cuanto al volumen total por unidad de superficie para todas las especies, pero a la vez heterogénea en cuanto al volumen comercial de determinadas especies, especialmente si ha sido aprovechada anteriormente.



**Figura 9.1** Promedio del volumen calculado en m<sup>3</sup> y límites de confianza al nivel de 95% para el inventario de Arroyo Colorado, Guatemala ( $\geq 25$  cm dap, todas las especies)  
Fuente: Stanley 1994

Muchas veces, los resultados del error de muestreo se interpretan en forma equivocada al considerar que el error encontrado corresponde a cada una de las especies y no al total en su conjunto. Esto ha traído como consecuencia una pérdida de credibilidad en los inventarios por parte de algunos usuarios e inclusive técnicos que interpretaron su cabal significado incorrectamente. Es por eso que, aunque no sea una exigencia de tipo legal, es conveniente señalar el error de muestreo de las especies comerciales a partir del DMC, lo que permitirá tener una mayor certeza del rango de los volúmenes reales que esperamos encontrar en el bosque y así evitar sorpresas desagradables. Implica también que los encargados de evaluar los planes de manejo deben ser flexibles y no exigir un error máximo basado en el volumen comercial, ya que para obtener errores menores de poblaciones limitadas se necesita un número mucho mayor de muestras lo cual encarecería el inventario. Lo importante es que se sepa **interpretar los resultados del inventario de acuerdo con el objetivo deseado**, y que se obtenga la mayor información posible que permita planificar adecuadamente el manejo.

En consecuencia, cabe la pregunta **¿Qué es lo que interesa evaluar en un inventario con fines de manejo: el volumen de todas las especies, solamente el de especies comerciales, o aspectos de estructura y composición florística de todas las especies?**. En realidad, los tres aspectos son importantes. Si fuera sólo un plan de aprovechamiento, definitivamente sólo interesaría el volumen de las especies comerciales, pero para fines de manejo, además del volumen comercial, interesa conocer la distribución por clase diamétrica del número de árboles, área basal y volumen por hectárea para cada una de las especies y grupos de especies, lo cual como veremos más adelante es muy útil para la toma de decisiones silviculturales.

### 9.3 Análisis de resultados básicos

#### 9.3.1 Agrupamiento de especies según su importancia comercial

El primer paso en la interpretación de los resultados es agrupar las especies según su grado de aceptabilidad en el mercado. Dada la variabilidad en la demanda del mercado y los diversos productos finales, **el agrupamiento de las especies varía entre regiones y en el tiempo**. Por eso, es recomendable que se haga un estudio del mercado antes que se inicie la interpretación de los resultados, para saber cuáles especies se pueden vender actualmente y también en cuáles especies se van a enfocar los tratamientos silviculturales.



Además de proporcionar una idea del volumen aprovechable ahora y en el futuro, el agrupamiento de las especies en clases comerciales facilita la toma de decisiones silviculturales. Existen muchas clasificaciones para agrupar especies, algunas relacionadas con el pago del impuesto por el valor de la madera en pie. El "*Modelo de simplificación de planes de manejo para bosques naturales latifoliados en la región centroamericana*" (CATIE 1994) sugiere agrupar las especies en comerciales, potenciales y sin valor comercial, pero deja a cada país la opción de agruparlas de acuerdo a su conveniencia.

En Guatemala, la mayoría de planes de manejo de bosques latifoliados agrupan las especies en cinco grupos económicos:

- **AAACOM:** Especies altamente aceptables tanto en el mercado nacional como internacional, con un precio plenamente superior a las demás especies comerciales (caoba y cedro).
- **ACTCOM:** Especies que se pueden vender en el mercado nacional.
- **POTCOM:** Especies potencialmente comerciales por sus propiedades físico mecánicas o aprovechadas en otros países.
- **SINVAL:** Especies que no se prevé que tengan un valor económico de corto a mediano plazo.
- **VEDADO:** Especies que no se pueden cortar por prohibición legal.

En otros países se mantienen grupos similares, aunque los nombres y acrónimos pueden variar. En Honduras, por ejemplo, el grupo de AAACOM se llama "tradicional" e incluye, aparte de cedro y caoba, la especie valiosa redondo (*Magnolia yoroconte*).

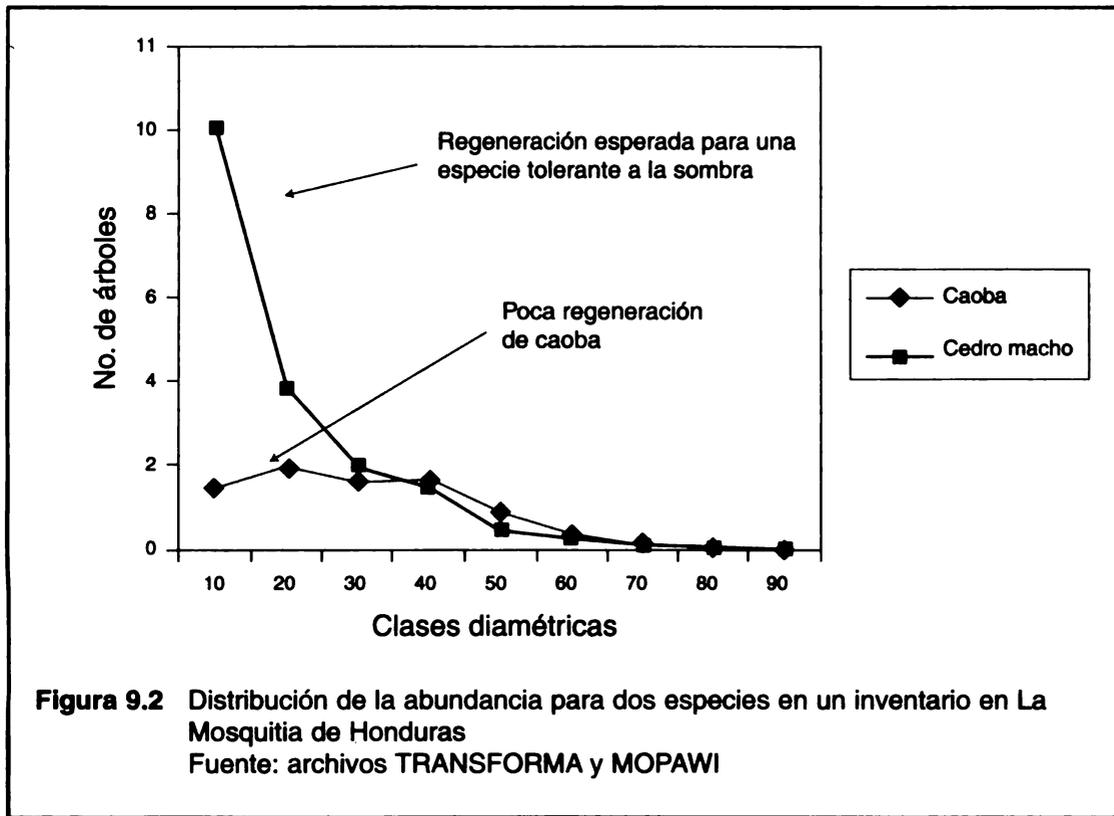
### 9.3.2 Abundancia

El análisis de la abundancia por especie, por grupo comercial y por clase diamétrica, proporciona información vital sobre la factibilidad de realizar un aprovechamiento comercial, la futura composición del rodal y además nos permite tener una idea sobre el grupo ecológico a que pertenece una determinada especie de interés.

Por ejemplo, si en un bosque primario no muy intervenido se encuentran más individuos de una especie en diámetros grandes en comparación con diámetros pequeños, esto implica que la especie no se regenera bien bajo sombra y es probable que sea una especie heliófita. La Fig. 9.2 muestra esta reacción usando la abundancia de una especie esciófita, cedro macho o caobilla (*Carapa guianensis*) y una heliófita durable, caoba (*Swietenia macrophylla*).

Cedro macho exhibe una distribución en forma de "**J invertida**", o sea una distribución normal para su grupo, mientras que caoba no tiene una pendiente pronunciada. Cabe mencionar que la clasificación de las especies en grupos ecológicos es compleja y, aparte de la abundancia, se necesita más información para agruparlas correctamente. Sin embargo, este método puede ser un indicador sencillo para tener una idea preliminar; más adelante, en el acápite 9.7, veremos cómo utilizarlo en casos con poca disponibilidad de información, para determinar los parámetros silviculturales más importantes (DMC, ciclo de corta, intensidad de corta, volumen de corta anual permisible) de los diferentes grupos de especies.

La abundancia de una especie, por grupo comercial y por clase diamétrica, permite tomar decisiones de manejo bien fundamentadas



### 9.3.3 Área basal

Para tener una mejor idea sobre la competencia que ocurre entre individuos en un rodal, lo ideal sería medir el ancho, la altura y la ubicación de todas las copas de los árboles en parcelas permanentes de muestreo. Dada la complejidad del bosque húmedo tropical, hacerlo resultaría demasiado costoso y estaría sujeto a muchos errores de medición. Sin embargo, hay una correlación lineal relativamente alta entre el diámetro de la copa y el del fuste. Al respecto, Dawkins (1963) mostró que para árboles que están en el dosel superior o mediano, la relación entre copa y dap es aproximadamente 20:1. Esta relación concuerda con datos de caoba en los bosques de Quintana Roo (Snook 1993). Dicha relación permite usar el parámetro del área basal como un indicador del nivel de competencia en el dosel. Si una especie ocupa el mayor porcentaje de área basal relativa (área basal de especie x 100/área basal total), significa que está dominando el sitio, aún si no es la más abundante. Esto implica que las copas de esta especie dominante están ocupando mucha área y probablemente estén bien iluminadas.

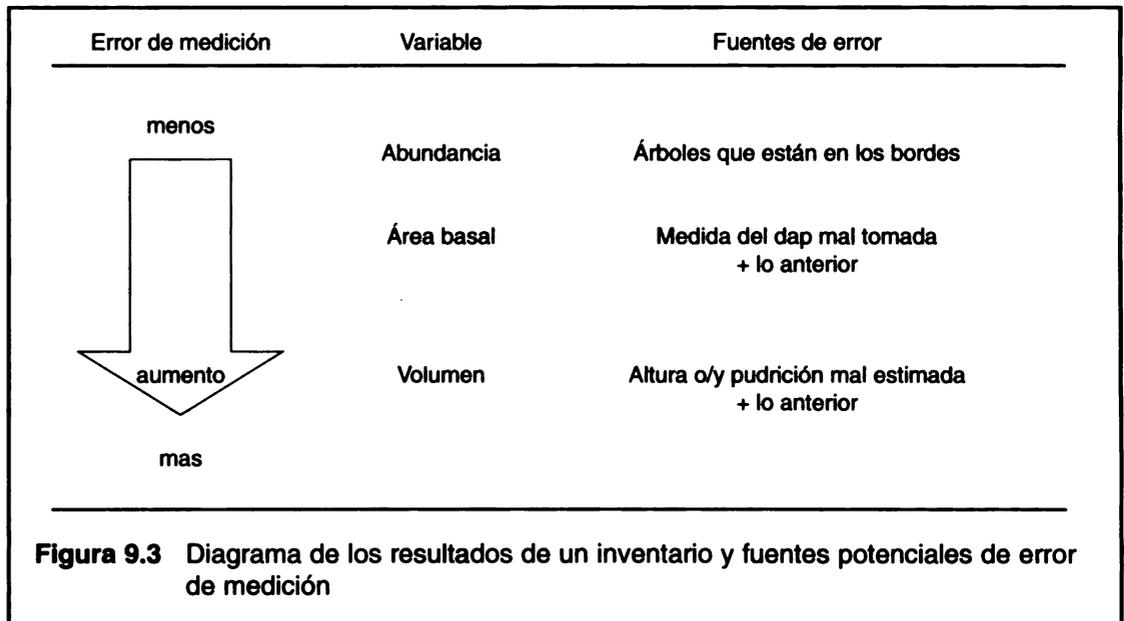
El área basal puede servir como un indicador del nivel de competencia en el dosel

El área basal total de un bosque primario no intervenido es un indicador de la calidad del sitio: **a mayor área basal, mejor calidad de sitio**. Para los bosques húmedos tropicales de bajura en Centroamérica, el área basal varía entre 10 y 35 m<sup>2</sup>/ha a partir de 10 cm dap. Esta variación se debe principalmente a factores del sitio, tales como la profundidad del suelo, drenaje y fertilidad, entre otros. Si para calidades de sitio conocidas, un bosque se acerca al área basal máxima encontrada en sitios de calidades similares, es muy probable que la competencia entre individuos en este sitio sea alta, y que un tratamiento silvicultural que elimine parte del área basal (no más del 40%) ayudaría a eliminar la competencia y mejorar el crecimiento de individuos de especies deseadas. Me-



diante un muestreo diagnóstico o muestreo silvicultural se puede determinar qué tipo de tratamiento se debe aplicar y con qué intensidad; tales metodologías se describen en detalle en Louman *et al.* (2001).

La distribución del área basal por grupos de especies y clases diamétricas también es útil para estimar el potencial que el bosque tiene de recuperar el volumen perdido por el aprovechamiento de madera. Esa metodología se discutirá en el subcapítulo 9.6. El área basal es una medida que toma en cuenta la cantidad y el tamaño de los árboles; por eso ofrece más información que sólo el número de árboles, e información más exacta que el volumen, porque este último se basa en una combinación de la medición del área basal y la estimación de la altura del árbol (ver Fig. 9.3).



### 9.3.4 Volumen de madera

La medición del volumen es obviamente el resultado más importante del inventario, pero -como se señaló en el acápite anterior y la Fig. 9.3- está sujeto a errores de medición. Un chequeo de calidad permite saber si se han cometido errores de medición; por ello, lo ideal es volver a medir algunas parcelas utilizadas durante el inventario (por ejemplo, 5%). Por razones de costo, raramente se puede hacer la revisión de calidad; entonces, el inventario debe ser ejecutado cuidadosamente y los resultados de volumen deben servir para decidir sobre el orden cronológico de áreas de aprovechamiento anual (AAA) y para dar una idea del volumen aprovechable en el presente.

Existen varios **programas de computadoras** para el procesamiento de los datos de inventarios. Uno de estos es el Inventario para Bosques Latifoliados (IBL), desarrollado con base en experiencias en los bosques de pino en Honduras, y luego adaptado para su uso con inventarios en bosques latifoliados centroamericanos. Este programa permite ingresar modelos de volumen diferentes para cada especie y, si la información existiera, por sitio. Con este tipo de programas es importante verificar que los modelos utilizados sean los más apropiados para los bosques a inventariar. En Honduras, por ejemplo, se utilizan

Los modelos de volumen que se utilicen deben ser los más apropiados para los bosques a inventariar

## Análisis e interpretación de resultados de inventarios forestales



los modelos o fórmulas de Roper; en Guatemala, modelos elaborados con el apoyo de la FAO; en Costa Rica, la fórmula de Loján (1966), además de un modelo específico para gavián (*Pentaclethra macroloba*) y existen recomendaciones para modelos de especies de bosques de altura (Segura y Venegas 1999). En Nicaragua se utiliza un modelo general, también elaborado con el apoyo de la FAO (Cuadro 9.2). En el caso de que no existan estudios locales que den información sobre la relación área basal – volumen, se puede utilizar el modelo general:

$$\text{Volumen (m}^3\text{)} = \text{área basal (m}^2\text{)} * \text{factor de forma} * \text{altura (m)}.$$

<b>Cuadro 9.2</b> Ejemplos de modelos de volumen utilizados en algunos países de América Central*			
<b>País</b>	<b>Modelo (volumen comercial total)</b>	<b>Especies</b>	<b>Fuente</b>
Costa Rica	$V = 0,000248 (\text{dap})^{1,81847} (\text{h})^{0,64862}$	<i>Pentaclethra macroloba</i>	MIRENEM 1994
	$\text{Log } V = 2,03986 (\text{log } \text{dap}) + 0,779 (\text{log } \text{h}) - 4,07682$	Otras especies	Loján 1966
	$\text{Ln}V = -8,9485 + 1,9093 (\text{Lndap}) + 0,8379 (\text{Lnh})$	<i>Quercus costaricensis</i>	Segura y Venegas 1999
	$\text{Ln}V = -9,4697 + 2,0369 (\text{Lndap}) + 0,8285 (\text{Lnh})$	<i>Quercus copeyensis</i>	
	$\text{Ln}V = -9,4393 + 2,0742 (\text{Lndap}) + 0,8132 (\text{Lnh})$	Otras especies	
Guatemala	$V = 0,0567 + 0,5074 \text{dap}^2 * \text{h} (1-D/100)$	General	UNEPET 1992 citado en Carrera 1996
Honduras	$a*(\text{dap}^2*\text{h})\text{b}$	<i>Brosimum alicastrum</i> <i>Calophyllum brasiliense</i> <i>Dialium guianense</i> <i>Swietenia macrophylla</i> <i>Terminalia amazonia</i> <i>Tetragastris panamensis</i> <i>Virola</i> spp. <i>Vochysia hondurensis</i>	Programa IBL
	$a+b*\text{dap}^2*\text{h}+c(\text{dap}^2*\text{h})^2$ $0,5*(\text{dap}/100)^2*0,7854*\text{h}$	otras especies	modelo general, factor de forma 0,5
Nicaragua	$V = a*(\text{dap}^2*\text{h})^b$	<i>S. macrophylla,</i> <i>T. amazonia,</i> <i>T. panamensis,</i> <i>D. guianense,</i> <i>Virola koschnyi,</i> <i>Brosimum</i> sp.	UCA Proyecto Madera – Silvicultura 1995
	$V = a*\text{dap}^b*\text{h}^c$	<i>C. brasiliense,</i> <i>Pouteria</i> sp. <i>Hyeronima</i> <i>alchorneoides,</i> <i>Lonchocarpus</i> <i>latifolius, Sacoglottis</i> <i>trichogyna</i>	
	$V = 1,10834 + (0,0000465*\text{dap}^2*\text{h}) - 3,7885*10^{-12} * (\text{dap}^2*\text{h})\text{N}^2$	Todas las otras especies	
<p>Donde: V = volumen comercial total, dap = diámetro altura de pecho, h = altura comercial, e = 2,718, a,b, y c son constantes, D = % defecto. * A los interesados en la teoría de los modelos de volumen se recomienda leer el libro Prodan et al. (1997)</p>			



En la determinación del volumen es importante indicar si se trata del volumen comercial total o **volumen comercial neto**. El último es el volumen comercial total menos un factor que refleja el porcentaje de defectos que se estima que tengan los individuos de las especies inventariadas. En inventarios regionales a menudo se hace un estudio anterior al inventario para determinar este factor, por lo menos para las especies más importantes.

Una vez que esté claro qué significan los volúmenes calculados en el inventario, podemos hacer una primera interpretación de los datos. Lo más importante para el manejo, desde el punto de vista financiero, es si hay suficiente volumen en total y por hectárea como para hacer un aprovechamiento de madera. Aunque este no solamente depende de las existencias actuales, como veremos en el subcapítulo 9.7, sí podemos tener una primera impresión con la cantidad de volumen existente por grupos de especies comerciales y por hectárea, suponiendo un DMC preliminar de 50 o 60 cm, según la costumbre en el país.

El plan de manejo de La Mónica, municipio de El Castillo, sur de Nicaragua, por ejemplo, presenta un cuadro con la información general del volumen distribuido en tres clases diámétricas (Cuadro 9.3). En este cuadro se puede observar que para las especies comerciales hay 16 m<sup>3</sup>/ha de madera en individuos con dap mayor a 60 cm y otros 5 m<sup>3</sup>/ha en los individuos con dap entre 40 y 60 cm. Sólo hay unos 8 m<sup>3</sup>/ha en las clases menores. Suponemos que se aplicaron las fórmulas más apropiadas para calcular el volumen y que el diseño y la implementación del inventario fueron también apropiados; podemos, entonces, decir en forma preliminar que se va a poder sacar un volumen de entre 10 y 15 m<sup>3</sup>/ha aplicando un DMC de 40 cm (el DMC común en Nicaragua en los años 90). Si este volumen es económicamente viable, vale la pena continuar con la interpretación de los datos del inventario y elaborar el plan de manejo para el aprovechamiento comercial. En caso contrario, hay que buscar otras alternativas de manejo u otros sistemas de aprovechamiento que sí sean beneficiosos económicamente. En el subcapítulo 9.7 veremos cuánto realmente se puede extraer del bosque, tomando en cuenta el potencial productivo y otros factores ecológicos y económicos.

El beneficio económico esperado determina la viabilidad del aprovechamiento. El aprovechamiento no se justifica si el volumen de madera es reducido

Cuadro 9.3 Volumen por clases diamétricas y grupo comercial del bosque La Mónica, Municipio El Castillo, Río San Juan, Nicaragua								
Grupo	Clases diamétricas						Total	
	10-39,9 cm		40-59,9 cm		>60 cm		m <sup>3</sup> /ha	%
	m <sup>3</sup> /ha	%						
Comerciales	8	19	5	29	16	24	29	23
Potencialmente comerciales	6	15	5	29	29	46	41	33
No comerciales	27	66	8	42	19	30	54	44
Total	41	100	18	100	64	100	124	100

Fuente: Tomado de UCA Proyecto Madera – Silvicultura (1995)



## 9.4 Abundancia y frecuencia de especies comerciales al nivel de brinzales

En general, las esciófitas tienen una abundancia mayor que las heliófitas al nivel de brinzal y latizal. En ese sentido, y considerando los requisitos ecológicos para dicho gremio, un **sistema policíclico** no perjudicará la regeneración de este gremio.

Para estimar el número recomendado de brinzales podemos considerar, como punto de partida, la cantidad que normalmente se siembra en plantaciones (1 100 brinzales/ha). La competencia entre los árboles y otras especies arbóreas no existe en una plantación, lo cual no es el caso de los brinzales en bosques naturales; por eso el número recomendado de brinzales comerciales debe ser más de 1 100 por ha. Dada la alta tasa de mortalidad bajo condiciones naturales, se recomiendan 2 000 brinzales/ha como una cantidad adecuada. Dawkins (1958) para los bosques de Uganda, África consideró que 2 000 brinzales/ha era una cifra adecuada, mientras otros investigadores han propuesto rangos aceptables de 988 a 2 470 brinzales/ha (Barnard 1950, Wyatt-Smith 1961). La definición de brinzal ha cambiado entre investigadores y con el tiempo; por lo tanto, hay que tener cuidado al comparar entre sitios.

La **medida de frecuencia**, o sea, la distribución espacial para el conjunto de especies comerciales a veces es más importante que la abundancia; especialmente para las heliófitas. Estas especies con frecuencia aparecen en manchas (grupos) y no bien distribuidas en el bosque. Por lo tanto, su regeneración juvenil también tiende a ser muy dispersa (Hubbell 1979). Un muestreo forestal normalmente pone poco énfasis en, precisamente, determinar la abundancia de brinzales; por lo tanto, se instalan pocas parcelas de regeneración. Puede ser posible que durante el inventario se encuentre un alto número de brinzales para una especie, pero sólo en unos pocos lugares, lo que resulta en un promedio de abundancia que proporcionará una idea errónea de su distribución. Por eso, se recomienda usar la frecuencia también como un indicador del nivel de ocupación. En Malasia se consideró que un área estaba adecuadamente regenerada cuando el 40% de las parcelas (4 m<sup>2</sup>) estaban ocupadas por un brinzal de especie comercial (Barnard 1950).

En el caso de Malasia, se aplicó el muestreo de regeneración dentro del marco de un sistema silvicultural monocíclico, con cosechas intensivas para sacar todo el dosel superior en una sola vez. Como consecuencia, las futuras cosechas dependen directamente de los brinzales que quedan después de la cosecha. En América Central, los sistemas son policíclicos, y las cosechas son mucho menos intensivas, ya que se cortan en casos extremos hasta 12 árboles/ha. El bosque se mantiene relativamente cerrado y, por ende, la oportunidad de reclutamiento de brinzales se mantiene aún después del aprovechamiento. Por esta razón es menos importante que haya ya una cierta cantidad de brinzales presentes antes del manejo, en el momento del primer inventario del bosque. El aprovechamiento, y luego los tratamientos silviculturales, afectarán directamente las oportunidades de reclutamiento y supervivencia de los brinzales. Por ello, los datos sobre brinzales obtenidos en el primer inventario en realidad sólo brindarán información sobre la posibilidad de ciertas especies de regenerar en el bosque no intervenido. Además, cuesta conseguir personal capacitado en la identificación de las especies al nivel de brinzales.



Datos más confiables y orientados a las condiciones del manejo pueden obtenerse de estudios especiales o muestreos después del aprovechamiento; por esta razón hay que tener mucho cuidado al interpretar la información de inventarios generales. En general, se recomienda no gastar mucho esfuerzo en tomar datos de brinzales en inventarios antes del aprovechamiento. Más bien, recomendamos aplicar muestreos orientados a la regeneración después del aprovechamiento y varias veces durante cada ciclo de corta, ya sea aplicando la metodología propuesta por Sáenz y Finegan (2000), o por medio de muestreos diagnósticos descritos por Hutchinson (1993), Quirós (1998) o Stanley (1998).

## 9.5 Grupos ecológicos

Idealmente, las especies deben agruparse por grupo ecológico antes del análisis e interpretación de la información de los inventarios. Esta agrupación se puede hacer con base en el comportamiento de las especies bajo las condiciones prevalecientes en el bosque inventariado. El comportamiento es determinado por las estrategias de reproducción y desarrollo de las especies, y generalmente se relaciona con las exigencias de luz de la especie en las diferentes fases de su desarrollo (Clark y Clark 1987, Finegan 1993), aunque no es el único factor que determina esas estrategias (Clark 1994, Asquith 2002). Es importante distinguir entre **especies exigentes** en la cantidad de luz durante las primeras fases de desarrollo (pioneras según Whitmore 1984, o heliófitas según Lamprecht 1990 y Finegan 1993) y **especies tolerantes** a la sombra que pueden reaccionar con mayor crecimiento cuando reciben mayor cantidad de luz (clímax o esciófitas según Whitmore 1984, Lamprecht 1990, Finegan 1993). El grupo de las esciófitas es grande, hasta 75% de las especies arbóreas de un bosque, aunque dentro del grupo existen muchas diferencias en cuanto a estrategias de desarrollo y reproducción que no se puede explicar sólo por diferencias en exigencias por luz (Asquith 2002). Finegan (1993) señala además un tercer grupo importante para el manejo forestal: las **heliófitas durables**, que se portan como heliófitas, pero difieren en semillas (menos durables y más grandes) y tienen una duración de vida mucho más larga; varias de las especies más valiosas de la región forman parte de este grupo (cedro, caoba, redondo).

En líneas generales, los tres grupos se caracterizan por sus distribuciones diamétricas en inventarios de bosques primarios no intervenidos o poco intervenidos. Las especies heliófitas tienen una frecuencia baja y aparecen sólo en las clases diamétricas menores (hasta 40 cm dap). Las heliófitas durables presentan una distribución diamétrica en forma de campana o bimodales (con dos o más picos), generalmente con un pico en las clases diamétricas mayores. Muchas de las esciófitas presentan, por lo general, una distribución con muchos individuos en las clases diamétricas menores y menos en las clases superiores (J invertida), aunque muchas especies tienen una distribución irregular o nunca llegan a diámetros mayores, ya sea por la baja frecuencia con que ocurren en el bosque, por efectos de sitio, o por ser especies del sotobosque.

Para el manejo, vale la pena distinguir cuatro grupos de distribuciones diamétricas: especies con muy pocos individuos (son escasas), especies sin árboles grandes (pueden ser heliófitas, pero también árboles del sotobosque o especies que no se ajustan a las condiciones de sitio), especies sin regeneración (la mayoría de ellas heliófitas durables) y especies con una distribución diamétrica continua, en forma de J invertida (probablemente esciófitas sin problemas de regeneración bajo dosel o en claros pequeños). Estos cuatro grupos no cubren todas las especies en el bosque, pero son los que más claramente requieren de diferentes sistemas silviculturales. El manejo que se vaya a aplicar debe

El comportamiento de una especie es determinado por sus estrategias de reproducción y desarrollo, y generalmente se relaciona con las exigencias de luz en las diferentes fases de su desarrollo

Un buen sistema de manejo debe tomar en cuenta la importancia relativa de cada grupo de especies en términos comerciales y ecológicos

## Análisis e interpretación de resultados de inventarios forestales

tomar en cuenta la importancia relativa de cada grupo en términos comerciales y ecológicos. El Cuadro 9.4 muestra ejemplos de la distribución diamétrica de cada grupo.



Cuadro 9.4 Ejemplos de distribuciones diamétricas típicas para especies de diferentes grupos ecológicos										
Especie	Clases diamétricas (cm)									Observaciones
	10-19,9	20-29,9	30-39,9	40-49,9	50-59,9	60-69,9	70-79,9	80-89,9	90+	
<i>Simarouba glauca</i>						0,1				Escasa
<i>Miconia sp.</i>	7,4	2,0								Sotobosque
<i>Cecropia peltata</i>	9,5	6,1	3,4							Heliófito
<i>Magnolia yoroconte</i>		0,7			0,1	0,4	0,5	0,3	0,3	Heliófito durable
<i>Vochysia cf jefensis*</i>	19,6	15,5	7,4	2,0	1,9	0,9	1,2	1,2	0,5	Adaptado a disturbios
<i>Dialium guianense</i>	2,0	0,7	0,7	1,4	0,7	0,5		0,1		Esciófito

Fuente: Inventario de Toncontín, archivos del proyecto CATIE/TRANSFORMA  
 \* No es una típica esciófito; su distribución de J invertida probablemente se deba a que se adapta bien a la dinámica de disturbios (huracanes frecuentes) en la zona (Ferrando *et al.* 2001).

Esta agrupación ayuda mucho a **interpretar los datos** de los inventarios y a **planificar la silvicultura** del bosque, pero hay que tener cuidado y utilizar información ecológica adicional de las especies de mayor interés, ya que no hay dos especies que se comporten igual, a pesar de tener distribuciones diamétricas iguales. Por ejemplo, *Vochysia cf jefensis* se adapta muy bien a condiciones locales difíciles, con huracanes frecuentes. En Guatemala, Gálvez (1996) clasifica a canxán (*Terminalia amazonia*) y cedro como heliófitas durables, pero canxán puede mantenerse como brinzal sin crecer en el sotobosque por muchos años, mientras que el cedro se muere usualmente en un año. En ambos ejemplos, utilizar sólo la distribución diamétrica como insumo de planificación podría llevar a propuestas silviculturales que no responden a las necesidades ecológicas de las especies.

## 9.6 Selección de sistema silvicultural

Una vez procesados los datos de un inventario, los resultados pueden dar una buena idea del sistema silvicultural más apropiado para el bosque a manejar. El sistema más apropiado obedece al concepto de sostenibilidad. Para definir la **sostenibilidad en el manejo forestal**, este manual se acoge a la definición de la OIMT (1992): "...es el proceso de manejar la tierra boscosa en forma permanente para lograr uno o más objetivos claramente especificados en relación con un flujo continuo de productos forestales y servicios, sin una reducción indebida de productividad futura y sin efectos no deseados significativos en el ambiente físico y social."

Es importante separar acciones de manejo dirigidas a mantener la sostenibilidad a mediano y largo plazo. La **sostenibilidad a mediano plazo** se refiere a una serie de aprovechamientos, en donde se vuelven a cosechar las mismas especies en cantidades semejantes a las que se tenían al principio; o sea que entre un ciclo de corta y otro en la misma



área, el rendimiento no debe disminuir sustancialmente. El raleo de liberación, el cual tiene el propósito de aumentar la tasa de crecimiento de ciertas especies seleccionadas, es una acción dirigida hacia la producción sostenible a mediano plazo. Si este tratamiento logra aumentar la tasa de crecimiento de los individuos inmaduros, se podría reducir el ciclo de corta, con lo que se logra un área anual de aprovechamiento más grande y mayor volumen por año.

La **sostenibilidad a largo plazo** tiene que ver con los esfuerzos dirigidos, al nivel de especie, para asegurar una regeneración adecuada; este es el principio fundamental de un sistema silvícola. Aquí aportaremos algunas consideraciones para responder a la pregunta, *¿Qué esquema de manejo sería más exitoso para regenerar las especies comerciales: el monocíclico o el policíclico?*. Dado que en la actualidad se aprovechan relativamente pocas especies forestales en Centroamérica, y que varias de estas especies tienen requisitos ecológicos diferentes para su regeneración, el contestar la pregunta anterior no es tan fácil; se necesita como mínimo la siguiente información:

- Agrupamiento ecológico de las especies comerciales
- Abundancia y frecuencia de las especies comerciales a nivel de brinzales
- Distribución diamétrica de los árboles individuales por grupos de especie

Los primeros dos puntos se analizaron en los subcapítulos 9.4 (abundancia de brinzales) y 9.5 (grupos ecológicos). En el siguiente acápite hablaremos del uso de la distribución diamétrica de los árboles individuales por grupos de especie para proponer un sistema silvicultural.

### 9.6.1 Análisis de la distribución diamétrica de los árboles individuales

Para el análisis de la distribución diamétrica de los fustales por grupo de especie se determina, en primera instancia, la distribución diamétrica de los árboles a partir de 10 cm (o 25 o 30 cm, dependiendo del diámetro mínimo inventariado) de todas las especies. La Fig. 9.4 muestra un ejemplo de la distribución diamétrica de todas las especies de un bosque en Honduras. En general, los bosques latifoliados húmedos tropicales presentan una distribución en forma de J invertida: hay muchos individuos en las clases diamétricas pequeñas, pero a medida que el diámetro aumenta, disminuye el número de individuos, casi en forma logarítmica. Por lo general, esto quiere decir que el bosque es dinámico y no requiere intervenciones específicas para mantener la estructura existente. Si también la composición se mantuviera, un sistema policíclico sería muy apropiado, entrando al bosque dos o más veces para cosechar árboles maduros durante la vida de un árbol.

**J Invertida:** hay muchos individuos en las clases diamétricas pequeñas, pero a medida que el diámetro aumenta, disminuye el número de individuos

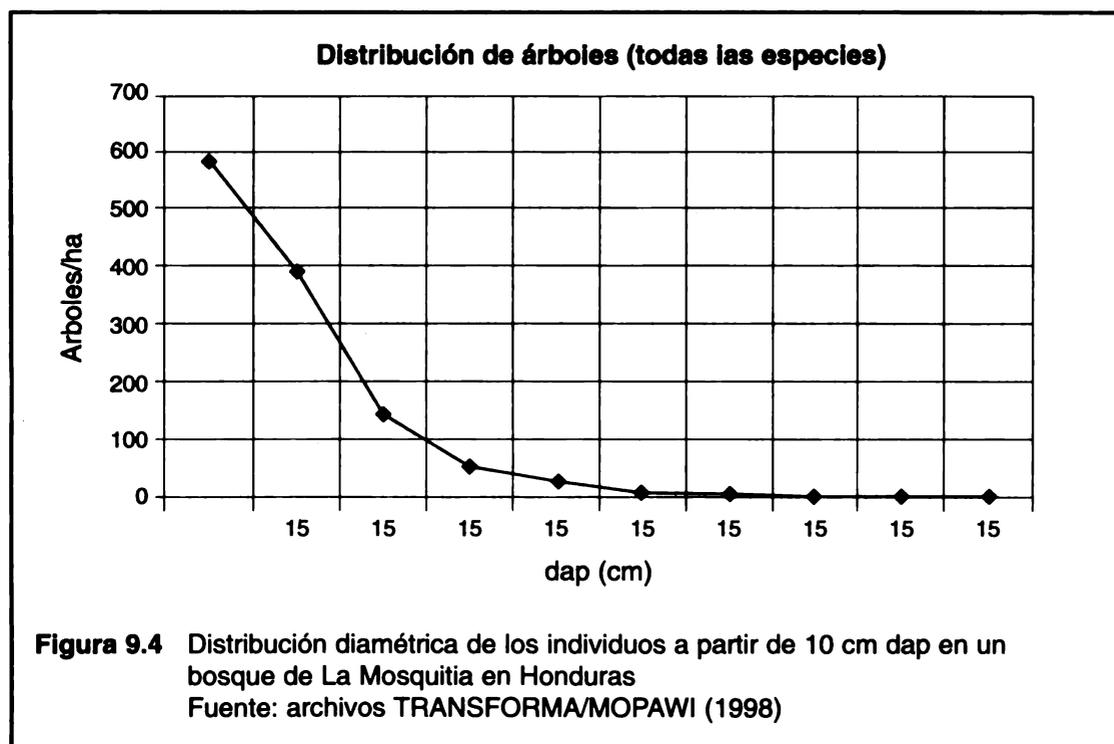
Sin embargo, esta distribución no es igual para todas las especies. Como se aprecia en la Fig.9.2, mientras que *Carapa guianensis* sigue una distribución similar, y entonces podría ser manejada con un sistema policíclico, *Swietenia macrophylla* muestra regeneración deficiente, lo que sugiere la necesidad de un sistema que deje suficiente tiempo para que la especie se recupere; o sea un sistema monocíclico, que remueve el dosel superior y la próxima cosecha será cuando la nueva regeneración haya crecido (60 o más años). En Louman *et al.* (2001) encontrará una descripción más detallada de los sistemas silviculturales con ejemplos de América Central. En la práctica, es importante reconocer las especies que requieren de un **tratamiento diferenciado**. Sin embargo, no se pueden aplicar diferentes sistemas al mismo tiempo. Entonces, al tomar decisiones sobre el sistema por aplicar hay que establecer prioridades: cuáles son las especies más importantes, cómo mantener el bosque como ecosistema de la mejor manera, y qué aspectos de



conservación de la biodiversidad y protección de suelos y fuentes de agua hay que cuidar. Para los bosques latifoliados húmedos de América Central, un sistema policíclico parece ser la mejor opción, aunque en algunos sitios hay que ajustarlo para permitir la regeneración de especies heliófitas durables, como la caoba (*S. macrophylla*). En la Fig. 9.2 se observa que hay pocas caobas en las clases diamétricas inferiores, y entonces es necesario tomar medidas para disminuir su mortalidad natural (por ejemplo, eliminando sus competidores) y propiciar la instalación de la regeneración en claros más grandes para sostener la especie a largo plazo.

Hay que tomar en cuenta que los datos de los inventarios para especies individuales son menos confiables que los promedios para todas las especies (ver análisis sobre el error de muestreo en subcapítulo 9.2). Por esta razón se recomienda analizar la distribución diamétrica de los árboles individuales por grupos de especie, preferiblemente por grupo ecológico.

Al decidir sobre el mejor sistema silvicultural se debe dar prioridad a aspectos como: especies más importantes, conservación del ecosistema y de la biodiversidad, protección del suelo y de fuentes de agua



### 9.7 Determinación de parámetros silviculturales para la planificación del manejo del bosque

El marco de sistemas silviculturales policíclicos en bosques con poca disponibilidad de información sobre su dinámica está determinado por cuatro parámetros que, por un lado, limitan el aprovechamiento, y por otro, buscan mantener la estructura, composición y dinámica del bosque dentro de márgenes ecológicos aceptables. En la práctica significa que, si se aplican bien el marco silvicultural y el aprovechamiento de impacto reducido, el bosque se recuperará en el siguiente ciclo de corta.



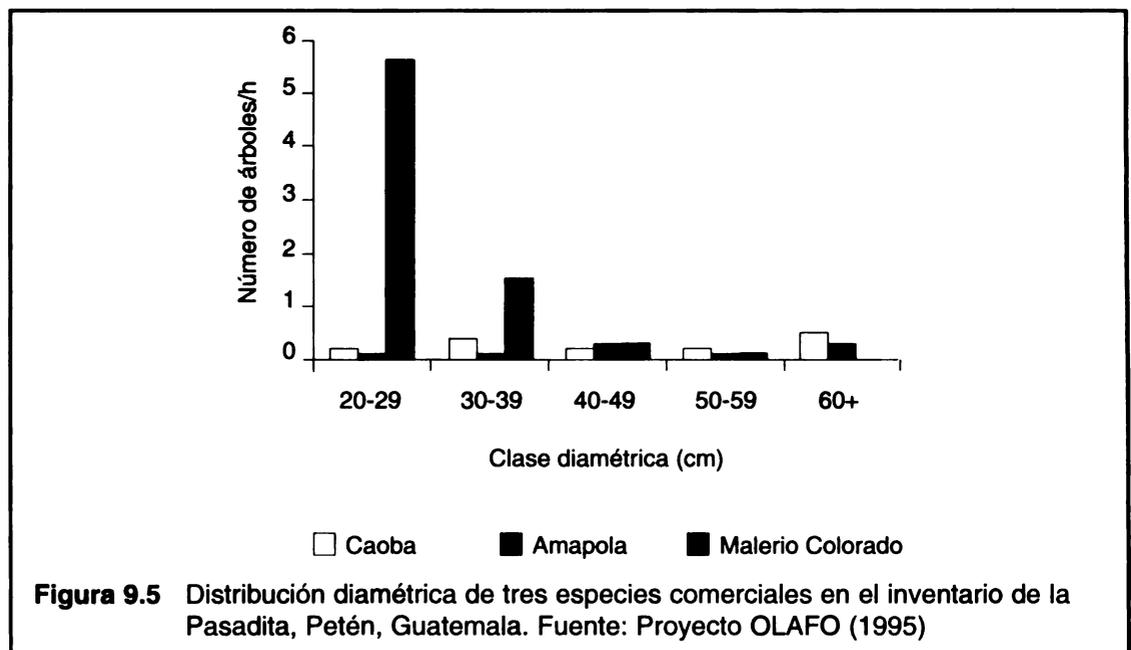
Los parámetros más importantes del **marco silvicultural** son el diámetro mínimo de corta, el ciclo de corta, la intensidad de corta y, derivado de estos, el volumen anual de corta permisible. En muchos de los bosques naturales tropicales no existe información detallada sobre el potencial productivo del bosque, por especie y por tamaño del individuo; entonces, estos parámetros se suelen determinar con base en datos del inventario general, o de PPM en bosques similares. En este proceso se toman en cuenta aspectos ecológicos, técnicos, sociales y económicos. En esta sección se presenta un método simplificado para determinar los cuatro parámetros, utilizando la información de inventarios forestales.

### 9.7.1 El diámetro mínimo de corta (DMC)

Es importante que el técnico que elabora el plan de manejo entienda cómo justificar la determinación del DMC según los datos del inventario y datos aceptables sobre la dinámica del bosque o bosques similares en la región. Si bien las normas legales de los países de Centroamérica tienen diámetros de corta predefinidos, estas mismas normas dejan abierta la posibilidad de proponer DMC diferentes, previa justificación técnica. En este acápite se muestra un método sencillo para definir el DMC y se mencionan otras consideraciones a tomar en cuenta en la determinación del DMC.

#### Distribución diamétrica

El método más sencillo para definir el DMC es mediante un análisis de la distribución diamétrica de la especie de interés. No tiene sentido fijar un DMC de, por ejemplo, 60 cm si la distribución diamétrica muestra que muy pocos individuos alcanzan este diámetro. La Fig. 9.5 ilustra dicha situación para malerio colorado (*Aspidosperma megalocarpon*). Como se ve, hay individuos de caoba (*S. macrophylla*) y amapola (*Pseudobombax ellipticum*) mayores de 60 cm, pero no se encontraron árboles de malerio en esta clase. Si estamos seguros de que la falta de individuos grandes de esta especie no se debe a un aprovechamiento anterior, entonces, el DMC para malerio tiene que ser menor de 60 cm dap, y muy probablemente menor de 50 cm, dados los pocos individuos en la clase 50-59 cm.





Otras **consideraciones** que hay que tomar en cuenta en la decisión sobre el DMC son:

- El DMC tiene que ser inferior al diámetro de la mayoría de los individuos que se encuentran podridos. Estos aspectos se pueden conocer mediante el control de registros durante el aprovechamiento por especie y diámetro.
- Entre menor sea el DMC, mayor será el porcentaje de desperdicios del aserrío, especialmente con equipo rústico; esto dificulta el aprovechamiento de diámetros menores de 40 cm.
- Los costos por m<sup>3</sup> de madera extraída aumentan con diámetros menores.

### **Balance entre uso y conservación**

Las consideraciones anteriores son las que más se han aplicado, sea de forma conciente o por sentido común. Sin embargo, los efectos negativos del aprovechamiento en la capacidad del bosque para producir y reproducir han llevado a reconocer la importancia de buscar un balance entre el uso y la conservación del bosque. La determinación del DMC puede jugar un papel en la búsqueda de este balance, si se toman en cuenta **consideraciones ecológicas**, relacionadas con el potencial de crecimiento de las especies en el bosque y la conservación de un alto nivel de capacidad reproductiva.

Las siguientes son algunas de las consideraciones que se debe tomar en cuenta en la determinación del DMC para lograr un **balance entre uso y conservación**:

- El DMC debe permitir un equilibrio entre el área basal aprovechada y el potencial del bosque para recuperar esa pérdida dentro del ciclo de corta prevista.
- El DMC preferiblemente debe ser mayor al rango de dap en el que la especie tiene su máxima producción de semillas (entre 40 y 60 cm para muchas especies; ver por ejemplo Guariguata 1998). Esto es aún más importante cuando la especie es una heliófita durable, como caoba y cedro, debido a que no hay un "banco" de brinzales típico de las esciófitas y la permanencia de la especie depende directamente de la disponibilidad de semillas al momento de la creación de claros. Además, algunas de estas especies heliófitas durables, como la caoba en Bolivia (Gullison 1995), empiezan a aumentar su producción de semillas a partir de 80 cm dap y alcanzan la producción máxima a 110 cm dap. En Centroamérica este diámetro debe ser semejante; por tanto, es aconsejable que se dejen individuos de buena forma de al menos 60 cm dap tanto para caoba como para cedro, dadas sus características parecidas.

### **Dap óptimo financiero para cortar el árbol**

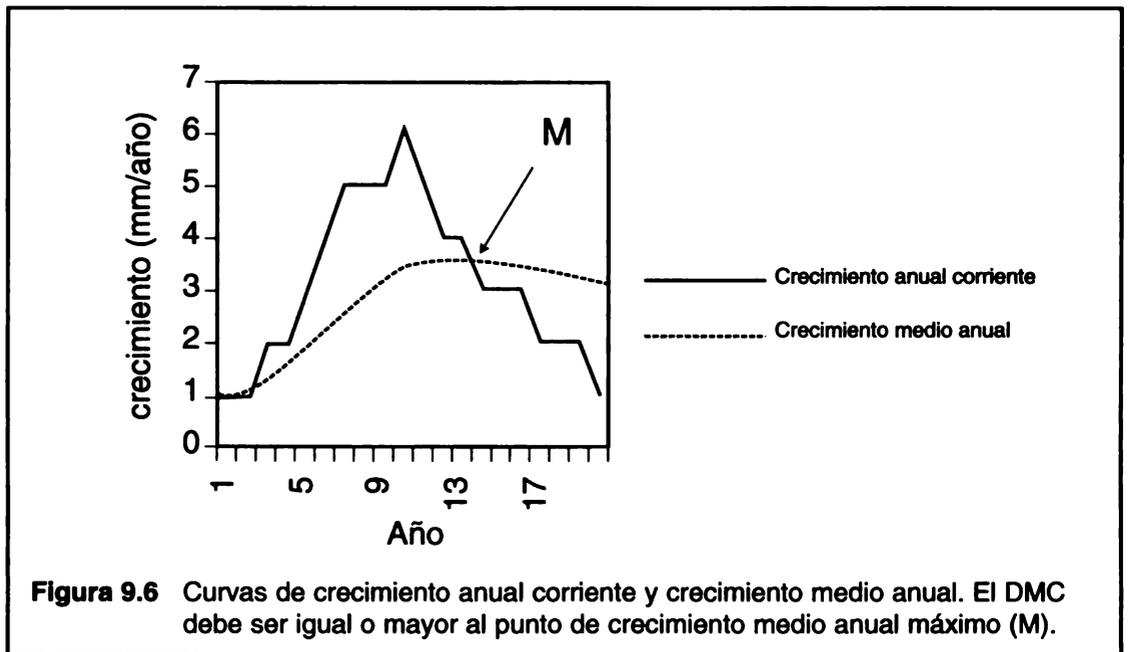
Desde el punto de vista financiero, el dap óptimo para cortar un árbol es cuando el valor del aumento en madera del siguiente año equivale a un porcentaje predeterminado del valor total del árbol en este año. Esto se llama determinar la "**madurez financiera**" del árbol. Este método nos ayuda a determinar con mayor exactitud donde está el dap óptimo en el tramo entre el dap con el crecimiento medio anual máximo y a partir del cual el árbol ya no crece.

Para entender esto, pensemos en el árbol como si fuera un banco donde usted ha guardado un monto equivalente al valor del árbol en pie (p.ej., US\$ 50). Si este árbol ahora tiene 1 m<sup>3</sup> de madera (40 cm de dap y 11 m de altura de fuste comercial), y en el siguiente año crece 1 cm de diámetro, el volumen aumentaría a 1,05 m<sup>3</sup>, o  $0,05/1 \times 100 = 5\%$ . Si el valor de la madera por metro cúbico es independiente del tamaño del árbol, entonces también el valor de este árbol crecería un 5%. Si usted tuviera la posibilidad de invertir su plata de manera segura en una actividad que le rindiera 10%, sería mejor cortar el ár-



bol ahora e invertir su dinero en la otra actividad. Pero si la alternativa es ahorrar el dinero en un banco a una tasa de interés real de 4%, es mejor dejar el árbol en pie, porque así su inversión (el árbol) aumentará más en valor que su depósito en el banco.

Generalmente, el dap óptimo para cortar el árbol según el método de madurez financiera se encuentra entre el dap que me dé el crecimiento medio anual máximo y el dap a partir del cual el árbol ya no crece. La Fig. 9.6 muestra un ejemplo. El DMC, entonces, se podría fijar en el dap menor de este rango. Bajo ninguna circunstancia (desde el punto de vista financiero) debe cortarse el árbol antes de llegar a este dap.



Entonces, para estimar el DMC debemos usar los datos de incrementos de PPM, calculando el incremento volumétrico medio anual y su relación con el dap, y determinar el momento en que esta relación llega a su punto máximo. Alder (1992) describió un método simple usando una hoja electrónica para calcular el DMC maximizado, para lo cual se debe contar con datos de crecimiento de por lo menos 20 individuos por especie y por clase diamétrica. Para la caoba en Bolivia, un estudio mostró que el incremento volumétrico anual maximiza a 62 cm dap (Gullison y Hubbell 1992). En este caso, cortarlo antes de que obtenga este diámetro sería una pérdida del mayor potencial de crecimiento del árbol. No obstante, aunque este podría ser el DMC, el diámetro óptimo para cortar el árbol podría ser mayor, y se puede determinar por medio del análisis de madurez financiera.

Aunque en algunas circunstancias se aplica el método de incremento medio anual máximo para determinar el DMC (p.ej. FUNDECOR en Costa Rica aplica el método de incremento medio anual del volumen), el método de madurez financiera no se aplica en bosques latifoliados naturales de los trópicos, principalmente por el costo de obtener la información necesaria para hacerlo, y por la falta de experiencia con este tipo de análisis por parte de los responsables del manejo de los bosques. Además, las expectativas sobre variaciones en los precios de madera afectarían mucho el punto de madurez: será

más temprano si se espera una baja en precios, y más tarde si se espera un aumento en precios. Sólo cuando se logra controlar mejor el ambiente (densidad del rodal, composición florística, acceso a los recursos agua, luz y nutrimentos) valdría la pena determinar la madurez financiera para las especies deseadas.



### Consideraciones netamente silviculturales

Para complicar el tema aún más, determinar el DMC desde el punto de vista silvicultural implica que sólo se cortarían árboles ecológica y financieramente maduros. Sin embargo, para asegurar que se mantenga un bosque vital y de máximo crecimiento, puede ser necesario eliminar árboles más jóvenes que compiten con sus vecinos, a veces de las mismas especies. También es atractivo mantener la distribución relativa de los individuos por clase diamétrica para conservar la diversidad de hábitats en el bosque y asegurar una producción frecuente de árboles maduros. En ambos casos, se podría decidir cortar árboles sin tomar en cuenta un DMC. La decisión de cortar un árbol dependería de su **vitalidad** en el momento de la cosecha y del **grado de competencia** que ejerce sobre vecinos de especies comerciales y de buena vitalidad.

*Entonces, ¿qué tengo que hacer para determinar el mejor DMC?*

Como se ve, hay que tomar en cuenta varios aspectos en la decisión sobre cuál debe ser el DMC. En el caso idóneo, se tomarían en cuenta todos, y se aplicaría un DMC que me da el **mejor balance entre uso y conservación**. Cuales son las consideraciones más importantes depende del objetivo del manejo de cada bosque en particular. En el resto del capítulo tomaremos en cuenta, en primera instancia, las consideraciones de índole silvicultural y empresarial, lo que significa que determinamos un DMC aproximado con base en la demanda del mercado y las leyes nacionales, y lo ajustamos al potencial del bosque para recuperar el área basal o volumen aprovechado en el ciclo de corta propuesto. La información básica proviene del inventario forestal y de PPM en bosques semejantes.

En general, el DMC depende de los tamaños máximos encontrados en el bosque, de la distribución diamétrica de los individuos por grupos de especies, del ciclo de corta y del crecimiento estimado para estas especies. La ocurrencia de árboles grandes permitirá establecer DMC mayores, por arriba de 60 cm. Para una especie que tenga poca regeneración, el DMC tiene que ser mayor, o hay que dejar árboles semilleros, lo que podría bajar la intensidad de corta considerablemente. Un **ciclo de corta largo** permite tener DMC más bajos porque hay más tiempo para recuperar lo que se va a cortar. En este caso, generalmente hay que tener cuidado de dejar suficientes árboles semilleros y bajar la intensidad de corta. Otra posibilidad es mantener un DMC razonable y una intensidad de corta más alta. Un **ciclo de corta corto** generalmente requiere de un DMC mayor (60 cm) y una intensidad de corta baja. Los árboles de rápido crecimiento generalmente influyen de manera positiva en la intensidad de corta, en el DMC y en el ciclo de corta, ya que permiten una intensidad mayor, un DMC menor, y/o un ciclo más corto.

El DMC depende de los tamaños máximos encontrados en el bosque, de la distribución diamétrica de los individuos por grupos de especies, del ciclo de corta y del crecimiento estimado para estas especies

### 9.7.2 El uso de la tabla de rodal y proporción de movimiento para estimar parámetros silviculturales<sup>1</sup>

Para entender este método vamos a utilizar los resultados de un inventario realizado por el proyecto CATIE/TRANSFORMA en Toncontín, Atlántico Norte de Honduras. Para el análisis usaremos los principios de modelos de tablas de rodales, aplicando el método

<sup>1</sup> Adaptado de Louman *et al.* (2001)

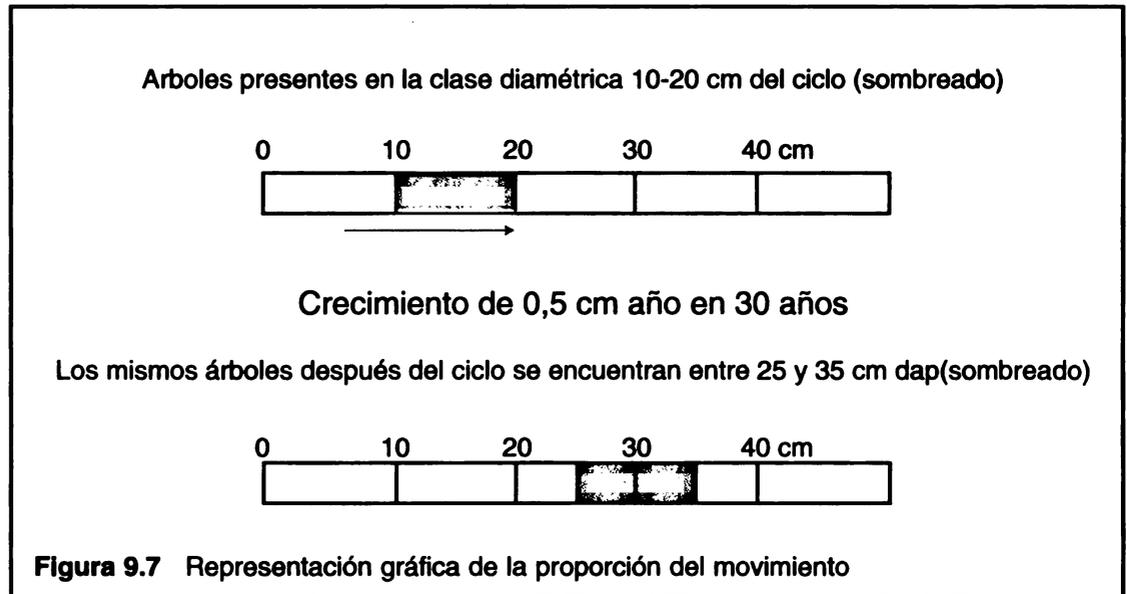


de proporción de movimiento (Vanclay 1994), e información de otras zonas de Honduras (Louman *et al.* 2001).

Este modelo supone que los árboles dentro de una clase diamétrica están **distribuidos de manera uniforme** en toda la clase y crecen con una tasa de **crecimiento promedio**. La proporción de movimiento refleja el tiempo que necesita un árbol para pasar de una clase diamétrica a la siguiente; este se determina dividiendo el crecimiento durante el período de análisis por el tamaño de una clase diamétrica. Por ejemplo, si el crecimiento promedio de los árboles de diferentes tamaños y diferentes especies es de 0,5 cm/año, el ciclo de corta es de 30 años y el tamaño de la clase diamétrica es de 10 cm; entonces:

$$\text{Proporción movimiento} = (0,5 * 30)/10 * 100 = 150\%$$

Todos los árboles en una determinada clase pasarían a la siguiente, pero la mitad pasarían, además, a una clase mayor. Así, de los árboles en la clase de 20 a 29,9 cm dap al inicio del ciclo, la mitad tendrá un diámetro entre 40 y 49,9 cm al final del ciclo y la otra mitad entre 30 y 39,9 cm. Con una proporción de movimiento de, por ejemplo, 75%, tendríamos que el 75% de los árboles existentes en la clase 20 – 29,9 cm pasarían a la clase 30 – 39,9 cm, y 25% se quedarían en la misma clase.



Este modelo se puede usar para hacer una proyección hacia el futuro de la estructura del bosque o de una población de ciertas especies. Se necesita incorporar una tasa anual de mortalidad en los cálculos para obtener mejores resultados. Por el momento, no existen estimaciones confiables de mortalidad por clase diamétrica, por lo que aplicamos una estimación general de 1,5% por año para todas las clases y todas las especies.

El Cuadro 9.5 muestra la aplicación del modelo a la distribución del número de árboles de siete especies comerciales<sup>2</sup> y potencialmente comerciales<sup>3</sup> en Toncontín. El aprove-

<sup>2</sup> *Calophyllum brasiliense*, *Ilex tectonica*, *Symphonia globulifera*, *Tapirira guianensis*, *Terminalia amazonia*, *Virola koschnyi* y *Vochysia cf jefensis*

<sup>3</sup> Potencialmente comerciales son las especies que sí tienen un mercado, pero el precio es demasiado bajo como para aprovecharlas y comercializarlas en forma rentable en el sitio de estudio.

## Análisis e interpretación de resultados de inventarios forestales



chamiento eliminó un poco más de 8 árboles por hectárea distribuidos proporcionalmente según la abundancia en cada clase diamétrica. Se cortaron 2,7 árb/ha en la clase 50,0-59,9 cm, dejando en promedio 0,9 árb/ha. Al final del ciclo de 30 años, los árboles no cortados habrán crecido 15 cm en diámetro, lo cual quiere decir que los árboles que ahora tienen entre 35,0 y 39,9 cm (la mitad de la clase 30,0-39,9 cm o 7,75 árb/ha), tendrán un dap entre 50,0-54,9 cm; los que antes del aprovechamiento tenían entre 40,0 y 44,9 cm (4,05 árb/ha) tendrán entre 55,0 y 59,9 cm. En conjunto, formarán la nueva clase de 50,0-59,9 cm con 11,8 árb/ha. Sin embargo, durante estos 30 años habrá una mortalidad de 1,5% por año; entonces, de los 11,8 árb/ha, solo 64%<sup>4</sup> sobrevivirán el ciclo de 30 años, por lo que la clase diamétrica 50,0-59,9 consistirá de:

$$64\% * 11,8 = 7,6 \text{ árb/ha}$$

Nótese que en ejemplo del Cuadro 9.5 se aplicó un crecimiento promedio sin distinguir entre los diferentes tamaños de árboles. Actualmente no se dispone de datos confiables que justifiquen la aplicación de diferentes tasas de crecimiento en diferentes clases diamétricas. Pero, tomando en cuenta que los árboles más grandes tienden a crecer a menor velocidad (Louman y Carrera 1997), la presencia de árboles en las clases mayores hay que interpretarla con mucho cuidado. Para las clases intermedias, sin embargo, este modelo es muy útil, y nos ayuda a estimar los criterios silvícolas que nos llevan a un manejo ajustado al potencial productivo del bosque.

Los árboles más grandes tienden a crecer a menor velocidad, por eso hay que interpretar con mucho cuidado la información de árboles en las clases mayores

**Cuadro 9.5** Distribución diamétrica del número de árboles de siete especies comerciales y potencialmente comerciales en Toncontín, Honduras antes y después del aprovechamiento del 75% de los árboles  $\geq 50$  cm dap y proyectada hacia el final de un ciclo de corta de 30 años. Se aplicó un modelo de proyección de tablas de rodales, suponiendo una tasa de crecimiento de 0,5 cm/año y una mortalidad de 1,5% por año, que resultó en una proporción de movimiento del 150%

Clases diamétricas	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	+ 90
Antes del aprovechamiento	33,1	23,6	15,5	8,1	3,6	1,6	2,2	1,9	1,9
Después del aprovechamiento	33,1	23,6	15,5	8,1	0,9	0,4	0,55	0,48	0,48
Final del ciclo sin mortalidad	*	16,6 <sup>+</sup>	16,6	11,8	7,75	4,05	0,45	0,2	0,28
			+11,8	+7,75	+4,05	+0,45	+0,2	+0,28	+0,96
Supervivencia		*	18,2 <sup>**</sup>	12,5	7,6	2,9	0,4	0,3	0,8

\* no hubo información sobre reclumiento en este bosque, entonces no se incorporó en el cuadro.  
 \*\* supervivencia en esta clase diamétrica =  $0,64 * (16,6+11,8) = 18,2$   
 Fuente: Archivos de CATIE/TRANSFORMA

El modelo también se puede usar para analizar la distribución del área basal por clase diamétrica. En este caso, podemos simplificarlo. Se supone que crecimiento y mortalidad, en términos de área basal, están en equilibrio, de tal manera que los árboles que ahora están en una clase diamétrica crecen y pasan a la clase siguiente; así, se reduce la cantidad (por mortalidad) pero se mantiene el área basal. Este es un supuesto aceptable

<sup>4</sup> Se calcula por medio de la fórmula  $(1 - \text{mortalidad anual})^{\text{período de análisis}}$ , aquí:  $(1 - 0,015)^{30} * 100 = 64\%$



para las clases diamétricas intermedias y tiempos intermedios. Entonces, para proyectar la distribución del área basal hacia el futuro, seguimos un procedimiento similar al del cálculo realizado para el Cuadro 9.5, pero se elimina el último paso; es decir, que el área basal total de las siete especies comerciales después del aprovechamiento se mantiene, pero varía la distribución entre las diferentes clases diamétricas.

### Los pasos a seguir

A continuación presentamos los pasos necesarios para interpretar los datos y hacer los cálculos que apoyan la planificación de la silvicultura. Utilizamos el mismo ejemplo de Toncontín, Honduras.

- 1) **Establecer un ciclo de corta y diámetro mínimo de corta.** Generalmente se usan los CC y DMC establecidos por normas técnicas de la zona de trabajo. En el caso de nuestro ejemplo, el DMC de referencia es 50 cm y el CC es 30 años.
- 2) **Establecer la tasa de crecimiento diamétrico y la tasa de mortalidad.** Resultados de mediciones en las PPM supervisadas por CATIE en América Central (Sitoe 1992) y datos de Liebermann *et al.* (1985) indican que una estimación del crecimiento en 0,5 cm/año es razonable, aunque en algunos sitios como Petén parece ser menor (Pine-lo 1997). La mortalidad se puede estimar en 1,5% por año para todas las clases diamétricas a partir de 10 cm dap (Swaine *et al.* 1987). La regeneración es un parámetro que en este momento no se puede estimar. Sin embargo, se puede asumir que lo que ocurrió en el pasado, también va a ocurrir en el futuro cercano, y que por lo tanto, el número de individuos en la clase diamétrica menor se mantiene.
- 3) **Seleccionar las especies por aprovechar y manejar.** Esto se realiza con base en información del mercado, tipo de producto, restricciones legales (especies vedadas) y distribución diamétrica de las especies.
- 4) **Agrupar las especies según valor comercial y distribución diamétrica.** Por ejemplo, el Cuadro 9.6 muestra el número de árboles por hectárea y por especies del bosque estudiado en Toncontín. Las especies se dividen en grupos:
  - a) Especies de alto valor comercial (*Magnolia yoroconte*)
  - b) Especies comerciales y potencialmente comerciales, subdividas por clases diamétricas:
    - distribución diamétrica relativamente buena (*Calophyllum brasiliense*, *Ilex tectonica*, *Symphonia globulifera*, *Tapirira guianensis*, *Terminalia amazonia*, *Virola koschnyi* y *Vochysia cf jefensis*)
    - buena regeneración establecida pero muy pocos árboles grandes (*Nectandra* sp.)
    - distribución irregular (*Guarea grandiflora*, *Hyeronima alchorneoides*, *Macrohasseltia macroterantha*, *Mosquitoxylum jamaicense*)

Los datos son promedios para todo el bosque. Aunque las distribuciones diamétricas de las especies pueden diferir por estrato, utilizamos en primera instancia la distribución promedio en todo el bosque. Solo en casos donde los diferentes estratos representan realmente diferentes tipos de bosque vale la pena hacer las estimaciones por estrato.

- 5) **Calcular la intensidad de corta (IC).** Esto se realiza con base en la distribución diamétrica del área basal por especie o grupo de especies y por estrato, tomando como referencia los DMC (50 cm) y CC (30 años) establecidos en el punto 1. Para esto se necesita:



- a) *Determinar el área basal de los individuos que durante el primer ciclo pasarán a clases diamétricas mayores al DMC.* Para este cálculo, primero se determina el crecimiento diamétrico durante el ciclo de corta (por ejemplo, para un ciclo de 30 años y un crecimiento de 0,5 cm/año, este crecimiento es de 15 cm) y se divide por el ancho de la clase diamétrica (generalmente 10 cm):  $15/10 = 1,5$  (nótese que es igual a la proporción de movimiento discutido antes, Fig. 9.7). Este es el número de clases diamétricas que contienen árboles para la segunda cosecha. Estas clases se encuentran desde el DMC hacia abajo; entonces, si el DMC es 50 cm, los árboles de futura cosecha tendrían diámetros de 35 a 50 cm.

<b>Cuadro 9.6</b> Número de individuos por hectárea encontrados para diferentes grupos de especies										
<b>Especie</b>	<b>Clases diamétricas</b>									<b>Total</b>
	<b>10</b>	<b>20</b>	<b>30</b>	<b>40</b>	<b>50</b>	<b>60</b>	<b>70</b>	<b>80</b>	<b>≥90</b>	
Subtotal alto valor	-	0,68	-	-	0,14	0,41	0,54	0,27	0,27	2,3
Subtotal comercial, nor	33,1	23,6	15,5	8,1	3,6	1,6	2,2	1,9	1,9	91,5
Subtotal comercial, sig	6,08	1,35	0,68	-	0,14	-	-	-	-	8,3
e.g. <i>Hyeronima alchorneoides</i>	2,70	0,68	-	-	-	-	0,14	0,27	0,27	4,05
Subtotal comercial, irr	7,4	4,7	1,4	1,4	0,5	0,5	0,9	0,5	0,7	18,0
Total/ha todas especies	234,5	104,7	54,7	21,6	9,2	4,2	5,5	4,5	5,5	444,4
<p>Nota: La agrupación se hizo con base en el valor comercial actual (alto valor, comercial, potencialmente comercial) y en la distribución del número de árboles por clase diamétrica en todo el bosque. nor = buena distribución diamétrica; sig = sin árboles grandes; irr = distribución irregular (por la agrupación de las especies, el subtotal no muestra la irregularidad de la distribución)</p> <p>Fuente: Archivos de CATIE/TRANSFORMA para el fin del ejemplo y el área relativamente pequeña inventariada (74 parcelas de 0,1 ha cada una para árboles &gt;50 cm dap) no se realizó una estratificación de los datos. Ver texto para las especies que pertenecen a cada grupo.</p>										

En el ejemplo del Cuadro 9.7 aplicamos un DMC de 50 cm y un crecimiento de 0,5 cm/año. En este caso, el área basal disponible para la **recuperación del área basal aprovechada** (áreas sombreadas) en el primer grupo es cero, 1,98 m<sup>2</sup>/ha en el segundo grupo y 0,28 m<sup>2</sup>/ha para las especies con una distribución irregular (área basal de la mitad de la clase de 30 cm y toda la clase de 40 cm); ver también Cuadro 9.8.

El primer grupo (*Magnolia yoroconte*) muestra una distribución típica para una especie heliófita durable en un bosque primario no intervenido o disturbado por mucho tiempo: pocos árboles con diámetros en las clases inferiores y relativamente muchos en las clases superiores. Esto indica la necesidad de realizar actividades dirigidas a fomentar la regeneración de la especie, si se quiere mantener-



la como componente del bosque. Por ejemplo, se podría subir el DMC a 80 cm dap, dejando semilleros sanos y productivos, y cortar todos o parte de los árboles mayores<sup>5</sup>. Para asegurar la siguiente cosecha deben seguir los pasos siguientes para calcular la cosecha actual, reemplazando el DMC de 50 cm por uno de 80 cm.

Cuadro 9.7 Distribución del área basal (m <sup>2</sup> /ha) por especie, grupo de especies y clases diamétricas en el bosque estudiado										
Especie/clase diamétrica	Área basal en m <sup>2</sup> /ha									
	10	20	30	40	50	60	70	80	> 90	TOTAL
Subtotal especies alto valor	-	0,02	-	-	0,03	0,13	0,23	0,16	0,29	0,86
Subtota comercial, nor	0,54	1,08	1,43	1,26	0,84	0,53	0,94	1,06	1,49	9,17
Subtotal comercial, sig	0,09	0,05	0,05	-	0,03	-	-	-	-	0,22
e.g. <i>Hyeronima alchorneoides</i>	0,05	0,03	-	-	-	-	0,05	0,15	0,18	0,46
Subtota comercial, irr	0,14	0,21	0,10	0,23	0,12	0,18	0,39	0,31	0,58	2,26
Total/ha	3,81	4,67	4,82	3,34	2,09	1,35	2,36	2,50	4,93	29,87
nor = buena distribución diamétrica sig = sin árboles grandes irr = distribución irregular										
Fuente: Archivos de CATIE-TRANSFORMA, para el fin del ejemplo y el área relativamente pequeña inventariada (74 parcelas de 0,1 ha cada una para árboles >50 cm dap) no se realizó una estratificación de los datos										

En el grupo 'irregular', las especies pueden mostrar distribuciones diamétricas muy diferentes. Es importante analizar por qué una especie tiene una distribución irregular. Puede ser que su abundancia sea relativamente baja, o que el inventario no captó una muestra representativa de toda la población. En este caso es aceptable agrupar las especies y aprovecharlas con base en las existencias y el potencial de todo el grupo, ya que la corta se limitará a muy pocos individuos por especie.

Como en el ejemplo de *Hyeronima*, pudiera ser que la distribución es irregular por la ecología y/o la estrategia reproductiva de la especie. *Hyeronima* es una especie dioica, y posiblemente heliófita durable. Su reproducción se da en buenas condiciones de luz y donde coincidan árboles hembras y machos. Si en un área dada de ser su hábitat natural la distribución de la especie es irregular, hay que tener mucho cuidado con el aprovechamiento. En el caso de Toncontín, por ejemplo, se ha empezado a identificar los árboles hembras (con regeneración alrededor) para evitar su corta, y el aprovechamiento se ha restringido a algunos de los árboles machos.

<sup>5</sup> En Toncontín se decidió subir el DMC a 70 cm porque la albura ocupa una parte proporcionalmente grande antes de llegar a este dap; además, se están dejando árboles semilleros mayores al DMC.



El grupo comercial sin árboles grandes (sig) del Cuadro 9.7 no se considera para el aprovechamiento, ya que no hay árboles aprovechables. Se debe estudiar la razón por la cual no existen árboles aprovechables de este grupo (en el ejemplo, *Nectandra* sp). Puede ser que el sitio no sea muy apto para el crecimiento de la especie, lo que podría justificar el uso de un DMC menor. Otra razón podría ser que la especie haya sido aprovechada anteriormente; si así fuera, habría que esperar hasta que la población de la especie se haya recuperado y que de nuevo haya árboles aprovechables.

- b) *Determinar el área basal (G) de la clase mayor*; si esta es mucho más grande que el G de la clase anterior, quiere decir que hay muchos árboles sobremaduros, que contribuyen poco a la producción de madera y mucho a la competencia. Sin embargo, todos estos árboles no se pueden cortar porque pueden tener una función ecológica muy importante (nidos para aves y murciélagos, fuente de alimento para la vida silvestre). La intensidad de corta en estas clases diamétricas depende principalmente de la necesidad de mantener árboles grandes, y no del potencial del bosque para recuperar estos árboles. Recomendamos siempre mantener una intensidad conservadora; por ejemplo, no cortar más de la mitad de los árboles grandes. Para algunas especies con alto valor ecológico puede ser necesario determinar un diámetro máximo aprovechable. Por ejemplo, en Costa Rica se determinó un diámetro máximo de aprovechamiento de 120 cm para el almenadro (*Dipteryx panamensis*), fuente de alimento de la lapa verde (*Ara ambigua*).

En el mismo ejemplo de los cuadros 9.7 y 9.8 existen árboles en la clase >90 cm; sin embargo, sólo para el grupo de especies comerciales con una buena distribución diamétrica podríamos considerar que existe un cierto exceso de árboles sobremaduros (un área basal (G) de 1,49 m<sup>2</sup>/ha). En ese caso, se decidió aprovechar el 50% del G (Cuadro 9.8).

Para los otros grupos (alto valor y comercial irregular), no se justifica seguir el procedimiento del paso b), sino que los árboles >90 cm se incluyen en los cálculos del paso c). Con esto se pretende mantener más o menos el área basal existente en la clase, buscando un equilibrio entre corta y recuperación, por lo menos para el siguiente ciclo.

- c) *Determinar G de los árboles en las clases entre el DMC y 90 cm*, o a partir del DMC para los grupos de valor alto y los comerciales con una distribución diamétrica irregular. El Cuadro 9.8 presenta las sumas de las áreas basales disponibles para la primera cosecha para los grupos de especies del Cuadro 9.7.
- d) *Calcular la intensidad de corta*. La IC es igual a la proporción del área basal disponible para la segunda cosecha sobre el área basal de los árboles disponibles para la primera cosecha y multiplicado por 100, o sea:

$$(\text{el resultado de paso a}) / (\text{el resultado de paso c}) * 100$$

En nuestro ejemplo, el IC para el grupo de especies de alto valor es, entonces:

$$\frac{0,30 \text{ m}^2/\text{ha}}{0,45 \text{ m}^2/\text{ha}} * 100 = 67\%$$



**Cuadro 9.8** Área basal disponible para la recuperación del área basal por aprovechar y para el aprovechamiento

Grupo de especies	G disponible (m <sup>2</sup> /ha)	G>DMC (m <sup>2</sup> /ha)	IC (%)
<i>M. yoroconte</i> **	0,30	0,45	67
Act. comercial, nor*	1,98	3,37 + 1,49#	60 + 50#
Sin árboles grandes	0,03	0,00	0
Act. comercial irr**	0,48	0,89	50
Total	2,79	6,20	
G a cortar		3,51	57

\* = DMC 50 cm, \*\* = DMC de 80 cm, # = para individuos entre DMC y 90 cm + mayor a 90 cm  
Fuente: Archivos de CATIE/TRANSFORMA

La intensidad de corta es influenciada por la cantidad de árboles semilleros que deben quedar y los defectos de la madera. Ambos aspectos pueden variar por especie y por sitio

A veces la IC puede ser mayor a 100%, por lo que hay que ajustarla considerando la disponibilidad de área basal, la existencia de defectos no registrados durante el inventario (estimados en un 10% del área basal total) y la necesidad de dejar árboles semilleros (estimados en un 15% del total). Por ejemplo, si la intensidad de corta calculada para un grupo de especies es 138% se la reduce primero a 100% (no se puede cortar más de lo que hay) y luego se reserva un 15% del área basal como árboles semilleros y se estima un 10% de pérdida por defectos. La intensidad de corta final sería entonces del 75%. Los porcentajes de semilleros y defectos pueden variar por especie y por sitio, pero mientras no se cuente con datos confiables se puede utilizar las estimaciones conservadoras presentadas aquí.

A veces la IC es muy alta, mientras que el área basal disponible para la primera cosecha es muy baja. En estos casos se podría considerar bajar el DMC, siempre tomando en cuenta criterios fenológicos y de mercado. En nuestro ejemplo no ocurre. Sin embargo, cuando ocurre, también se debe considerar la historia de uso del bosque, como ya indicamos en la discusión del Cuadro 9.7.

Aunque en principio el DMC se puede bajar para las especies comerciales actuales, siempre hay que tener mucho cuidado al hacerlo, ya que de muchas especies no se sabe lo suficiente sobre su dinámica en diferentes tipos de bosque como para asegurarnos su regeneración. Mientras no exista información confiable sobre la capacidad de regeneración a partir de tamaños relativamente pequeños, recomendamos mantener un DMC de por lo menos 50 cm.

- 6) **Calcular la intensidad de corta con base en la distribución diamétrica del número de árboles.** La distribución diamétrica del área basal de las especies comerciales es mejor indicador para determinar la IC que la distribución del número de árboles, principalmente porque considera no sólo la abundancia, sino además el tamaño de los árboles, lo que se relaciona directamente con el producto que se va a extraer del bosque. Sin embargo, a veces este cálculo sobrestima el área al final del ciclo de corta, en especial con ciclos largos y clases diamétricas mayores. Para estos casos se necesita confirmar la IC calculada en el paso 5, con un cálculo basado en la distribución diamétrica del número de árboles. Además, para hacer una proyección de la estruc-



tura y la cosecha del bosque en el futuro es mejor partir de la distribución diamétrica del número de los árboles por hectárea, como veremos en paso 9. El cálculo de la IC con base en el número de árboles se realiza siguiendo los pasos del punto 5, con la diferencia de que se aplica una tasa de mortalidad a los árboles en las clases menores al DMC (paso 5a). No es necesario aplicar una tasa de mortalidad a todas las clases diamétricas, porque para este cálculo sólo estamos interesados en los árboles de las clases que formarán la segunda cosecha. El Cuadro 9.9 presenta un resumen de los resultados.

Especies	Clases diamétricas									< DMC	Super-vivencia	Aprovechables	IC% máx.
	10	20	30	40	50	60	70	80	>90				
<i>M. yoroconte</i>	-	0,7	-	-	0,14	0,41	0,54	0,27	0,27	0,75	0,48	0,54	89
Subtotal comercial nor	33,1	23,6	15,5	8,1	3,6	1,6	2,2	1,9	1,9	15,9	10,1	9,3*	100
Subtotal comercial irr	7,4	4,7	1,4	1,4	0,54	0,54	0,95	0,54	0,68	1,2	0,8	1,2	75

\* Para árboles de 50 a 90 cm dap. De los árboles mayores a 90 cm dap se propone aprovechar 50%  
Fuente: Archivos de CATIE/TRANSFORMA

- De *M. yoroconte* están disponibles para la recuperación 0,21 árb/ha en la clase de 60 cm y 0,54 árb/ha en la clase de 70 cm (0,75 árb/ha en total). De estos árboles sobrevivirán<sup>6</sup> probablemente  $(0,985)^{30} \times 0,75 = 0,48$  árb/ha. De manera semejante, se calcula que hay 10,1 árb/ha disponibles para la recuperación en el grupo comercial con buena distribución diamétrica.
- Se separan los árboles >90 cm dap para el grupo comerciales "bd". De estos 1,9 árboles se podrá cortar el 50%.
- En las clases diamétricas de más de 80 cm hay 0,54 árb/ha de redondo y 1,2 de los 'irregulares', mientras que entre 50 y 90 cm dap hay 9,3 árb/ha de especies actualmente comerciales con buena distribución diamétrica.
- Para los tres grupos, la IC calculada mediante este método supera la calculada con base en el área basal.

**7) Evaluación de las intensidades de corta calculadas en los puntos 5 y 6.** Aplicando el principio de precaución, la menor IC calculada en los puntos 5 y 6 será la que se debe aplicar para evitar problemas de sostenibilidad productiva. En nuestro ejemplo se aplicaría para *M. yoroconte* una IC de 67% (2 de cada 3 árboles); para los árboles comerciales 'nor' una IC de 60% (más práctico que variarla según dap y la diferencia no es mucha), y para los comerciales 'irr' 50%. Con fines prácticos se podría decidir una IC de 60% para todas estas especies, sin mayores problemas, lo que además facilitaría el control del aprovechamiento.

<sup>6</sup> Con una mortalidad de 1,5% por año, la supervivencia es de 98,5% por año. Para un período de 30 años sobrevivirán entonces  $(0,985)^{30} = 64\%$  de los árboles presentes al inicio del ciclo.



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

Si la IC calculada para todas las especies fuera menor a 60%, se recomienda aumentar el DMC o el CC y seguir los pasos 4 y 6 hasta encontrar una IC apropiada. Si la IC es mayor a 100%, y hay suficiente regeneración establecida, se puede bajar el DMC o el CC hasta reducir la IC a un valor entre 80-100%.

- 8) Se calcula el volumen aprovechable por hectárea, aplicando la IC calculada en el punto 7, al cuadro de la distribución diamétrica del volumen (Cuadro 9.10).

Cuadro 9.10 Volumen por hectárea por clase diamétrica (m <sup>3</sup> /ha) por especie y grupo de especies del Cuadro 9.5 y volumen de corta permisible aplicando la IC de 60% del Cuadro 9.8								
Especie	Clases diamétricas							Permisible
	40	50	80	70	80	>90	>DMC	
<i>M. yoroconte</i>	-	0,2	1,9	2,3	1,7	3,5	5,2	3
Subtotal comercial, nor	14,4	6,4	5,1	9,1	11,3	17,0	48,9	29
Subtotal comercial, irr	1,9	1,1	1,6	3,2	2,5	5,6	8,1	5
Total/ha	16,3	7,7	8,6	14,6	15,5	26,1	62,2	37
Fuente: Archivos de CATIE/TRANSFORMA								

Los datos del cuadro muestran un volumen permisible de 3 m<sup>3</sup>/ha para *M. yoroconte*, 29 m<sup>3</sup>/ha para el grupo comercial con buena distribución diamétrica y 5 m<sup>3</sup>/ha para los irregulares. El volumen de corta anual permisible (VCAP) = (volumen permisible/ha x área productiva de bosque)/ciclo de corta para un área de 1 000 ha será:

*M yoroconte* (3 m<sup>3</sup>/ha \* 1 000 ha)/30 años = 100 m<sup>3</sup>/año  
 Comercial nor (29 m<sup>3</sup>/ha \* 1 000 ha)/30 años = 967 m<sup>3</sup>/año  
 Comercial irr (5 m<sup>3</sup>/ha \* 1 000 ha)/30 años = 167 m<sup>3</sup>/año

El volumen permisible no necesariamente es el volumen que se recomienda cortar.

El volumen a cortar depende del precio ofrecido por la madera de las especies presentes (en La Mosquitia hondureña sólo el precio de la caoba es lo bastante alto para cubrir los gastos de extracción y transporte), de la capacidad de los operadores para cortar y transportar todo el volumen en el tiempo disponible (por ejemplo, en Río San Juan, Nicaragua se dispone sólo de 2 a 3 meses para realizar estas actividades, pues las lluvias imposibilitan el acceso al bosque), y de la capacidad de transformación.

Es importante observar que los cálculos de los criterios silvícolas (CC = 30 años, DMC = 50 y 80 cm, IC = 60%, VCAP=100; 967 o 167) se basan en el inventario para todo el bosque. Para verificar el CC y establecer los DMC por especie o grupos de especies es recomendable usar estos datos generales. Sin embargo, en bosques donde existe una buena estratificación que toma en cuenta diferencias en abundancia de las especies más importantes (en términos económicos y ecológicos), recomendamos calcular la IC y el volumen permisible aprovechable por hectárea para cada estrato por aparte.

Los cálculos presentados sirven como una herramienta o guía para la planificación silvicultural. Sin embargo, no se deben interpretar como una camisa de fuerza, sino



que más bien se debe poner atención a la detección de desviaciones de los datos promedio en el bosque bajo aprovechamiento en un año determinado. Por ejemplo, para especies específicas que ocurren en parches, se podría justificar un reajuste de la IC, del volumen aprovechable y aún del DMC (en ocasiones muy excepcionales) en cada POA, siempre y cuando el censo para elaborar este POA haya sido acompañado por un muestreo de la regeneración establecida (por lo menos a partir de 30 cm) de estas especies.

Recomendamos aplicar la intensidad de corta por clase diamétrica y por especie. Solo en casos donde la distribución del área basal por especie y clase diamétrica es muy irregular se puede justificar el aumento de la intensidad de corta de una especie en una clase donde haya muchos individuos, compensando el área basal adicional removida en esa clase con una reducción de la intensidad de corta de la misma especie en otra clase diamétrica.

- 9) **Proyección de la futura cosecha.** Una vez calculado el volumen de corta anual permisible se procede a verificar si cortando este volumen ahora se tendría un volumen similar del grupo de especies al final del primer ciclo. Para esto existen programas electrónicos, como el **programa Sirena** desarrollado por Alder en Costa Rica<sup>7</sup>. Ahora mostraremos cómo se puede usar el mismo modelo de rodal para lograr una buena proyección de la futura cosecha. Para este cálculo partiremos de la distribución diamétrica de los individuos, y aplicaremos una tasa de crecimiento y una tasa de mortalidad.

Veamos los cálculos del Cuadro 9.5 sobre la distribución diamétrica antes y después del aprovechamiento y la proyección de la estructura hacia el final del ciclo de corta. Los datos corresponden al grupo de especies comerciales con buena distribución diamétrica de los cuadros 9.6 a 9.10. Consideremos ahora los datos de volúmenes por clase diamétrica antes del aprovechamiento y calculemos el volumen promedio por árbol por clase (Cuadro 9.11), el cual utilizaremos para calcular el volumen por clase diamétrica al final del ciclo, multiplicando el número de árboles por clase en la estructura proyectada por el volumen promedio por árbol. El resultado se ve en la última fila del Cuadro 9.11. Si aplicamos la IC calculada en el punto 7 (60%) al volumen de los árboles encima del DMC (50 cm), tendremos el volumen aprovechable por hectárea del futuro, que debería ser similar al volumen aprovechable por hectárea del aprovechamiento inicial (29 m<sup>3</sup>/ha para este grupo de especies). Una divergencia de 10% es aceptable; si fuera superior habría que rehacer la estimación del DMC y IC hasta llegar a un volumen aprovechable por hectárea inicial que se mantenga por lo menos para el siguiente ciclo de corta.

En nuestro ejemplo, el primer aprovechamiento fue demasiado fuerte para poder mantenerlo; el volumen aprovechable por hectárea de este grupo de especies al final del ciclo será de 20 m<sup>3</sup>/ha, 31% menos que el aprovechamiento inicial. Esto se debe a la decisión de no tomar en cuenta el volumen de la clase mayor en el cálculo de la intensidad de corta, para poder transformar el bosque en un uno más productivo y sano. Esto permitió una corta de 10 m<sup>3</sup>/ha más, lo que explica la diferencia en volúmenes aprovechables.

<sup>7</sup> J Méndez. Febrero 1998. Director técnico de CODEFORSA, San Carlos, Costa Rica. Comunicación personal.



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

**Cuadro 9.11** Proyección de la estructura y cosecha hacia el fin del ciclo de corta con base en los datos de los cuadros 9.5 a 9.9 y aplicando el modelo de la tabla de rodal

Clases diamétricas	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	+ 90
Número de individuos antes del aprovechamiento	33,1	23,6	15,5	8,1	3,6	1,6	2,2	1,9	1,9
Volumen (m <sup>3</sup> /ha)				14,4	6,4	5,1	9,1	11,3	17,0
Volumen/árbol				1,8	1,8	3,2	4,1	5,9	8,9
Número de individuos después del aprovechamiento	33,1	23,6	15,5	8,1	0,9	0,4	0,55	0,48	0,48
Final del ciclo sin mortalidad	¿?	16,6+?	16,6 +11,8	11,8 +7,75	7,75 +4,05	4,05 +0,45	0,45 +0,2	0,2 +0,28	0,28 +0,96
Supervivencia			18,2	12,5	7,6	2,9	0,4	0,3	0,8
Volumen después del ciclo (m <sup>3</sup> /ha)				22,5	13,7	9,3	1,6	1,8	7,1
Volumen aprovechable (m <sup>3</sup> /ha) con IC 60%					8,2	5,6	1,0	1,1	4,3

### Observación final

Hemos presentado un método relativamente sencillo para el análisis e interpretación de inventarios forestales. Su uso, sin embargo, sólo es uno de los instrumentos para el buen manejo. Además, es importante realizar un buen diseño y una buena ejecución del inventario para que los datos que entran en el proceso de análisis e interpretación sean confiables y, sobre todo, representativos. Este significa que hay que tener mucho cuidado en la interpretación de datos de pocas especies o muestras pequeñas, ya que la confiabilidad disminuye al bajar la cantidad de datos para el análisis e interpretación. Generalmente, el modelo es más adecuado para las especies con una buena distribución diamétrica, ya que claramente identifica las especies escasas, las sin regeneración y las sin árboles grandes. Recuerde, sin embargo, que, como en todos los casos de análisis e interpretación de datos, aquí también aplica la ecuación: entra basura = sale basura.

Un buen diseño y ejecución del inventario permiten obtener datos confiables y representativos

### En este capítulo hemos:

- Señalado la importancia del análisis e interpretación de los resultados de inventarios forestales.
- Interpretado el significado práctico del error de muestreo.
- Analizado los resultados básicos de un inventario forestal:
  - agrupamiento de especies según su importancia comercial;
  - abundancia;
  - área basal;
  - volumen de madera.
- Analizado la abundancia y frecuencia de especies comerciales al nivel de brinzales.
- Resaltado la importancia de agrupar las especies por grupo ecológico para una correcta interpretación de los datos de inventario y una buena planificación silvicultural.
- Dado los elementos esenciales para la selección de un sistema silvicultural.
- Determinado los parámetros silviculturales para la planificación del manejo del bosque.



## 9. 8 Bibliografía recomendada

- Alder, D. 1992. Simple methods for calculating minimum diameter and sustainable yield in mixed tropical forests. In *Wise Management of Tropical Forests. Proceedings of the Oxford Conference on Tropical Forests*. Ed. By F.R. Miller, K.L. Adam. Oxford Forestry Institute, University of Oxford. P. 189-199.
- Alder, D. 1995. Growth modelling for mixed tropical forests. *Tropical Forestry Papers* no. 30. Oxford Forestry Institute. 231 p.
- Asquith NM. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. En: Guariguata MR y GH Kattan (eds), *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Ediciones Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica. pp 377-406.
- Barnard, CR. 1950. The elements of Malayan silviculture. *The Malayan Forester* 13(3): 122-136.
- Carrera, F. 1996. Guía para la planificación de inventarios forestales en la zona de usos múltiples de la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. *Colección Manejo Forestal en la Reserva de la Biosfera Maya* no. 3. Turrialba, Costa Rica. 40 p.
- Clark, D. 1994. Plant demography. In *La Selva: ecology and natural history of a Neotropical Rainforest*. Ed. By L.A. McDade, S.B. Kamaljit, H.A. Hespeneide, and G.S. Hartshorn, Chicago: University of Chicago Press, pp 90-105.
- Clark, DA; Clark DB. 1987. Análisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical: aspectos teóricos y prácticos. In Clark, D.; Dirzo, R.; Fetcher, N. (eds). *Ecología y ecofisiología de plantas en los bosques mesoamericanos*. *Revista de Biología Tropical (C.R.)* 35 (supl. 1):40'45.
- Dawkins, HC. 1958. The management of natural tropical high forest with special reference to Uganda. *Imperial Forestry Institute (G.B.) Paper* no. 34.
- Dawkins, HC. 1963. Crown diameters: Their relation to bole diameter in tropical forest trees. *Commonwealth Forestry Review*, 2 (2): 318-333.
- Ferrando, JJ; Louman, B; Finegan, B; Guariguata, M. 2001. Pautas ecológicas para el manejo de bosques naturales afectados por huracanes en la costa norte de Honduras. *Revista Forestal Centroamericana* 34: 28-34.
- Finegan, B. 1993. Los gremios de especies forestales. Documento del Curso de Bases Ecológicas para la Producción Sostenible. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 24 p.
- Guariguata, MR. 1998. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. Serie técnica. Informe Técnico no. 304. *Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales* no. 14. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 27 p.
- Gullison, RE. 1995. Conservation of tropical forests through the sustainable production of forest products: The case of mahogany (*Swietenia macrophylla* King in the Chimanes Forest, Beni, Bolivia. Ph.D. dissertation, Princeton 172 p.
- \_\_\_\_\_; HUBBELL, S.P. 1992. Regeneración natural de la mara (*Swietenia macrophylla*) en el bosque Chimanes, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 19:43-56.
- Hubbell, SP. 1979. Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203:1299-1309.
- Hutchinson, ID. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. Serie técnica. Informe Técnico no. 204. *Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales* no. 7. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 31 p.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Rossdorf. Alemania, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 335 p.
- Liebermann, D; Liebermann, M; Hartshorn, G; Peralta, R. 1985. Growth rates and age size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 1:97-109.
- Lojan L 1966. Una fórmula para estimar volúmenes en un bosque tropical húmedo. Turrialba, Costa Rica. 16 (1): 67-72.
- Louman, B; Carrera, F. 1997. Pautas para el manejo del bosque secundario Florencia Sur, Turrialba, Costa Rica. In *Actas de la III semana científica celebrada de 3 al 5 de febrero 1997*. CATIE, Turrialba, Costa Rica. pp. 235 -239.
- Louman B; Quirós, D; Nilsson, M. 2001. *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Serie técnica. Manual Técnico no. 46. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 265 p.
- Ministerio de Recursos Naturales, Energía y Minas (MIRENEM). 1994. *Manual de procedimientos para el manejo y aprovechamiento forestal en Costa Rica*. MIRENEM, San José, Costa Rica. 105 p.
- MOPAWI, Fundación VIDA, FINZMOS, WWF, y CATIE-TRANSFORMA. *Plan de manejo forestal bosque latifoliado en usufructo: Layasica-Siksatingni-Wisplini*. Puerto Lempira, Honduras, AFE-COH-DEFOR. 61 p.



## Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central

- Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT). 1992. Criteria for the measurement of sustainable tropical forest management. ITTO . Policy Development Series no.3. Yokohama, Japan. 5 p.
- Pinelo, G. 1997. Dinámica del Bosque Petenero: Avances de Investigación en Petén, Guatemala. CATIE. Turrialba, Costa Rica 46 p.
- Prodan, M; Peters, R; Cox, F; Real, P. 1997. Mensura forestal. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible no. 1. IICA/GTZ, San José, Costa Rica. 561 p.
- Quirós, D. 1998. Muestreos para la prescripción de tratamientos silviculturales en bosques naturales latifoliados. –guía de campo-. Manejo Forestal Tropical no. 4. 8 p.
- Sáenz, G; Finegan, B. 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. Manejo Forestal Tropical no. 15. 8 p.
- Segura, M; Venegas, G. 1999. Tablas de volumen comercial con corteza para encino, roble y otras especies del bosque pluvial montano de la cordillera de Talamanca, Costa Rica. Serie técnica. Informe Técnico no. 306. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 15. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 45 p.
- Sitoe, AA. 1992. Crecimiento diamétrico de especies maderables en un bosque húmedo tropical bajo diferentes intensidades de intervención. Tesis Mag Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 119 p.
- Snook, L. 1993. Stand dynamics of mahogany (*Swietenia macrophylla*) and associated species after fire and hurricane in the tropical forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. Ph.D. dissertation, Yale University, New Haven. 254 p.
- Stanley, S. 1994. Plan de manejo forestal, unidad de manejo Arroyo Colorado, Petén, Guatemala CATIE-/CONAP. Turrialba, C.R. 64 p + anexos.
- Stanley, S. 1997. Guía para la interpretación de resultados de un inventario forestal para concesiones en la Reserva de la Biósfera Maya, Guatemala. Colección Manejo Forestal en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala no. 8. Turrialba, Costa Rica. 38 p.
- Stanley, S. 1998. Muestreo diagnóstico: una herramienta útil en la toma de decisiones silvícolas. Serie Técnica. Informe Técnico no. 300. Colección Manejo Forestal en la Reserva de la Biosfera Maya no. 9. Turrialba, Costa Rica. 41 p.
- Swaine, MD; Liebermann, D; Putz, F. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. Journal of tropical forest ecology 3: 359-366.
- UCA-Proyecto Madera – Silvicultura. 1995. Plan general de manejo La Mónica. Universidad Centroamericana, Managua, Nicaragua. 28 p.
- Vanclay, JK. 1994. Modelling forest growth and yield; Applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, Inglaterra. 312 p
- Whitmore, TC. 1984. Tropical Rain Forest of the Far East. Oxford, R.U. Clarendon Press. 341 p.
- Wyatt-Smith, J. 1961. "A Review of Malayan Silviculture Today". The Malayan Forester 24:5-18.













## **Anexos**

### **1 Clase de iluminación de copa:**

- 1 iluminación vertical y lateral plena
- 2 iluminación vertical plena
- 3 iluminación vertical parcial
- 4 sólo iluminación oblicua
- 5 sin iluminación

### **2 Grado de infestación de lianas (bejuco):**

- 1 sin lianas
- 2 lianas en el fuste
- 3 lianas en el fuste y en la copa, sin afectar el crecimiento
- 4 lianas en el fuste y en la copa, que afectan el crecimiento

### **3 Causa de remanencia:**

- 1 forma: individuos cuya extracción es poco o nada rentable, debido a las características de la forma del fuste
- 2 estado fitosanitario: árboles con pudriciones, ataque de fitopatógenos o cualquier otra afección que perjudica la calidad
- 3 reserva: árboles portadores (AP) y otros comerciales dejados por restricciones legales, técnicas o de mercado
- 4 potencial: especies marginadas en el mercado pero para las que se prevé demanda a corto plazo
- 5 no comerciales: individuos que no pertenecen a especies comerciales (especies sin valor en el mercado)

### **4 Forma de fuste:**

- 1 buena
- 2 regular
- 3 mala









**Resultados del muestreo silvicultural**

<b>Cuadro 1</b> Distribución diamétrica del número de árboles y área basal /ha para las especies comerciales y no comerciales (incluyendo palmas)																			
<b>Especie</b>	<b>Clases diamétricas</b>														<b>Total</b>		<b>%</b>		
	<b>10-19,9</b>		<b>20-29,9</b>		<b>30-39,9</b>		<b>40-49,9</b>		<b>50-59,9</b>		<b>60-69,9</b>		<b>70 - +</b>						
	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	<b>N</b>	<b>G</b>	
<b>Comerciales</b>																			
<b>Subtotal</b>																			
<b>No comercial</b>																			
<b>Subtotal</b>																			
<b>Otras</b>																			
<b>Subtotal</b>																			
<b>Total</b>																			
<b>%</b>																			

### Análisis de resultados complementarios

Cuadro 1 Distribución diamétrica del número de árboles y área basal por ha, antes y después del aprovechamiento (vegetación ≥ 10 cm dap)						
Clases diamétricas (cm)	Número de árboles (N/ha)			Área basal (m <sup>2</sup> /ha)		
	antes	después*	diferencia	antes	después*	diferencia
10-19,9						
20-29,9						
30-39,9						
40-49,9						
50-59,9						
60-69,9						
70-79,9						
80-89,9						
90-99,9						
> a 100						
Total						

\* NO se aplica en áreas donde: a) no se ha cosechado antes de los tratamientos; b) no se dispone de información sobre reducción de biomasa (por ej. aprovechamientos realizados años atrás)

### Análisis de resultados

Prescripción silvicultural (tratamiento propuesto) \_\_\_\_\_

#### Aplicación del tratamiento

Labores que deben realizarse antes de la aplicación (describir):

delimitación del área: \_\_\_\_\_

marcación: \_\_\_\_\_

aplicación del tratamiento: \_\_\_\_\_

corta \_\_\_\_\_

anillamiento: \_\_\_\_\_

arboricidas: \_\_\_\_\_

otras: \_\_\_\_\_



## Anexo 2. Distribución de t de student

gl	Probabilidad								
	.5	.4	.3	.2	.1	.05	.02	.01	.001
1	1.000	1.376	1.963	3.078	6.314	12.706	31.821	63.657	636.619
2	.816	1.061	1.386	1.886	2.920	4.303	6.695	9.925	31.598
3	.765	.978	1.250	1.638	2.353	3.182	4.541	5.841	12.941
4	.741	.941	1.190	1.533	2.132	2.776	3.747	4.604	8.610
5	.727	.920	1.156	1.476	2.015	2.571	3.365	4.032	6.859
6	.718	.906	1.134	1.440	1.943	2.447	3.143	3.707	5.959
7	.711	.896	1.119	1.415	1.895	2.365	2.998	3.499	5.405
8	.706	.889	1.108	1.397	1.860	2.306	2.896	3.355	5.041
9	.703	.883	1.100	1.383	1.833	2.262	2.821	3.250	4.781
10	.700	.879	1.093	1.372	1.812	2.228	2.764	3.169	4.587
11	.697	.876	1.088	1.363	1.796	2.201	2.718	3.106	4.437
12	.695	.873	1.083	1.356	1.782	2.179	2.681	3.055	4.318
13	.694	.870	1.079	1.350	1.771	2.160	2.650	3.012	4.221
14	.692	.868	1.076	1.345	1.761	2.145	2.624	2.977	4.140
15	.691	.866	1.074	1.341	1.753	2.131	2.602	2.947	4.073
16	.690	.865	1.071	1.337	1.746	2.120	2.583	2.921	4.015
17	.689	.863	1.069	1.333	1.740	2.110	2.567	2.898	3.965
18	.688	.862	1.067	1.330	1.734	2.101	2.552	2.878	3.922
19	.688	.861	1.066	1.328	1.729	2.093	2.539	2.861	3.883
20	.687	.860	1.064	1.325	1.725	2.086	2.528	2.845	3.850
21	.686	.859	1.063	1.323	1.721	2.080	2.518	2.831	3.819
22	.686	.858	1.061	1.321	1.717	2.074	2.508	2.819	3.792
23	.685	.858	1.060	1.319	1.714	2.069	2.500	2.807	3.767
24	.685	.857	1.059	1.318	1.711	2.064	2.492	2.797	3.745
25	.684	.856	1.058	1.316	1.708	2.060	2.485	2.787	3.725
26	.684	.856	1.058	1.315	1.706	2.056	2.479	2.779	3.707
27	.684	.855	1.057	1.314	1.703	2.052	2.473	2.771	3.690
28	.683	.855	1.056	1.313	1.701	2.048	2.467	2.763	3.674
29	.683	.854	1.055	1.311	1.699	2.045	2.462	2.756	3.659
30	.683	.854	1.055	1.310	1.697	2.042	2.457	2.750	3.646
40	.681	.851	1.050	1.303	1.684	2.021	2.423	2.704	3.551
60	.679	.848	1.046	1.296	1.671	2.000	2.390	2.660	3.460
120	.677	.845	1.041	1.289	1.658	1.980	2.358	2.617	3.373
∞	.674	.842	1.036	1.282	1.645	1.960	2.326	2.576	3.291

Fuente: Freese, F. Métodos estadísticos elementales para técnicos forestales. México, AID. 102 p.

## Anexo 3. Participantes en el IV Intercambio

<b>Nombre</b>	<b>Institución</b>
Carlos Enrique Mass Mario Rodríguez	Centro Universitario del Petén, Guatemala (CUDEP)
Oscar Ferreira José Montecinos	Escuela Nacional de Ciencias Forestales, Honduras, (ESNACIFOR)
Ramón Ordoñez	Centro Universitario Regional del Litoral Atlántico Norte (CURLA)
Guillermo Castro Claudio Calero G.	Universidad Nacional, Nicaragua (UNA)
Enrique Cordón Edwin Taylor	Universidad de las Regiones Autónomas de la Costa Caribe Nicaragüense, La RAAN, Nicaragua (URACCAN)
Tomás Taylor	Universidad de la Costa Caribe de Nicaragua; La RAAN, Nicaragua (CIUM-BICU)
Edgar Ortiz M.	Instituto Tecnológico de Costa Rica (ITCR)
William Fonseca Wilberth Jiménez Eladio Chaves	Universidad Nacional Autónoma, Costa Rica (UNA)
Francisco Gutiérrez	Instituto Latinoamericano de Pedagogía de la Comunicación (ILPEC), Costa Rica
Xavier Escorcía David Quirós Bastiaan Louman Glenn Galloway Javier Zamora Juan Flores	Proyecto TRANSFORMA/CATIE/COSUDE Unidad de Manejo de Bosques Naturales



## **Créditos**

---

**Editora:** Elizabeth Mora Lobo

---

**Responsables técnicas:** Lorena Orozco, Cecilia Brumér

---

**Portada y diagramación:** Rocío Jiménez Salas

---

**Fotos de la portada:** UMBN/CATIE

---

