



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS

AUTENTICIDAD DE LOS BOSQUES EN LA CUENCA ALTA DEL RIO MAGDALENA: DIAGNOSTICO HACIA LA RESTAURACION ECOLOGICA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA AMBIENTAL CON ORIENTACION EN RESTAURACION ECOLOGICA)

P R E S E N T A

VICTOR DANIEL AVILA AKERBERG

DIRECTORA DE TESIS: DRA. LUCIA ALMEIDA LEÑERO

MEXICO, D. F.,

MARZO, 2004

**Autenticidad de los bosques
en la cuenca alta del río
Magdalena: diagnóstico
hacia la restauración
ecológica**

por

Víctor Daniel Ávila Akerberg

Tesis para obtener el título de Maestro en Ciencias

Facultad de Ciencias, UNAM

Maestría en Biología Ambiental con orientación a la
Restauración Ecológica

Marzo 2004

ÍNDICE

RESUMEN.....	4
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	6
INTRODUCCIÓN	6
<i>Disturbio y perturbación ambiental vs. restauración ecológica</i>	6
<i>Autenticidad forestal</i>	8
OBJETIVOS	10
<i>General</i>	10
<i>Particulares</i>	10
ÁREA DE ESTUDIO	12
<i>Localización</i>	14
<i>Perfil socioeconómico</i>	15
<i>Vegetación</i>	20
<i>Fauna</i>	21
CARACTERIZACIÓN DE LA COBERTURA VEGETAL Y EL USO DE SUELO	22
RESUMEN	22
INTRODUCCIÓN	22
MÉTODOS.....	23
<i>Utilización del SIG y delimitación del área de estudio</i>	23
<i>Generación de leyenda</i>	25
<i>Fotointerpretación</i>	29
RESULTADOS	30
DISCUSIÓN	38
DESCRIPCIÓN DE LAS PRINCIPALES UNIDADES DE VEGETACIÓN	41
RESUMEN.....	41
INTRODUCCIÓN	41
MÉTODOS.....	45
<i>Muestreo estratificado aleatorio</i>	45
<i>Formato de levantamiento</i>	45
<i>Trabajo en laboratorio</i>	48
<i>Análisis estadísticos</i>	48
RESULTADOS	51
<i>Análisis de clasificación de composición florística</i>	51
<i>Análisis canónico de correspondencia</i>	56
<i>Estructura</i>	57
DISCUSIÓN	61
EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE LA AUTENTICIDAD FORESTAL	65
RESUMEN.....	65
INTRODUCCIÓN	65
<i>Criterios e indicadores en diferentes escalas para evaluación del manejo forestal sostenible (MFS)</i>	65

<i>Calidad Forestal a nivel de Paisaje</i>	67
<i>¿Autenticidad forestal, integridad ecológica o salud ecosistémica?</i>	68
<i>Análisis multicriterio</i>	70
MÉTODOS	71
<i>Encuesta multicriterio</i>	71
<i>Síntesis de los datos de los indicadores de autenticidad forestal recabados en campo</i>	74
<i>Clasificación y mapeo de grupos de autenticidad forestal</i>	74
RESULTADOS	74
<i>Grupos de autenticidad forestal</i>	79
DISCUSIÓN	84
PROPUESTA DE LINEAMIENTOS DE MANEJO HACIA LA CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA	87
ACCIONES DE MANEJO EN ZONAS CON DIFERENTES NIVELES DE AUTENTICIDAD FORESTAL	87
REDEFINICIÓN DE LA CARM COMO ANP	88
EDUCACIÓN AMBIENTAL	89
LITERATURA CITADA	90
LISTA DE FIGURAS	97
LISTA DE TABLAS	98
APÉNDICES	99

Resumen

A partir de la Cumbre de Río de Janeiro en 1992, se han iniciado diversas iniciativas nacionales e internacionales a fin de ampliar los conocimientos y evaluar los avances con respecto al ambiente. Uno de los problemas más frecuentes en la planeación de las alternativas de manejo en áreas naturales consiste en la falta de información sobre las características de estructura y función de los bosques. Ante esto, han surgido diversas aproximaciones que permiten evaluar la calidad o el estado de algún sitio con el propósito de mejorarlo, o aprovecharlo mejor. Las iniciativas más completas y con posibilidades de tener un mayor alcance son las regionales e internacionales sobre criterios e indicadores (C + I) para el manejo forestal sostenible (MFS). Los criterios son categorías de valores de los bosques que se desean mantener y los indicadores son aspectos mensurables de estos criterios.

En 1998, la WWF (World Wide Fund for Nature) y la IUCN (International Union for the Conservation of Nature) iniciaron una colaboración con el objetivo de desarrollar un método para evaluar la calidad forestal a nivel de paisaje. El método propuesto por WWF-IUCN utiliza a la calidad forestal como el criterio y subdivide a los indicadores en tres categorías que se sobrelapan: autenticidad forestal, servicios ambientales y otros beneficios sociales y económicos.

La *autenticidad forestal* es una medida de la integridad y salud de los ecosistemas en el más amplio sentido. Estrictamente, la autenticidad sólo puede ser absoluta en un bosque que nunca ha tenido influencia humana. Sin embargo, a pesar de que en términos prácticos es frecuente definir a la *autenticidad forestal* como una medida de qué tanto se asemeja un bosque perturbado, secundario o manejado al bosque natural que ha reemplazado, también se enfoca en función del ecosistema actual, sin importar mucho su historia, y por lo tanto también tiene importancia en bosques perturbados. Puede ser una herramienta importante que ayude a definir el marco de las políticas de manejo para: (1) la identificación de zonas prioritarias dentro de áreas protegidas; (2) definir las políticas de manejo en un bosque; y (3) ayudar en la planeación para el mejoramiento de bosques secundarios o perturbados.

Esta investigación consolida los elementos propuestos en el concepto de la “autenticidad forestal”, para así integrar la información requerida en la generación de una

propuesta de lineamientos de manejo con fines de restauración y conservación en un área natural protegida, los bosques de la cuenca alta del río Magdalena (CARM). Esta zona se presenta a lo largo de un intervalo altitudinal de los 2570 a los 3870 m snm y abarca una extensión de 2,925 ha, correspondiendo de manera aproximada a lo decretado en 1932 como “Zona Protectora Forestal Cañada de Contreras”. Esta es una de las principales áreas de recarga de los mantos acuíferos de la ciudad de México, posee más del 2% de la flora vascular y todos los tipos de vegetación templados del país, así como la mayor diversidad de mariposas en toda la cuenca de México.

Se generó un mapa de la autenticidad de los bosques presentes en la CARM, mediante la interpretación de ortofotos aéreas para generar un mapa de unidades de vegetación y uso del suelo. Además, se recabó información en campo y se utilizaron las herramientas del análisis multicriterio, para finalmente integrar esta información en un sistema de información geográfica. Este mapa refleja la composición, los procesos, los patrones, la función, la fragmentación y el manejo actuales de los bosques en esta zona de la ciudad de México.

1 Introducción general

Introducción

Disturbio y perturbación ambiental vs. restauración ecológica

La problemática ambiental del mundo es el resultado de la explotación y el manejo inadecuado de los recursos naturales, en muchos casos debido al desconocimiento prácticamente total de los procesos ecológicos que ocurren en los ecosistemas. Cuando la utilización de los recursos naturales excede su capacidad de recuperación, se presentan problemas de deterioro del medio biótico y abiótico. Esta situación propicia el empobrecimiento del medio natural y afecta, de forma directa e indirecta, la calidad de vida de la población. Hoy día existen selvas tropicales, bosques templados, matorrales xerófilos, cuerpos de agua, ríos, etc., que se encuentran totalmente alterados en su composición, estructura y funcionamiento. Ante tal crisis en el ámbito mundial, surge la necesidad de tomar medidas efectivas que eviten la desaparición de los ecosistemas, que promuevan su conservación, su recuperación parcial o total y su posible uso sostenido (Martínez, 2000).

El disturbio se refiere a los eventos tales como incendios, tala, huracanes, presencia de enfermedades (plagas), etc., que causan una gran emisión de bióxido de carbono a la atmósfera por combustión o descomposición de la materia orgánica muerta (Pickett & White, 1985). Los disturbios juegan un papel importante en los ciclos de vida y las dinámicas sucesionales de muchos sistemas boscosos. El disturbio es una parte integral de los procesos ecológicos que crean, mantienen y cambian en el tiempo a los bosques. Matando o dañando a la vegetación, un evento de disturbio abre espacios para crecer, y lo hace disponible para ser ocupado por otras plantas. Actúa como un disparador de nuevo crecimiento y de la sucesión, y ayuda a determinar la distribución espacial de las comunidades ecológicas, sus características estructurales y florísticas y el hábitat de diferentes especies animales (Attiwill, 1994).

Los disturbios, tanto humanos como naturales, son fuerzas principales que determinan la transición entre tipos o estados de bosque, para pasar de captadores a fuentes emisoras de carbono. La influencia humana en el régimen de disturbio influye directamente, como en la tala, la inducción o la supresión de los disturbios naturales

(fuego, insectos, inundaciones, etc.), o indirectamente alterando el ambiente forestal por el cambio climático y la contaminación atmosférica (Attiwill, 1994). Los disturbios pueden ser tan puntuales y pequeños como la caída de un solo árbol, o tan amplios como la quema de miles de hectáreas de bosque por incendios.

Los disturbios son los agentes ambientales que conducen a la perturbación o al deterioro, generando cambios en la estructura, funcionamiento y composición de los ecosistemas. Landa et al. (1997) analizan el concepto de deterioro ambiental y lo definen como: “cualquier modificación al ambiente que implique una reducción o pérdida de sus cualidades físicas y biológicas, causada por fenómenos naturales o por actividades humanas, dando como resultado un decremento en la disponibilidad de bienes y servicios de los ecosistemas a las poblaciones humanas”. Esta es una definición antropocéntrica que implica el reconocimiento de “cualidades físicas y biológicas” del ambiente. En términos prácticos es necesario recalcar el valor utilitario de los ecosistemas hacia el ser humano, pero también se debería reconocer el valor intrínseco de la naturaleza. Además, creo que es necesaria una precisión en cuanto al significado de “reducción”, pues existen diferentes niveles de modificación al ambiente que, en mi parecer, no todos conducen a un deterioro ambiental.

El problema del daño a los ecosistemas es internacional y probablemente no hay país en el mundo que no esté afectado. Daily (1995) estimó que cerca de 43% de la superficie del planeta tiene una capacidad reducida para proporcionar beneficios a la humanidad debido a los impactos directos y recientes al uso de la tierra. Claramente, la situación actual, en la que la capacidad de la Tierra para producir recursos naturales renovables está cada vez más disminuida y la demanda para estos recursos aumenta cada vez que crece la población mundial, no es sostenible. Uno de los retos que se enfrentan para alcanzar la sustentabilidad es el revertir la tendencia del daño a los ecosistemas a través de su restauración y rehabilitación. Afortunadamente, hay un gran potencial de recuperación inherente en la naturaleza y la investigación ambiental ha aumentando nuestra habilidad para restaurar ecosistemas perturbados. La ecología también ha contribuido a concebir a los recursos y los procesos naturales, incluyendo a los sistemas naturales no explotados por el ser humano, como un valor para el hombre, y es la

restauración de ese valor lo que brinda la motivación en la ecología de la restauración (Urbanska *et al.*, 1997).

La ecología de la restauración tiene como metas proporcionar las bases científicas sólidas a los manejadores para la reconstrucción y el funcionamiento de ecosistemas deteriorados o destruidos, y producir sistemas autosostenibles que sean, al menos en cierto grado, resilientes al posible daño subsecuente (Urbanska *et al.*, 1997).

En sentido estricto, la restauración ecológica significa retornar a lo que existió antes de la perturbación, y normalmente el objetivo de una restauración es crear un ecosistema con la misma composición de especies y características funcionales que tuvo un sistema que existió previamente. Sin embargo, algunas veces la restauración en sentido estricto no es la opción más práctica. Debido al cambio ambiental de largo plazo, puede ser imposible restaurar un ecosistema a una condición particular de referencia que haya existido en el pasado. Por eso, la restauración toma una definición más amplia en cuanto a crear un ecosistema con ciertas características funcionales deseadas y no uno que sea idéntico al sistema de referencia (Urbanska *et al.*, 1997). La ecología de la restauración busca retornar un sistema degradado hacia uno que sea protectorio, productivo, estéticamente agradable o valorable en términos de conservación en una base sostenible y a largo plazo (Hobbs & Norton, 1996).

En la práctica, la ecología de la restauración dirige un ecosistema a través de una trayectoria deseada hacia un ecosistema de referencia, acelerando o saltando etapas de la sucesión (Gilbert & Anderson, 1998; Bakker *et al.*, 2000). Por esto, es importante tener un sistema de referencia o control que permita formular el objetivo ecológico en la restauración de bosques y evaluar así hasta qué punto se ha alcanzado este objetivo (Foster *et al.*, 1997; White & Walker, 1997; Bakker *et al.*, 2000). La referencia puede ser el ecosistema original, previo al disturbio, o puede ser otro ecosistema semejante que exista localmente, e incluso puede ser un ecosistema generalizado desarrollado a partir de inventarios ecológicos en múltiples localidades (Clewell, 2000).

Autenticidad forestal

En 1998, el programa unido entre WWF (World Wide Fund for Nature) y la IUCN (International Union for the Conservation of Nature) inició una colaboración con la École

Polytechnique Fédérale de Laussane. El objetivo de esta asociación fue desarrollar un método para evaluar la calidad forestal a nivel de paisaje. El método propuesto por WWF y IUCN (1999) utiliza a la calidad forestal como el criterio y subdivide a los indicadores en tres categorías que se sobrelapan: autenticidad forestal, servicios ambientales y otros beneficios sociales y económicos. Estos criterios, a su vez, contienen indicadores y algunos ejemplos de lo que se puede evaluar en campo para reconocer la calidad o el funcionamiento actual de un ecosistema forestal dado.

Dudley (1996) sugirió que el concepto de *autenticidad forestal* ofrece ventajas sustanciales sobre otras alternativas al momento de identificar y describir la calidad ecológica y, por lo tanto, el valor de conservación de un bosque, así como para el desarrollo de planes de manejo. La *autenticidad forestal* es una medida de la integridad y salud de los ecosistemas en el más amplio sentido. Estrictamente, la *autenticidad forestal* sólo puede ser absoluta en un bosque que nunca ha tenido influencia humana. Sin embargo, a pesar de que en términos prácticos es frecuente definir a la *autenticidad forestal* como una medida de qué tanto se asemeja un bosque perturbado, secundario o manejado al bosque natural que ha reemplazado, también se enfoca en función del ecosistema actual, sin importar mucho su historia, y por lo tanto también tiene importancia en bosques perturbados. La *autenticidad forestal* refleja la resiliencia de un bosque existente en términos de composición y funcionamiento (WWF & IUCN, 1999). Puede ser una herramienta importante que ayude a definir el marco de las políticas de manejo para: (1) identificar zonas prioritarias dentro de áreas protegidas; (2) definir las políticas de manejo en un bosque; y (3) ayudar en la planeación para el mejoramiento de bosques secundarios o perturbados.

Al incluir la composición biológica natural y los procesos ecológicos, el uso del concepto de *autenticidad forestal* puede dar una idea de cómo planear un manejo forestal, promover la restauración ecológica y diseñar estrategias de conservación (WWF & IUCN, 1999).

Esta investigación tomó como referencia el concepto de la *autenticidad forestal* para así generar un diagnóstico ambiental que permitiera formular propuestas encaminadas hacia la conservación y la restauración de los bosques en un área natural protegida dentro del Distrito Federal, la cuenca alta del río Magdalena.

Objetivos

General

Evaluar la autenticidad de los bosques en la cuenca alta del río Magdalena como indicador de “calidad forestal” y referencia para la restauración ecológica.

Particulares

- 1.- Diseñar una metodología que permita evaluar los indicadores de la “autenticidad forestal”.

- 2.- Elaborar un mapa con la zonificación de las unidades de vegetación y uso del suelo presentes en el área.

- 3.- Recabar en campo la información de los verificadores de la autenticidad forestal en las principales unidades de vegetación.

- 4.- Mediante un análisis multicriterio, con la información recabada en campo y el mapa de unidades de vegetación, reconocer las áreas más (zonas de referencia) o menos auténticas (zonas de restauración) con apoyo de un SIG.

- 5.- Proponer lineamientos de manejo hacia la restauración ecológica de los bosques en el área.

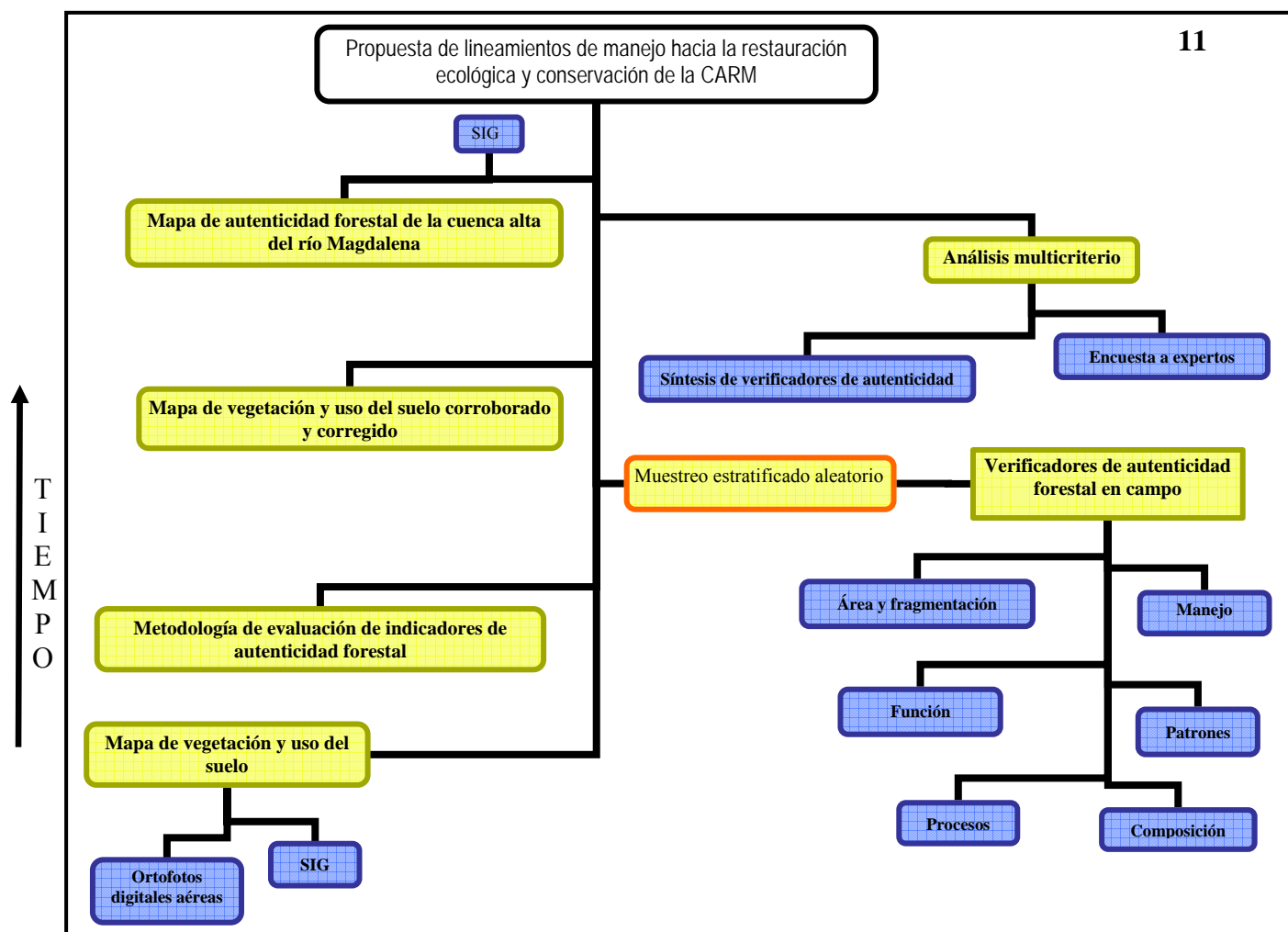


Figura 1 Cronograma del proceso de investigación.

Para alcanzar los objetivos planteados, el proceso de investigación se dividió en cuatro etapas. La primera (Cap. II) constó de la delimitación de la cuenca y la elaboración del mapa de unidades de vegetación y uso del suelo. En la segunda etapa (Cap. III) se hizo el muestreo en campo, en el que se recabaron datos para los verificadores de la autenticidad forestal y se corroboró el mapa de unidades de vegetación. En este capítulo se hace una descripción de las principales unidades de vegetación en cuanto a estructura, composición y función. La tercer etapa (Cap. IV) consta del análisis multicriterio (datos en campo y opinión de expertos) con el que se elaboró el mapa de la autenticidad forestal en la CARM. Por último, la cuarta etapa (Cap. V) integra la información generada y plantea una propuesta de lineamientos de manejo hacia la conservación y restauración de los bosques de la cuenca alta del río Magdalena.

Área de estudio

El Distrito Federal, a pesar de contener una de las ciudades más grandes del mundo, todavía cuenta con importantes áreas de reserva natural, las cuales representan más de la mitad de su territorio. De las cerca de 146 mil ha que componen el territorio del Distrito Federal, 87 mil constituyen el Suelo de Conservación Ecológica, del cual cerca de 75% son de propiedad social (i.e. comunidad o ejido). El Suelo de Conservación abarca superficies de nueve delegaciones políticas, pero la mayor parte se concentra en Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco (CORENADER, 2003).

El Suelo de Conservación del Distrito Federal presta servicios ambientales fundamentales para la existencia de la cuenca de México. Las 87 mil hectáreas que componen este Suelo de Conservación (58% del D.F.) son principalmente zonas montañosas cubiertas de bosques y áreas que se utilizan con fines agropecuarios. La protección de estas áreas es indispensable para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de una buena calidad ambiental en la ciudad de México, ya que su existencia permite que sigan ocurriendo procesos ecológicos y funciones de importancia vital, entre los que se encuentran la recarga de acuíferos, la producción de oxígeno, la regulación microclimática, el control de la erosión, las barreras contra viento, polvo, contaminantes particulados y ruido, la existencia de refugios para la biodiversidad, la recreación, la educación ambiental y la investigación científica (CORENADER, 2003).

El Suelo de Conservación es amenazado cotidianamente por diversos factores de deterioro, muchas veces irreversible, entre los que sobresalen la presión de los intereses inmobiliarios, la presencia de asentamientos irregulares (que ocupan cerca de 3,208 ha), el crecimiento de los mismos poblados rurales, la atomización de parcelas agrícolas, los conflictos en la tenencia de la tierra, una crisis agraria que se mantiene en la actualidad y la pobreza de sus pobladores (CORENADER, 2003). De manera directa, la vegetación y la fauna silvestres se ven afectadas por la tala ilegal, la incidencia de incendios, la falta de manejo técnico, la apertura de terrenos al cultivo, la ganadería no controlada y la contaminación de aire, suelo y agua, que resultan en el deterioro de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad. Se estima que el D.F. pierde anualmente 240 ha de áreas cubiertas de vegetación (CORENADER, 2003).

El Gobierno del Distrito Federal ha reconocido públicamente que la viabilidad actual y futura de la ciudad de México depende de manera significativa de la existencia del Suelo de Conservación por los servicios ambientales que éste proporciona. Es por esta razón que las acciones para su restauración y conservación resultan prioritarias dentro de las estrategias de gobierno en materia de medio ambiente.

El Distrito Federal obtiene el agua que requiere para sus actividades de tres fuentes principales: 71% se extrae de los mantos acuíferos, 26.5% proviene de las cuencas de los ríos Lerma (Estado de México) y Cutzamala (Guerrero) y el resto de las pocas fuentes superficiales que aún quedan en la cuenca de México, como el río Magdalena (SMADF 2003).

El río Magdalena es uno de los cuerpos de agua más importantes de la ciudad de México, ya que es empleado como fuente de abastecimiento de agua potable. Su volumen de agua permanente es de aproximadamente $1 \text{ m}^3/\text{s}$; su escurrimiento máximo estimado es de $20.1 \text{ m}^3/\text{s}$ y la longitud de su cauce principal en la parte alta es de 15 km. Además, en términos ambientales el mayor aporte que hace la cuenca del río Magdalena a la ciudad es que el tipo de suelo y las masas forestales que sostiene permiten la infiltración del agua de lluvia al acuífero del valle de México. La relevancia que adquiere esta cuenca es fundamental, ya que, como se mencionó arriba, un poco más del 70% del agua que se consume en el Distrito Federal se extrae del subsuelo. De acuerdo con Mazari et al. (2000) en una tercera parte de la cuenca alta del río Magdalena se presenta un excedente hídrico muy alto (mayor que 323 mm), en otra tercera parte este índice es alto (213-323 mm) y en la tercera parte restante se encuentra un excedente moderado (104-213 mm). Esto define las áreas de recarga de los mantos acuíferos de la ciudad de México, ya que en estas zonas la precipitación sobrepasa la evapotranspiración. Garza (2000) enfatiza la importancia de proteger el área de bosques de la Magdalena Contreras no sólo para preservar su fisonomía, sino para garantizar la sustentabilidad presente y futura de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. En palabras de Rzedowski y Calderón de R. (2001), “en las partes media y alta de las montañas de la cuenca de México, la única garganta de cierta magnitud existente es la cuenca alta del río Magdalena”.

A pesar de la importancia del área, su situación legal representa un desorden administrativo en el que no es claro a quién compete su administración y qué

restricciones de uso presenta. Actualmente cuenta con un acuerdo y un decreto de protección. El primero corresponde a la declaratoria del acuerdo de 1932 en la que se declaró la “Zona Protectora Forestal Bosques de la Cañada de Contreras” con una extensión de 3,100 ha, y el segundo es un decreto presidencial en el que se declara “Zona de Protección Forestal del río Magdalena” en mayo de 1947 a la zona comprendida por “una faja de 12 km desde su nacimiento aguas abajo y anchura de 500 metros a cada lado de su cauce”. Por otro lado, el Programa General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal, publicado oficialmente en 2000, se contrapone parcialmente tanto al Acuerdo como al Decreto, considerando como área natural protegida una superficie de sólo 215 ha con categoría de Zona Protectora Forestal.

Localización

Dentro del Suelo de Conservación se encuentra el área natural protegida conocida como “Zona Protectora Forestal Cañada de Contreras”, que aproximadamente equivale a la parte alta de la cuenca del río Magdalena. Una cuenca hidrográfica es un territorio que se puede comparar con un recipiente en el que todas las aguas de escurrimiento superficial se drenan hacia un punto de salida. El territorio se delimita a partir de los puntos de mayor elevación altitudinal (parteaguas) y que orientan el flujo de las aguas superficiales hacia un mismo punto de salida a través de la red de escurrimientos.

La cuenca alta del río Magdalena se ubica dentro del Eje Volcánico Transmexicano, formando parte de la cuenca de México en la vertiente occidental de la sierra de las Cruces. Políticamente, la mayor parte se extiende sobre la delegación Magdalena Contreras (78%), y en las partes más altas forma parte de las delegaciones Álvaro Obregón (5%) y Cuajimalpa (17%) en el Distrito Federal. Se encuentra entre los paralelos 19°14'35'' y 19°17'53'' de latitud norte y los meridianos 99°15'06'' y 99°20'18'' de longitud oeste, con un intervalo altitudinal de los 2570 a los 3850 m snm.

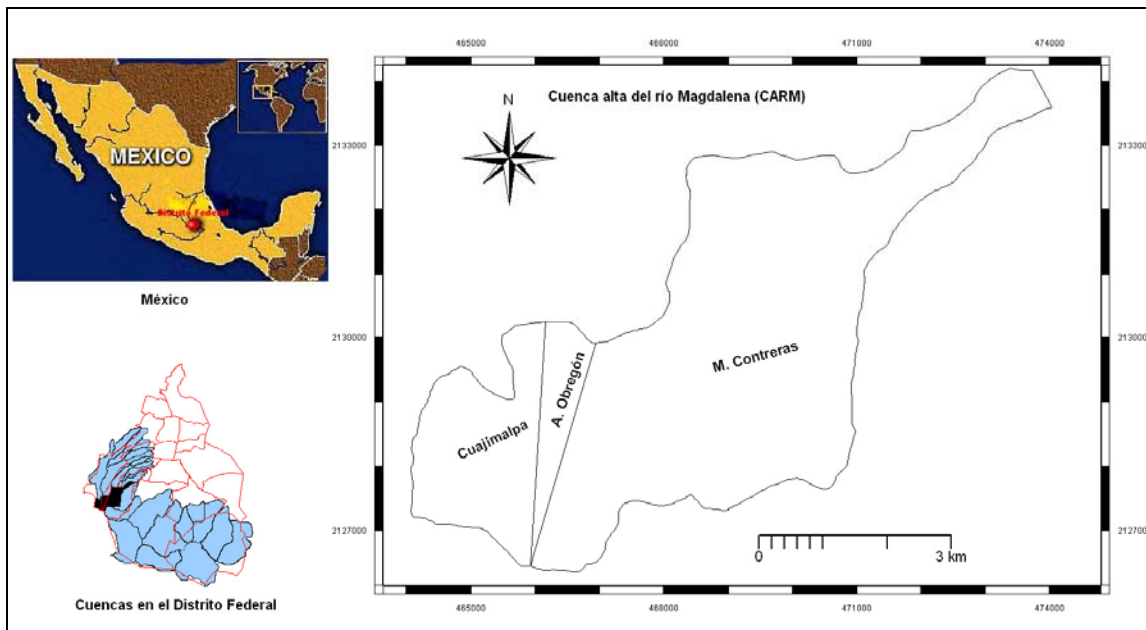


Figura 2 Localización de la cuenca alta del río Magdalena con respecto a México y al Distrito Federal.

Perfil socioeconómico

Como se mencionó, la CARM forma parte de tres delegaciones políticas. Sin embargo, la mayor extensión e influencia sociopolítica corresponde a Magdalena Contreras. Esta delegación política cuenta con una superficie total de 7,580 ha, lo que representa 5.11% del D.F. De su superficie total, 4,397 ha corresponden originalmente a suelo de conservación ecológica y 3,183 ha a suelo urbano. La línea de conservación ecológica ha sido superada por el desbordamiento de asentamientos irregulares, los cuales se ubican en zonas de alto riesgo, como lo son terrenos con pendientes pronunciadas, suelos carentes de estabilidad y laderas propensas a deslaves.

Entre 1970 y 1980 se dio un desplazamiento de la población hacia la delegación, favoreciendo un crecimiento inusitado. La delegación tuvo un rápido crecimiento hasta 1980, y a partir de entonces el crecimiento ha sido lento. Durante la segunda mitad del siglo XX, Magdalena Contreras elevó su población de 21,955 habitantes en 1950 a 221,762 en 2000, es decir, la multiplicó por diez, mientras que el Área Metropolitana de la ciudad de México lo hizo por cinco. En la primera década del siglo XXI es muy probable que la delegación continúe creciendo a una tasa de alrededor de 1%, lo que implicaría un aumento de cerca de 3000 habitantes anuales (Garza, 2000).

La población económicamente activa (PEA) está representada por 68,587 habitantes mayores de 12 años. El 70% está ocupada en el sector terciario, 25% en el sector secundario y 0.7% en el sector primario. Los niveles de ingreso que perciben las personas se pueden clasificar de la siguiente forma: reciben menos de un salario mínimo 22%; entre uno y dos salarios mínimos 41.9%; de dos a tres salarios mínimos 14%; de tres a cinco salarios mínimos 8% y, más de cinco salarios mínimos 3%.

Los niveles de escolaridad que se registran entre la población son los siguientes: población analfabeta 3%, con sólo la primaria 43%, con secundaria completa 23%, con educación media superior 10% y con educación superior 1%.

Entre las actividades económicas sobresalen por su importancia las comerciales y las de servicios. Las actividades industriales tienen un peso menor. A pesar de haber tenido una gran extensión de suelos agrícolas, son pocas las personas que se dedican a esta actividad en la actualidad. El pastoreo tampoco es una actividad importante, el número de cabezas de ganado (ovinos, caprinos y vacuno) que se pastorea en la zona de pastizales es muy reducido.

En la Magdalena Contreras existen 40,285 viviendas particulares, que en promedio dan hospedaje a 4.8 personas cada una. Una proporción considerable de ellas se encuentra en asentamientos irregulares. El crecimiento de estos asentamientos urbanos ha abarcado zonas dentro de la cuenca alta del río Magdalena, como el cerro Ocotál, el segundo Dinamo y el cerro Meyuca. El 96.1% de las viviendas cuentan con el servicio de agua entubada, 93.7% tiene drenaje y 98.9% cuenta con energía eléctrica (Magdalena Contreras, 2003), y son principalmente los asentamientos irregulares los que no cuentan con estos servicios.

Los asentamientos irregulares son un buen negocio económico para algunos líderes y campesinos e inclusive para ciertos partidos políticos. En todos los cambios de administración gubernamental y coyunturas políticas (como los cambios de dirigentes partidistas), se da una explosión en el crecimiento de los asentamientos (GDF, 2000). Principalmente en épocas de elecciones contribuyen a esto al menos dos factores: por una parte, la necesidad de la administración saliente de no fomentar divisiones y pérdida de militantes; por otra, la necesidad y el interés de sumar votos, ofreciendo a los pobladores de los asentamientos su regularización, a cambio de su apoyo el día de la elección.

En 1978 se dio la ocupación de 177 predios (Tabla 1), la invasión se contuvo hasta el año 1983. Posteriormente hubo relevo en los mandos delegacionales y tuvo lugar el segundo pico de importancia, con un total de 35 predios invadidos. Después de esto, el crecimiento se mantuvo controlado, quizás como resultado de la gestión de la Comisión Coordinadora de Desarrollo Rural del Departamento del Distrito Federal, que tenía entre sus atribuciones el poder ejercer el desalojo y la recuperación administrativa de áreas de suelo de conservación invadidas por asentamientos humanos irregulares. Con el arribo en 1988 de un nuevo delegado se presenta otro de los picos, con 13 predios invadidos, y con la llegada en 1990 de un nuevo titular ocurre la tercera invasión de importancia, con un total de 44 sitios invadidos (GDF, 2000). Dichos crecimientos se observan principalmente como expansiones del asentamiento irregular El Ocotál y del poblado rural San Nicolás Totolapan, siendo las áreas más susceptibles de ocupación las alledaños a carreteras y caminos de acceso, que muestran pendientes suaves, aunque existen algunas excepciones de zonas con fuertes pendientes, como las de El Ocotál-Sayula. El crecimiento acelerado de los asentamientos de este tipo parece responder a varios factores, entre los que se pueden destacar cuatro. En primer lugar, el desdoblamiento natural de las familias y la inmigración que sigue ocurriendo hacia la ciudad de México, debido a una nula oferta de suelo urbanizado a precios accesibles. En segundo lugar, a la existencia y tolerancia de líderes de los asentamientos irregulares, quienes no cumplen los ‘convenios de crecimiento cero’ firmados con las autoridades y siguen haciendo un negocio personal de la venta del Suelo de Conservación a familias de bajos ingresos. En tercer lugar, a la dificultad de detectar la adición de cada nueva vivienda. Por último, a la virtual inexistencia de vigilancia y sanción a los nuevos asentamientos (Fernández *et al.*, 2002).

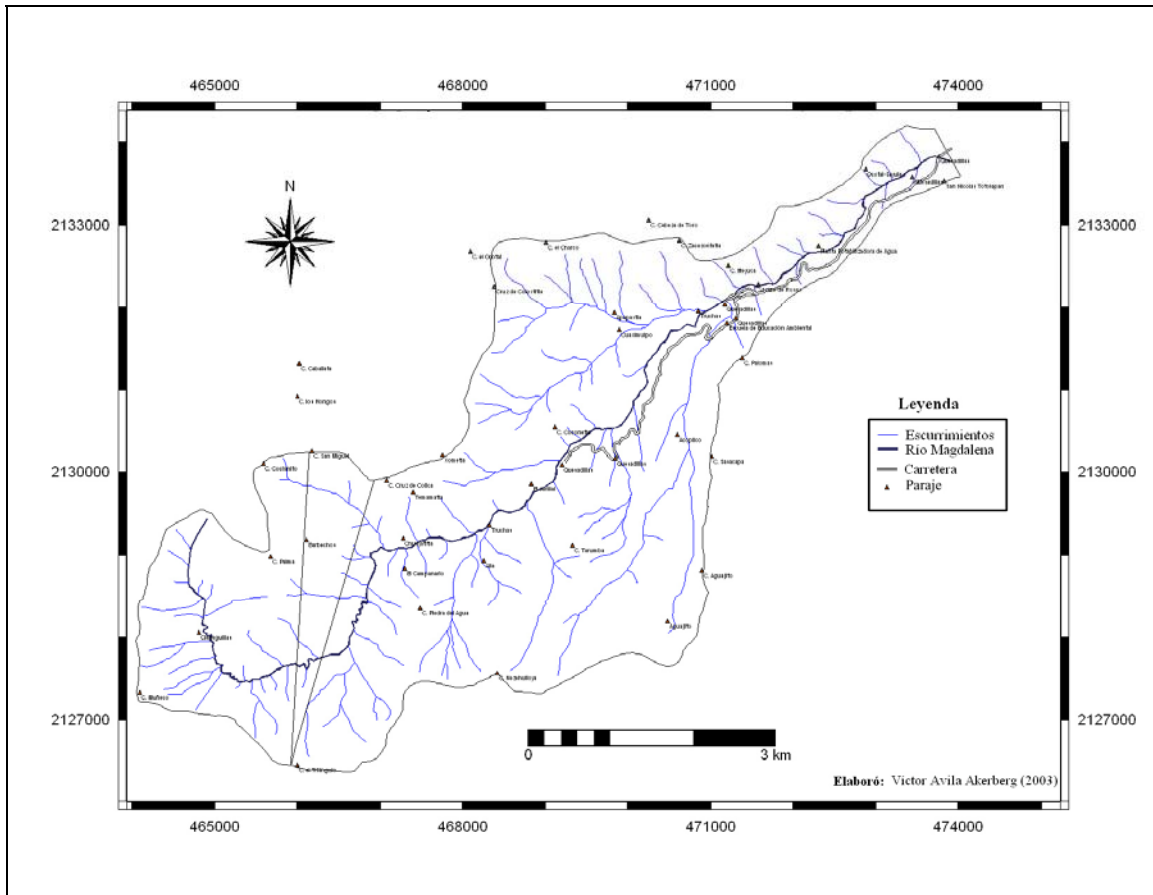


Figura 3 Cuenca alta del río Magdalena. Se muestran los principales parajes, la carretera, el río Magdalena y los escurrimientos. Coordenadas UTM cada 3,000 m.

Una característica distintiva del proceso de colonización de las áreas naturales protegidas en el Distrito Federal es que la nueva población que se asienta en dichas regiones no pertenece a los estratos económicos más pobres; de hecho, en estas zonas los terrenos no se invaden sino se adquieren, y ello obliga a que la familia tenga que contar con ingresos suficientes para pagar su costo (Fernández *et al.*, 2002). Esto lo convierte en un negocio muy redituable a través del cual ciertos líderes y algunos campesinos obtienen un valor de cambio de la tierra, aprovechando la necesidad de vivienda de la población. Por ello, si se quieren conservar los beneficios ambientales que el bosque genera a la ciudad, es importante darle a los terrenos situados en suelo de conservación un valor de uso mayor a su valor de cambio (Fernández *et al.*, 2002).

Tabla 1 Relación histórica del establecimiento de asentamientos humanos irregulares dentro de la CARM.

Año	Años de residencia	Predios invadidos	Superficie afectada (m²)	Número de familias
1975	23	2	750	4
1976	22	1	125	1
1977	21	0	0	0
1978	20	177	28723	187
1979	19	6	995	6
1980	18	13	2171	19
1981	17	1	200	2
1982	16	2	250	3
1983	15	35	6133	38
1984	14	2	371	2
1985	13	1	125	1
1986	12	5	995	6
1987	11	1	125	1
1988	10	13	2405	17
1989	9	2	250	2
1990	8	44	7969	51
1991	7	6	1173	6
1992	6	3	500	3
1993	5	7	1015	10
1994	4	8	1375	8
1995	3	9	1505	9
1996	2	10	1245	14
1997	1	8	1185	15
1998	?	85	?	?
Total		445	60385	409

Fuente: Fernández et al. (2002)

El régimen de tenencia de la tierra en la CARM en su mayoría es comunal (Figura 4). La mayor parte de la CARM es propiedad de la comunidad de Magdalena Atlitic (2350 ha) y existen zonas de litigio con el ejido de San Nicolás Totolapan (693 ha) y la comunidad de San Mateo Tlaltenango (357 ha). Los conflictos legales por la tenencia de la tierra han dificultado el manejo de los ecosistemas en esta cuenca, ya que la propiedad es incierta y por lo tanto la responsabilidad de los diferentes grupos sociales. Sin embargo, el que la mayor parte de la propiedad de la tierra en esta cuenca esté en manos de una sola comunidad favorece las posibilidades de planeación de un manejo apropiado.

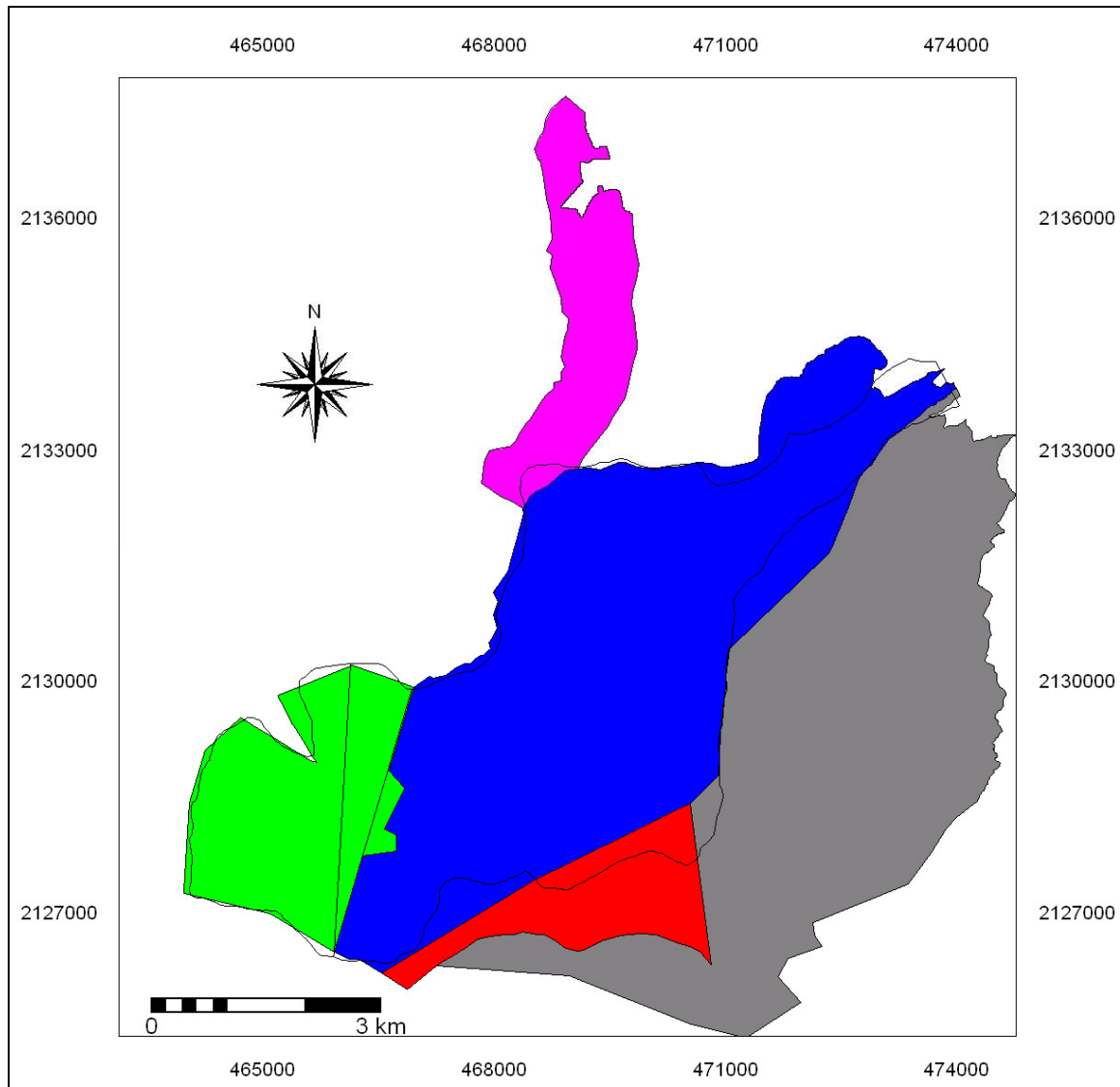


Figura 4 Régimen de tenencia de la tierra en la CARM. En azul: comunidad de la Magdalena Atlitic, gris: ejido de San Nicolás Totolapan, rosa: ejido Santa Rosa Xochiac. Litigios, en rojo: M. Atlitic-San N. Totolapan, verde: M. Atlitic-San Mateo Tlaltenango. *Fuente:* Dirección de Ecología y Medio Ambiente de la Magdalena Contreras. Coordenadas UTM cada 3,000 m.

Vegetación

El área de estudio está comprendida en la Provincia Florística de las Serranías Meridionales, dentro de la región Mesoamericana de Montaña. Se caracteriza por contener elementos holárticos predominantemente en el estrato arbóreo, así como neotropicales, que son más abundantes en los estratos arbustivo y herbáceo, formando un complejo mosaico con elementos autóctonos (Rzedowski, 1978).

Las comunidades vegetales presentes en la cuenca alta del río Magdalena, de acuerdo con la denominación de Rzedowski y Calderón de R. (2001) son: bosque de *Abies*, bosque mesófilo de montaña, bosque mixto, bosque de *Pinus hartwegii* y bosque de *Quercus*. Debido al gradiente climático y las condiciones de humedad de la zona, la vegetación presenta una disposición en bandas altitudinales más o menos bien definidas, observándose solapamientos entre el bosque mesófilo de montaña, el bosque de *Quercus* y el bosque mixto. Ávila-Akerberg (2002) elaboró la lista florística del área con la que se pudo estimar que se encuentran en el área 526 especies de plantas fanerógamas pertenecientes a 92 familias y 274 géneros, lo que equivale a 2.3% del total de la estimación para esta flora en el país (Rzedowski, 1991a) o a 25% de las plantas vasculares en la cuenca de México.

Fauna

A pesar de ser una zona dentro de una de las urbes más grandes del mundo, en el área existe una gran variedad de especies animales. Luis-Martínez (1985) concluyó en su estudio que la cuenca es el área de mayor diversidad de mariposas de toda la cuenca de México. Durante la presente investigación se lograron avistar algunas especies animales, entre las cuales destacan los siguientes: víbora de cascabel (*Crotalus triseriatus* y *C. variegatus*), culebra de agua (*Thamnophis scaliger*), rana de árbol (*Hyla eximia*), lagartija de collar negro (*Sceloporus torquatus torquatus*), lagartija (*Sceloporus grammicus* ssp. *microlepidatus*, *S. aeneus*), lagartija de vientre azul (*Eumeces copei*), falso escorpión (*Barisia imbricata*), venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), ardilla gris (*Sciurus aureogaster*), comadreja (*Mustella frenata*), aguililla cola roja (*Buteo jamaicensis*), codorniz-coluda neovolcánica (*Dendrortonyx macroura*).

Resumen

Se caracterizó la cobertura vegetal y el uso de suelo en la cuenca alta del río Magdalena (CARM) en un mapa escala 1:20,000, con la finalidad de delimitar las unidades de vegetación presentes y su distribución espacial en la cuenca, para así poder realizar un muestreo estratificado en campo de los verificadores de “autenticidad forestal”. Se hizo una primer delimitación del área de estudio con fotografías aéreas pancromáticas escala 1:75,000 y posteriormente sobre cartas topográficas 1:10,000. Se digitalizó el límite del área de estudio, las curvas de nivel cada 10 m, las divisiones políticas, los escurrimientos y el lecho del río Magdalena dentro de un sistema de información geográfica (SIG). La CARM coincide aproximadamente con lo que en 1932 se acordó como Zona Protectora Forestal Bosques de la Cañada de Contreras. Se elaboró una leyenda con 16 categorías de coberturas de vegetación y uso del suelo que se consideraron posibles de fotointerpretar. Fueron realizados recorridos de reconocimiento en el área previos al proceso de fotointerpretación. Se generó un mapa de unidades de vegetación y uso de suelo con la interpretación de ortofotos digitales 1:20,000 dispuestas en un mosaico, el cual fue corroborado en campo y posteriormente corregido. En el área domina en cobertura el bosque de *Abies religiosa* (46%), siguiéndole las unidades de vegetación de *Pinus hartwegii* (34%), el bosque de *Quercus* (4.4%), el pastizal (4%), el bosque mixto (2.7%) los asentamientos humanos (1.7%) y el bosque mesófilo (0.23%), entre otros. En un área equivalente al 0.0014% de la extensión del país, se encuentran los principales bosques templados presentes en México, con diferentes niveles de perturbación.

Introducción

La elaboración y utilización de mapas precisos son elementos esenciales para la mayoría de los científicos de campo. Los mapas son indispensables cuando se quiere describir los factores que controlan la distribución de las plantas y animales, los impactos de las actividades humanas sobre ellos, procesos ecológicos importantes como la migración y la sucesión, la evaluación del potencial de recursos aprovechables en áreas poco conocidas, el desarrollo de planes de manejo para áreas protegidas, el control del esparcimiento de

plagas, o el estudio de los efectos de la contaminación sobre el paisaje (Gilbertson *et al.*, 1995).

La toma de decisiones correctas en el manejo de los recursos naturales depende en gran parte de la calidad de la información y de la habilidad para interpretarla. Debido a la complejidad de los sistemas ambientales, se tiende a estudiarlos de un modo reduccionista, enfocándose en aspectos pequeños y discretos. Sin embargo, la mayoría de los problemas ambientales son multifactoriales y demandan la consideración de una diversidad de información e intereses (Wadsworth & Treweek, 1999). Es por esto que se buscó generar un mapa con la cobertura vegetal y uso del suelo de la CARM con un detalle tal que permitiera la planeación de un muestreo encaminado a conocer, de una manera integral, el estado actual de los bosques en la zona, a través de los indicadores propuestos en el concepto de “autenticidad forestal”.

La integración de información generada en observaciones de campo y por percepción remota dentro de sistemas de información geográfica ofrece el potencial para la evaluación rápida y efectiva en términos de costo en ecosistemas con alto valor de conservación (Veitch *et al.*, 1995). La percepción remota se refiere a mediciones tomadas fuera del lugar de estudio y esto puede ser desde aviones, plataformas o satélites, por ejemplo. Las fotografías aéreas son un tipo de percepción remota. Éstas pueden ser referenciadas a objetos en la superficie (georreferenciadas) y corregidas por la distorsión que ocasiona el relieve y los movimientos en la toma, con lo que se obtienen “ortofotos” o fotomapas. Las ortofotos combinan las características de la imagen de una fotografía aérea de cualquier escala con las cualidades geométricas de un mapa. Son imágenes de las que se han eliminado las deformaciones causadas por la óptica de la cámara y por el desplazamiento aparente de los objetos del terreno en el momento de la toma fotográfica.

No existe un mapa actual preciso de distribución de los bosques en la CARM y los mapas previos (Secretaría de Recursos Forestales, 1967; CORENADER, 1997) no contienen el detalle buscado en esta investigación.

Métodos

Utilización del SIG y delimitación del área de estudio

Existen varias definiciones de un sistema de información geográfica (SIG). Los SIG son herramientas para coleccionar, almacenar, recuperar, transformar y desplegar información

espacial del mundo real para objetivos particulares (Savitsky & Lacher, 1998), aunque también han sido descritos como sistemas de manejo de datos espaciales con una estructura organizacional que permite coleccionar, guardar, recuperar, transformar, combinar, analizar y desplegar información espacial que represente propiedades geográficas o procesos ecológicos (Landsberg & Gower, 1997). Mientras que los SIG surgieron para su aplicación en la cartografía, los SIG y la cartografía digital no deben considerarse idénticos. Un SIG no contiene mapas, sino la información con la que se generan los mapas.

En este trabajo se utilizó el SIG ILWIS 3.0 (Integrated Land and Water Information System; (ITC, 2001) por su facilidad de uso y la familiaridad con éste. Las primeras versiones de este SIG se generaron a mediados de la década de los ochentas por el Instituto Internacional para Levantamientos Aeroespaciales y Ciencias de la Tierra (ITC) de Holanda. Este programa se desarrolló con la finalidad de brindar una herramienta “amigable” para proporcionar a los usuarios la mayor flexibilidad posible, con un amplio campo de aplicaciones de diferentes disciplinas. Esto se logra mediante la integración de diferentes módulos, los cuales abarcan las funciones para introducción y conversión de información para el modelado espacial y funciones para el procesamiento de fotografías aéreas e imágenes de satélite (López-Blanco *et al.*, 1995).

La información de curvas de nivel se obtuvo de tres cartas urbanas topográficas de la Tesorería del Departamento del Distrito Federal (1985) escala 1:10 000 (E14A39 51 y 52, y E14A49 11) y dos cartas de INEGI (1990) escala 1:50,000 (E14A38 y E14A48). La información de curvas de nivel cada 10 m, los escurrimientos, el lecho del río Magdalena y las divisiones políticas dentro del área fue digitizada con una tableta Summa Sketch III a ILWIS. Utilizando tres fotografías aéreas pancromáticas escala 1:75,000 (INEGI SINFA, 1999) y un estereoscopio, se realizó la delimitación del área de estudio siguiendo el parteaguas de la cuenca del río Magdalena y terminando en el límite con el área urbana.

Para transferir la interpretación del límite del área de estudio a ILWIS, la fotografía aérea se corrigió y referenció geográficamente por medio de una georreferenciación de tipo “ortofoto” (rectificación diferencial), utilizando el modelo digital del terreno (MDT) generado con las curvas de nivel y dando puntos de referencia

geográfica con el apoyo de mapas topográficos y fotomapas del área (más detalles en (López-Blanco *et al.*, 1995). Un MDT es una representación digital de la geometría de la superficie de la Tierra (Skidmore, 1989). Este proceso consistió en el escaneo de la foto a una resolución alta (900 dpi) y la transformación de la imagen a un formato raster (Import map) desde un formato de mapa de bits (.bmp). Con la foto en formato raster dentro de ILWIS se pudo realizar la georreferenciación ortofoto y así se digitizó el límite de la cuenca trazado sobre la foto aérea.

Generación de leyenda

Para la descripción de las categorías utilizadas en la clasificación de la vegetación que se propone, se intentó elaborar una leyenda que fuera jerárquica e inclusiva y que permitiera ser utilizada a diferentes escalas de trabajo según el nivel de detalle que se requiera. Se consultaron los trabajos de Rzedowski y Calderón de R. (2001), Rzedowski (1978), Toledo y Ordóñez (1993) y Ávila-Akerberg (2002). Con esto, se entendieron los niveles de clasificación de la vegetación que se han propuesto para el país y así se pudo diseñar mejor la leyenda utilizada. Sin embargo, cabe recalcar que algunos elementos como el suelo, la vegetación, la elevación, la presión atmosférica, etc., están caracterizados por cambios graduales sobre la superficie terrestre, de modo que aunque son unidades definibles conceptualmente, tienen límites graduales más que discretos (Malczewski, 1999), por lo que su delimitación nunca será completamente precisa.

El nivel más alto de la clasificación *sensu* Toledo y Ordóñez (1993) es la **Región Ecológica** y se considera como un agrupamiento de diferentes elementos de vegetación, tomando criterios fisonómicos y fitogeográficos correlacionados con el clima, lo que permite identificar a las grandes unidades ambientales. Dentro de estas grandes unidades, se encuentran las **Formaciones**, las cuales se distinguen por la apariencia física general de la cubierta del suelo (i.e. la vegetación), es decir, en su fisonomía, que resulta de la organización espacial que le confieren las formas de vida de las plantas dominantes. Esto da como resultado unidades mayores de vegetación que abarcan grandes extensiones de suelo y que en el caso de la vegetación natural, contemplan condiciones climáticas semejantes.

En este trabajo, la clasificación propuesta incluye a las formaciones vegetales definidas como bosques, que se caracterizan por poseer organismos leñosos con alturas

mayores a los 4 m. Los diferentes tipos de vegetación, considerados como unidades fitogeográficas amplias desde el punto de vista ecológico, se encuentran en un nivel jerárquico arriba de las asociaciones vegetales.

La región ecológica Templada Húmeda de México (Toledo & Ordóñez, 1993) se caracteriza por tener el tipo de vegetación conocido como:

Bosque mesófilo de montaña. Bosque templado que se caracteriza por sus altas condiciones de humedad ambiental, típicas de las laderas protegidas y con sombra. En la cuenca se distribuye entre los 2600 y 2800 m snm, en suelos del tipo regozol, andosol-litosol y feozem. La composición que distingue a este tipo de vegetación en la cuenca incluye las especies siguientes (Rzedowski, 1970; Ávila-Akerberg, 2002): *Viburnum stenocalyx*, *Prunus brachybotrya*, *Alnus acuminata* subsp. *arguta*, *Quercus laurina*, *Acer negundo* var. *mexicanum*, *Sambucus nigra*, *Clethra mexicana*, *Buddleia cordata* y *Cornus disciflora*.

Dentro de la región ecológica denominada Templada Subhúmeda (Toledo & Ordóñez, 1993) se distribuyen los siguientes tipos de vegetación:

Bosque de Coníferas. Está formado por árboles que mantienen su follaje todo el año y éste es de tipo acicular. En la CARM se pueden reconocer tres variantes:

Bosque de *Pinus*. Árboles con hojas en forma de aguja (aciculares). Dentro del valle de México se localiza en altitudes que van desde los 3300 a los 3900 o 4000 m snm (Rzedowski & Calderón de R., 2001). Se asientan en suelos del tipo Andosol y se asocian también con suelos de tipo Cambisol y Feozem.

Bosque de *Abies religiosa*. El follaje de los árboles es de hojas angostas y cortas. Se localiza en altitudes de los 2900 a los 3500 m snm y está asociado principalmente a suelos de tipo andosol con combinaciones de Regosol, Cambisol y Feozem.

Bosque de *Abies* perturbado. Es semejante al anterior, con la diferencia de tener un dosel menos denso y una proporción alta de árboles muertos en pie como consecuencia de incendios forestales, principalmente.

Bosques de latifoliadas. Con árboles de hojas planas y anchas.

Bosque de *Quercus*. Son bosques típicos de climas templados y húmedos que generalmente se desarrollan sobre suelos de origen volcánico del tipo de los andosoles; están dominados por árboles del género *Quercus*. Se localizan en la parte baja de la cuenca, en donde también existen suelos del tipo Regosol, Feozem y Cambisol. Las especies características en la cuenca son *Quercus laurina* y *Quercus rugosa* (Ávila-Akerberg, 2002).

Bosque de galería. Bosque característico de las orillas o vegas de ríos y arroyos. Dentro de la cuenca se han reconocido elementos característicos de este tipo de bosque, como el ahuehuate (*Taxodium mucronatum*), el sauce (*Salix* sp.) y el fresno (*Fraxinus uhdei*) que crecen a los lados del río Magdalena en la parte baja de la cuenca.

Formaciones antrópicas: Son las áreas transformadas por la actividad humana y se definen básicamente por el uso que se está dando a la cubierta del suelo presente en ese momento. Las diferentes cubiertas presentes en la cuenca son:

Campos agrícolas. Son las tierras dedicadas a actividades agrícolas, tanto de temporal como de riego. Comprende los terrenos abiertos que se encuentran bajo explotación actual, en descanso o abandonados.

Pastizal inducido. Este surge en áreas que han sufrido una fuerte perturbación, dando como consecuencia la pérdida de la cobertura original, así como en zonas

agrícolas abandonadas. Existe un dominio de gramíneas de baja altura, muy pocos arbustos y nada de árboles. Estas zonas normalmente son usadas para actividades ganaderas.

Infraestructura humana. Son sitios con construcciones humanas como caminos, cables de luz, habitaciones, etc. Los asentamientos humanos son áreas en las que la presencia humana es permanente por la existencia de casas habitadas.

Afloramientos rocosos. Zonas escarpadas con exposiciones de roca por la acción de factores tanto ambientales como humanos.

Tomando en cuenta esta caracterización de la cobertura vegetal y haciendo referencia al trabajo de Ávila-Akerberg (2002) se generó la siguiente leyenda:

A.- Zonas forestales

- 1 Coníferas: Bosque de *Pinus hartwegii* (> 80% de cobertura arbórea)
 Bosque de *Pinus hartwegii*-pastizal (entre 30 y 80%)
 Pastizal-*Pinus hartwegii* (<30%)
 Bosque de *Pinus* sp.
 Bosque de *Abies religiosa*
 Bosque de *Abies* perturbado
- 2 Latifoliadas-coníferas: Bosque mixto (*Abies-Pinus-Alnus-Quercus*)
 Bosque de *Pinus-Quercus*
- 3 Latifoliadas: Bosque de *Quercus*
 Bosque mesófilo de montaña
 Bosque de galería
- 6 Plantación forestal (*Cupressus lusitanica* y *Eucalyptus* sp.)

B.- Zonas no forestales

- 1 Pastizal
- 2 Matorral de *Furcraea bedinghausii*
- 3 Infraestructura (caminos, cables de luz, asentamientos humanos)

4 Agricultura

5 Afloramientos rocosos

Fotointerpretación

La fotointerpretación es la utilización de técnicas en el análisis de fotografías para obtener información de distintas formas naturales o artificiales, contenidos en la superficie fotográfica, con el fin de determinar los factores que implican su presencia o condiciones de uso (Lillesand & Kiefer, 2000). Una de las finalidades más comunes en la fotointerpretación es dividir la cobertura forestal en áreas homogéneas para definir su superficie y localizar los sitios de muestreo en campo, de acuerdo a los objetivos planteados.

Con el límite del área de estudio definido y la leyenda establecida se hizo la interpretación de las unidades de vegetación y uso de suelo, delimitando en pantalla los polígonos de coberturas de vegetación y uso del suelo sobre ortofotos digitales 1:20,000 (INEGI, 1999) dentro de ILWIS. Estas ortofotos están producidas con una resolución en el terreno de 1.5 m por pixel. La dimensión de cada una es de 6' 40'' de longitud por 7' 30'' de latitud. Este formato fue diseñado por INEGI para que al ensamblar seis ortofotos escala 1 a 20,000 (A, B, C, D, E y F) se obtenga la cobertura de una carta topográfica 1:50,000. Para obtener una visión completa de la cuenca, se generó un mosaico con ortofotos digitales mediante el uso de la instrucción Glue raster de ILWIS (Figura 6).

Los elementos que se tomaron en cuenta para la fotointerpretación son (más información sobre estos elementos se presenta en el capítulo cuatro de Lillesand y Kiefer [(2000):

Tono: Es la variación del blanco al negro (gradiente colorimétrico) y es útil para diferenciar distintas condiciones en las hojas de los árboles dominantes en la vegetación.

Textura: Es la condición de repeticiones tonales en grupos de objetos que por su tamaño mínimo no son discernibles individualmente.

Forma: Comprende el aspecto fotográfico de las características estructurales de los objetos observados. Permite la diferenciación entre copas cónicas como las del oyamel y copas redondeadas como las de los encinos y otras especies latifoliadas.

Localización topográfica: Conociendo la información previa de las condiciones en las que normalmente se encuentran los tipos de vegetación presentes en el área, se tomó como referencia la ubicación altitudinal.

Fotografías aéreas en color escalas 1:7,000 y 1:20,000 (2001): En zonas difíciles de diferenciar se utilizaron estas fotografías. Con esto se obtuvo una mayor precisión en el trazo de los polígonos de unidades de vegetación y uso del suelo.

Recorridos en campo: Se realizaron recorridos informales en campo que ayudaron a reconocer las diferentes categorías de la leyenda sobre las ortofotos.

Resultados

La cuenca alta del río Magdalena tiene un área total de 2926 ha que se distribuyen en un intervalo altitudinal de los 2530 a los 3870 m snm. En la figura 5 se aprecia el límite de la cuenca alta del río Magdalena y el gradiente altitudinal que siguen el río Magdalena y sus afluentes.

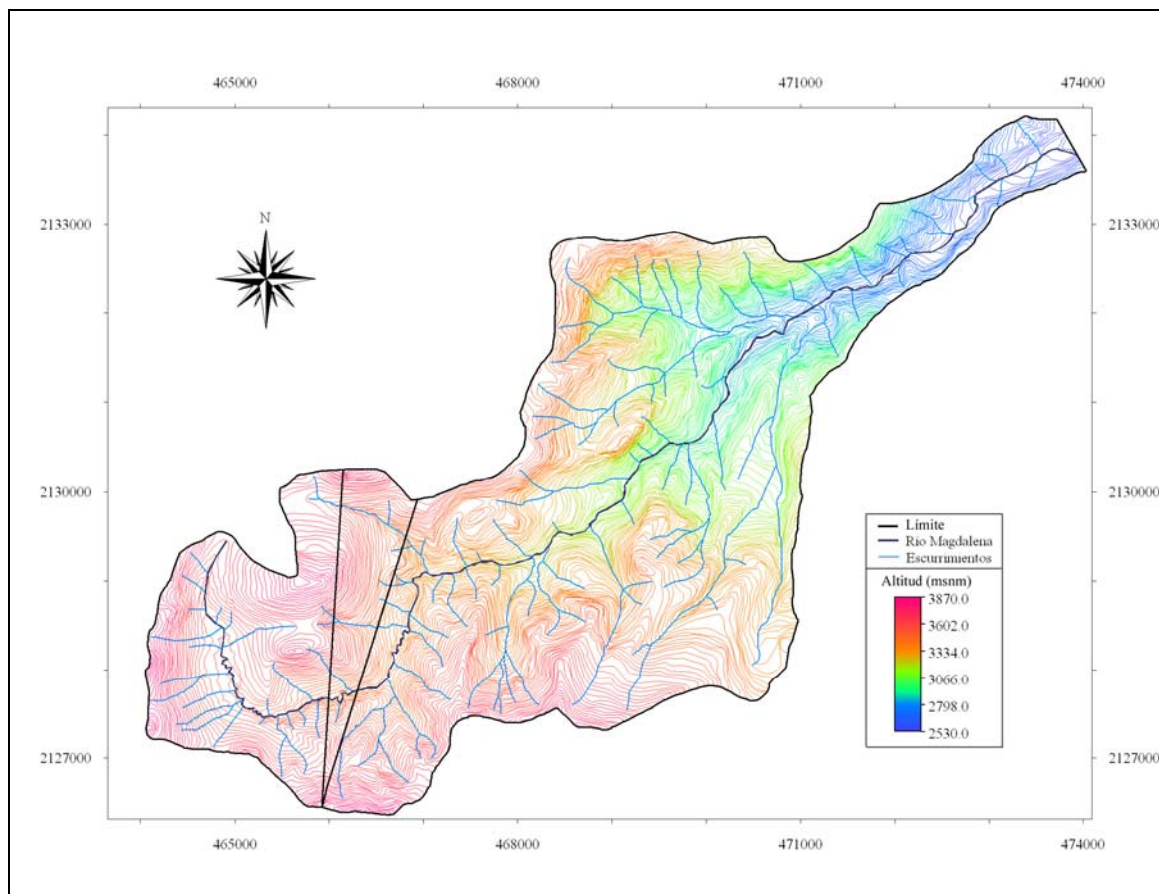


Figura 5 Gradiente altitudinal y divisiones políticas de la cuenca alta del río Magdalena. Coordenadas en UTM.

En cuanto a tono, textura y forma de los polígonos de unidades de vegetación y uso del suelo se pudieron distinguir diferentes características para definir las categorías de la leyenda.

Tabla 2 Criterios de fotointerpretación en ortofotos digitales 1:20,000 (INEGI, 1999)

Tono	Textura	Forma	Unidad de cobertura/uso
Gris 6	Rugosa	Irregular	Bosque de <i>Abies religiosa</i>
Gris 4 y 5	Moteado	Irregular	Bosque de <i>Abies</i> perturbado
Gris 3 y 4	Rugosa (moteada)	Irregular	Bosque de <i>Pinus hartwegii</i>
Gris 2 y 3	Media	Irregular	<i>Pinus hartwegii</i> –Pastizal
Gris 2	Lisa	Irregular	Pastizal- <i>Pinus hartwegii</i>
Gris 3	Rugosa-Redondeada	Irregular	<i>Pinus-Quercus</i>
Gris 2-4	Rugosa	Irregular	Bosque mixto
Gris 4	Rugosa	Irregular	Bosque mesófilo
Gris 2	Lisa-Media	Regular	Plantación forestal
Gris 5	Rugosa	Irregular	Bosque de galería
Gris 2	Lisa	Irregular	Matorral de <i>Furcraea</i>
Gris 1	Lisa	Irregular	Pastizal natural
Gris 1	Lisa	Regular	Pastizal inducido
Gris 1	Lisa	Regular	Agricultura
Gris 1	Lisa	Líneas sinuosas bien definidas y continuas	Caminos
Gris 1, blanco	Rugosa	Formas geométricas cuadradas y líneas rectas	Asentamiento humano
Gris 2	Lisa-Media	Irregular	Afloramiento rocoso

Nota: Escala de tonos. Negro(7)--Gris(6)--Gris(5)--Gris(4)--Gris(3)--Gris(2)--Gris(1)--Blanco(0)

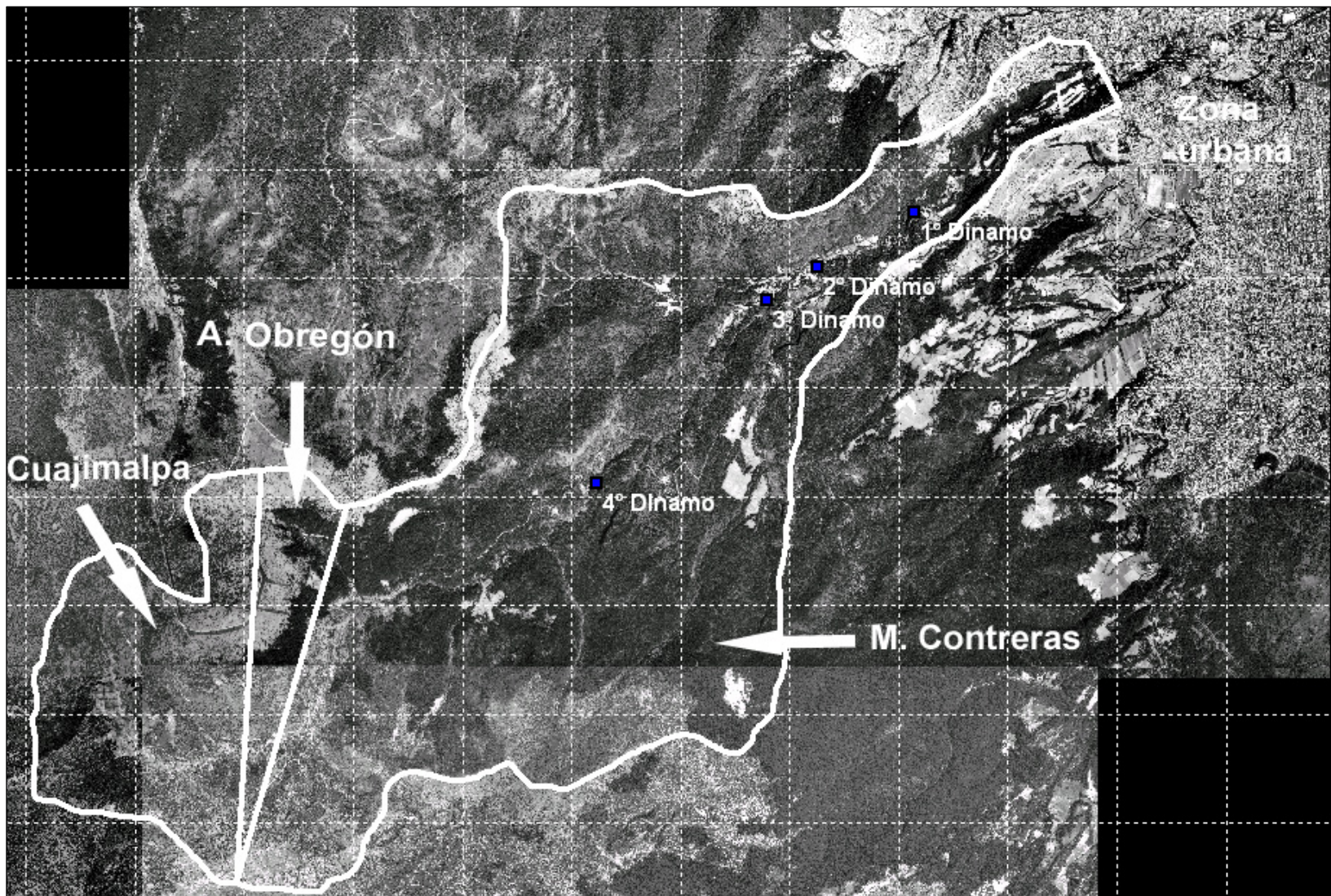


Figura 6 Mosaico construido a partir de ortofotos digitales escala 1:20,000. Se muestra el límite de la cuenca alta del río Magdalena, las divisiones políticas, los cuatro Dinamos y el inicio de la zona urbana. Graticula UTM cada 1000 m.

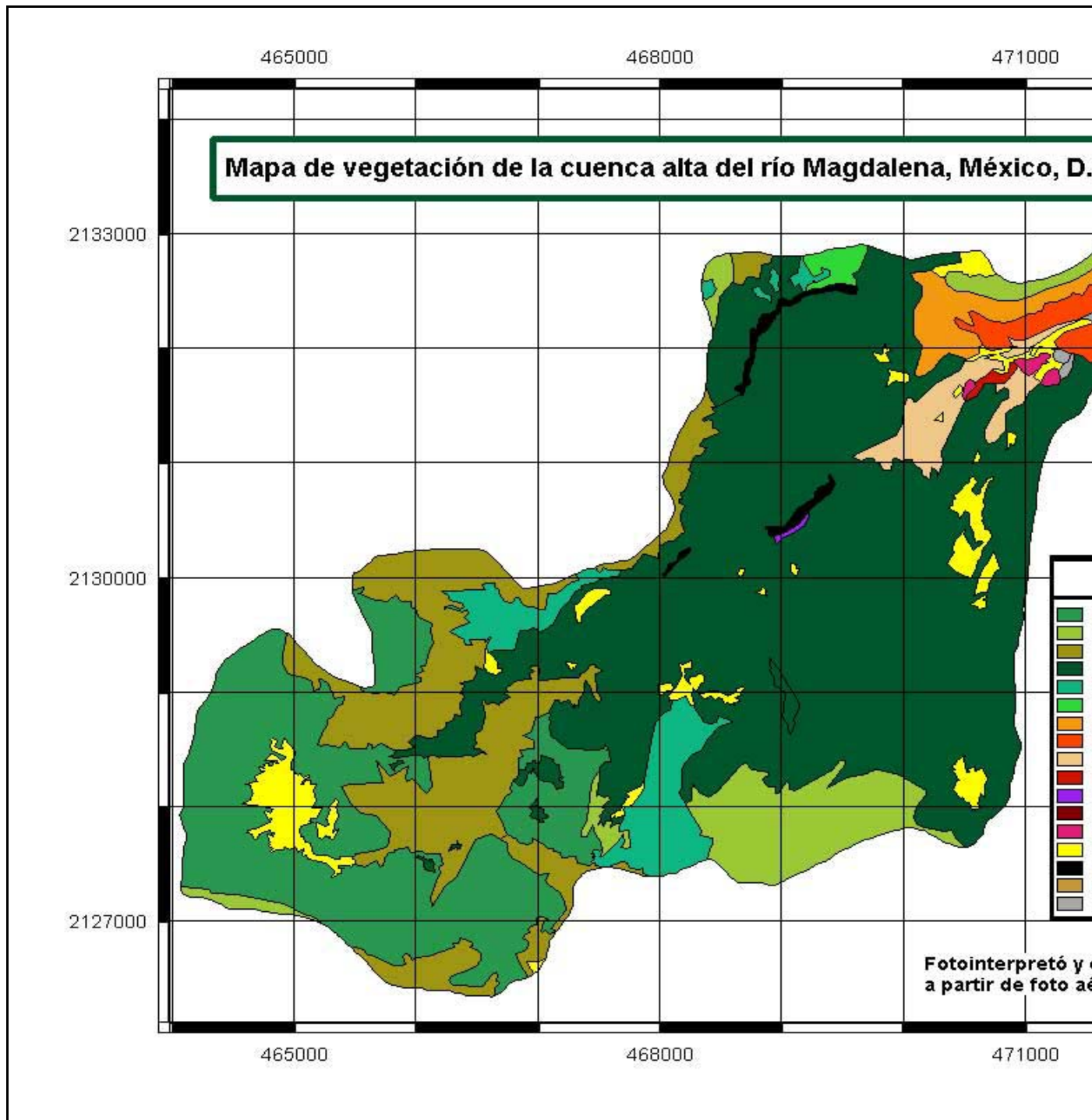


Figura 7 Mapa de unidades de vegetación y uso del suelo escala 1:20,000, sin corroboración en campo. Graticula UTM cada 1000 metros.

El trabajo en campo permitió distinguir mejor los “límites” entre las diferentes unidades de vegetación, así como encontrar sitios que no pudieron diferenciarse a partir de la fotointerpretación. El número de polígonos interpretados aumentó considerablemente (94 a 113) y esto se debió al reconocimiento más detallado de las categorías interpretadas (Tabla 3). En cuanto al área, la mayor diferencia encontrada entre ambos mapas fue en las categorías con *Pinus hartwegii* (Tabla 4). En el primer mapa se interpretó un área extensa como *Pinus hartwegii*-Pastizal, pero con los muestreos en campo se pudo ver que esta área correspondía a la categoría de bosque de *Pinus hartwegii*.

Así mismo, en el mapa sin corroboración en campo se interpretó erróneamente una zona como *Abies* perturbado, ya que aparentaba tener una menor densidad de cobertura. En campo se observó que esta área presentaba algunos huecos en el dosel del bosque, pero no la mayoría de los árboles muertos en pie como en la categoría de *Abies* perturbado.

El bosque mixto representó la mayor dificultad de interpretación, ya que ni siquiera en campo la separación con el resto de las unidades de vegetación es muy clara, por darse de manera gradual. Con la ayuda del muestreo en campo se pudo distinguir un poco más claramente su área de distribución, la cual disminuyó en 2%.

La delimitación del bosque mesófilo tampoco fue muy clara. Esto se debió a que los elementos característicos de este tipo de vegetación no son fácilmente distinguibles y por lo tanto es difícil diferenciarlo de un bosque mixto. Sin embargo, los polígonos interpretados en la fotografía aérea con seguridad presentan los elementos que Rzedowski (1970) considera necesarios para definir a este tipo de vegetación.

El bosque de *Quercus*, a pesar de que pudo ser interpretado en un solo polígono, es el que contiene más polígonos de otras categorías y su extensión no es muy grande, en parte debido a que el intervalo altitudinal donde normalmente se distribuye cubre sólo una pequeña franja de la CARM en la parte más baja. Además, es la unidad de vegetación con mayor contacto con los asentamientos humanos, lo que seguramente ha provocado una disminución en su área.

Hay zonas en donde existen asentamientos humanos establecidos debajo del dosel en el bosque de *Quercus*. En consecuencia, éstos no pudieron ser diferenciados desde la fotografía aérea, sino que fue necesario el trabajo en campo para distinguir su

distribución. Así, el área de esta categoría de uso de suelo aumentó en poco más de 6 ha en cinco polígonos. La mayor área de estos asentamientos humanos se encuentra casi en ambos parteaguas de la parte más baja de la cuenca, pero una buena parte de ellos se extienden sobre las laderas, en zonas donde las pendientes son muy pronunciadas, con el consecuente peligro que esto representa.

Tabla 3 Diferencias entre mapas de unidades de vegetación en cuanto a número de polígonos con y sin corroboración en campo.

Unidad de vegetación y uso del suelo	Número de polígonos	
	s/corroboração	c/corroboração
Bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	3	4
<i>Pinus hartwegii</i> -Pastizal	7	3
Pastizal- <i>Pinus hartwegii</i>	7	6
Bosque de <i>Abies religiosa</i>	9	9
<i>Abies</i> perturbado	6	8
Bosque de <i>Pinus sp.</i>	1	1
<i>Pinus-Quercus</i>	1	1
Bosque de <i>Quercus</i>	2	1
Bosque mixto	5	4
Bosque mesófilo	2	2
Matorral <i>Furcraea bedinghausii</i>	1	1
Bosque de galería	3	2
Plantación forestal	5	4
Pastizal	35	48
Rocas	3	12
Agricultura	1	3
Asentamiento humano	3	5
Total	94	114

Tabla 4 Diferencias entre mapas de unidades de vegetación en cuanto a área (s/c= sin corroboración en campo, c/c = con corroboración en campo).

Unidad de vegetación y uso del suelo	Área (ha)			% del total		
	s/corroboração	c/corroboração	Diferencia	s/c..	c/c..	Diferencia
Bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	496	676	180.0	17.0	23.1	6.2
<i>Pinus hartwegii</i> -Pastizal	305	152	-152.4	10.4	5.2	-5.2
Pastizal- <i>Pinus hartwegii</i>	226	190	-35.6	7.7	6.5	-1.2
Bosque de <i>Abies religiosa</i>	1297	1373	76.4	44.3	46.9	2.6
<i>Abies</i> perturbado	116	61	-55.0	4.0	2.1	-1.9
Bosque de <i>Pinus sp.</i>	13	2	-11.3	0.4	0.1	-0.4
<i>Pinus-Quercus</i>	6	50	44.0	0.2	1.7	1.5
Bosque de <i>Quercus</i>	101	129	27.9	3.5	4.4	1.0
Bosque mixto	140	80	-60.4	4.8	2.7	-2.1
Bosque mesófilo	6	7	1	0.2	0.2	0.0
Matorral <i>Furcraea bedinghausii</i>	2	2	0.0	0.1	0.1	0.0
Bosque de galería	11	2	-9.7	0.4	0.1	-0.3
Plantación forestal	6	7	1	0.2	0.2	0.0
Pastizal	137	117	-19.8	4.7	4.0	-0.7
Rocas	15	22	6.9	0.5	0.8	0.2
Agricultura	2	3	1	0.1	0.1	0.0
Asentamiento humano	46	52	6.1	1.6	1.8	0.2
Total	2925	2925	0.0	100	100	0.0

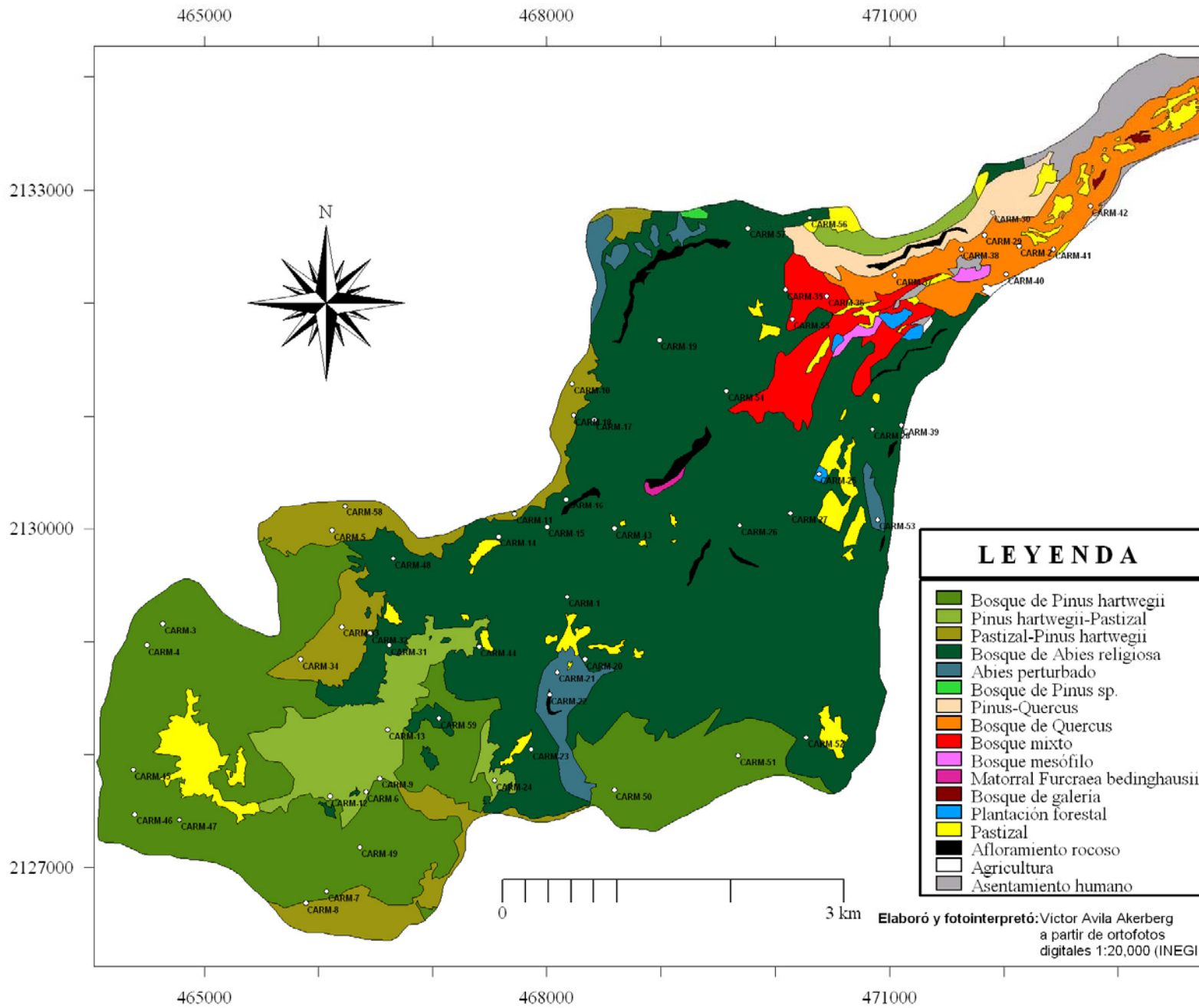


Figura 8 Mapa de unidades de vegetación y uso del suelo corroborado en campo. Se muestran los puntos de muestreo.

El bosque de *Abies religiosa* es el que predomina en cobertura, con poco más de 45%, de la cual 2.1% se pudo distinguir como perturbado (ver distribución en Figura 8 y áreas y porcentajes en Tabla 4). Le sigue en importancia de cobertura el bosque de *Pinus hartwegii* con sus tres categorías; no se pudo apreciar alguna relación de la distribución de estas tres categorías de cobertura con la altitud, orientación o pendiente, por lo que probablemente representen diferentes grados de perturbación. El bosque mixto se extiende sobre un área de 80 ha y en la zona más baja de la cuenca se encuentran las poco menos de 130 ha de bosque de *Quercus*. Es en esta unidad de vegetación donde se encuentra la mayoría de los asentamientos humanos y donde se concentra la mayor proporción de los visitantes. El bosque mesófilo de montaña abarca un área muy pequeña en dos polígonos, con un total de 7 ha. El matorral de *Furcraea bedinghausii* tiene una cobertura muy pequeña (2 ha) y sólo se pudo distinguir gracias a la ayuda de las fotos de mayor escala y los recorridos en campo. Este tipo de vegetación se extiende sobre las pendientes pronunciadas de la ladera SO del cerro La Coconetla, en frente al cuarto Dinamo. El bosque de galería se encuentra en las orillas del río Magdalena en la parte baja de la cuenca, del primer Dinamo hacia abajo y, como en el caso anterior, sólo se pudo diferenciar por los recorridos en campo, así como por observarse como una línea semicontinua siguiendo el cauce del río. El pastizal es la unidad más fragmentada, con 48 parches o polígonos, lo que sugiere una perturbación discontinua, y la mayoría de estos parches se encuentran en la zona más cercana a la mancha urbana. Las plantaciones forestales aportan una cobertura de 0.2% y fueron fáciles de interpretar por el patrón simétrico en su distribución espacial. Estas plantaciones son principalmente de cedro blanco (*Cupressus lusitanica*), aunque existe una de eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) en un vivero abandonado muy cerca del tercer Dinamo. El 1.6% de cobertura lo ocupan los asentamientos humanos y son pocas las zonas en las que aún se practica la agricultura (0.1%).

Discusión

Como se mencionó anteriormente, el límite establecido para la cuenca alta del río Magdalena coincide de manera aproximada con lo acordado en 1932 como ZPF Bosques de la Cañada de Contreras (Diario Oficial Federal, 1932). La diferencia entre ambos

límites es que el área definida en el Acuerdo cubre toda la cuenca del río Magdalena hasta su desembocadura en la presa Anzaldo, con un total de 3100 ha. Actualmente, el río está entubado desde Santa Teresa, y fuera del límite propuesto en este trabajo, no hay ya bosques que proteger, ya que fueron absorbidos por la mancha urbana. Es importante una redefinición de la categoría de protección de estas zonas forestales y sería conveniente utilizar el límite de la cuenca alta del río Magdalena, ya que éste fue definido con criterios hidrológicos y terminando en el inicio de la zona urbana. Se propone el establecimiento del decreto de la “cuenca alta del río Magdalena” como un área natural protegida.

El mapa de cobertura vegetal y uso del suelo es útil para la planeación de un muestreo estratificado de los indicadores de la autenticidad forestal. Es un buen inicio para mostrar, con el detalle conseguido, la presencia de los principales tipos de vegetación templados del país en un área que corresponde al 0.00145% del área de todo México, así como el área específica de cada una de las categorías interpretadas. También muestra la existencia de una importante proporción de asentamientos humanos que deben ser regulados para establecer su legitimidad, actuar conforme a la ley y no permitir el establecimiento ilegal de más asentamientos dentro del área protegida. Este mapa también sirve como referencia actual de la extensión y ubicación de los asentamientos humanos dentro de la cuenca y así será posible reconocer fácilmente en un futuro el establecimiento de nuevos asentamientos humanos. Son estas masas forestales las que están manteniendo vivo el afluente del río Magdalena y, como se mencionó en el capítulo I, es fundamental mantenerlos para que se siga captando el agua de lluvia y se infiltre a los mantos acuíferos del valle de México.

Aunque con una vista desde el aire se puede lograr una aproximación a las diferentes coberturas y usos del suelo de un área, es necesario realizar un estudio detallado de campo que lo complemente. Existen diferentes grados de perturbación en el área y es fundamental llevar a cabo una evaluación que incluya otros factores útiles como los indicadores de la autenticidad forestal de un sitio. Con esto se generaría un diagnóstico ecológico integral del área que permitiría proponer lineamientos específicos de manejo hacia la conservación y restauración ecológica de estos bosques.

Sería importante hacer más mapas de este tipo, con este detalle, de otras áreas protegidas en el valle de México y en la República Mexicana, con la idea de que funcionen como argumentos de conservación y herramientas para la toma de decisiones. Es indispensable contar con fotos aéreas en escalas grandes (1:20,000) para caracterizar la cobertura de la vegetación y uso del suelo de algún sitio con el detalle logrado en esta investigación, así como realizar recorridos sistemáticos en campo recabando la información útil para la fotointerpretación. Este método podría ser más rápido y efectivo si se contara con un GPS integrado a una computadora portátil práctica de utilizar en campo, y así poder realizar las partes difíciles de la fotointerpretación *in situ*.

Resumen

Las organizaciones ambientalistas mundiales WWF y IUCN generaron un concepto con la finalidad de evaluar la calidad de los bosques en una escala de paisaje. Este concepto incluye a la autenticidad forestal, los servicios ambientales y otros servicios sociales y económicos como indicadores. La autenticidad forestal es una medida de la integridad y la salud de un ecosistema en el más amplio sentido. A partir del análisis de los indicadores propuestos para evaluar la autenticidad forestal, se diseñó un formato de verificadores en campo que permitió describir con suficiente detalle las características de las principales unidades de vegetación y resumir la información de las variables evaluadas para el capítulo del análisis multicriterio (Cap. IV). Con este formato se realizó un muestreo aleatorio estratificado en las principales unidades de vegetación dentro de la cuenca alta del río Magdalena (CARM), que constó de 58 cuadros de muestreo de 25 × 25 m (625 m²). Se hizo una clasificación jerárquica aglomerativa basada en la información de composición de las parcelas de muestreo con las que se definieron grupos de vegetación equivalentes a las categorías de clasificación del mapa de unidades de vegetación. Con excepción de las categorías de *Pinus hartwegii*, todas las categorías clasificadas en la fotointerpretación coincidieron con los grupos obtenidos en la clasificación numérica. Se realizó un análisis canónico de correspondencia para conocer la importancia de las diferentes variables ambientales sobre la composición florística de las parcelas de muestreo y se encontró que la altitud y el pH de la capa superficial del suelo son las variables que más influyen en la distribución de las especies vegetales. Se hace una descripción detallada de las principales unidades de vegetación en cuanto a composición, estructura y componentes físicos.

Introducción

Varios autores han descrito los diferentes tipos de vegetación templados en la cuenca de México. Entre ellos se encuentran Madrigal (1967), quien describe florística y estructuralmente el bosque de oyamel en la cuenca de México, Rzedowski (1970), que hace lo mismo para el bosque mesófilo de montaña, Velázquez y Cleef (1993), quienes

describen las comunidades vegetales en los volcanes Tláloc y Pelado, y analizan la relación de algunas variables ambientales con la distribución florística en los volcanes, Melo y Alfaro (2000), quienes hacen una descripción breve de los bosques dentro de la ciudad de México, Nieto de Pascual (1995), quien describió la estructura y composición de los bosques de oyamel en la CARM; Rzedowski y Calderón de R. (2001) compilaron y editaron la flora del valle de México y describen los aspectos florísticos y estructurales que definen las comunidades vegetales de esta zona. Sin embargo, ninguno de estos trabajos presenta un mapa con datos cuantitativos de las áreas cubiertas por estas comunidades vegetales, así como su relación específica con diversas variables ambientales. Debido a que estos bosques enfrentan una gran presión antrópica, es muy importante conocer en el tiempo su estado y extensión, con la finalidad de evaluar su deterioro y proponer las alternativas para revertirlo. Este capítulo describe detalladamente las comunidades vegetales en una zona particular de la cuenca de México, siguiendo un enfoque integral y en una escala de paisaje.

La zona templada subhúmeda del territorio mexicano cubre la mayor parte de las áreas montañosas del país y abarca una superficie cercana a 33 millones de hectáreas. Constituye una región de enorme importancia biológica y biogeográfica debido a que se distribuye principalmente a lo largo de las grandes cadenas montañosas del país y que se extiende sobre las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical. Diversos estudios en esta área muestran que es una de las zonas biológicas más importantes, con gran abundancia de especies y endemismos de plantas vasculares (Rzedowski, 1991a; Rzedowski, 1991b), coníferas (Styles, 1993) y vertebrados terrestres en general (Flores, 1993; Flores & Gerez, 1994). Los principales tipos de vegetación en esta región ecológica son bosque de pino, bosque de encino, bosque de oyamel y bosque mixto. Además, el bosque mesófilo de montaña se distribuye en la zona templada húmeda del país y representa una transición entre las regiones tropicales y las templadas (Rzedowski, 1970).

Los elementos arbóreos que dominan el dosel en los bosques de coníferas de las montañas de México son *Abies* y *Pinus* (Styles, 1993). La flora de estos bosques, junto con la de los bosques de *Quercus*, representan cerca de 25% del total de la flora de México, aproximadamente unas 7000 especies de plantas vasculares (Rzedowski, 1991a).

Esta fitodiversidad ha sido atribuida a la gran variedad de ambientes y a la antigüedad de establecimiento de esta flora desde el Terciario Medio (Rzedowski, 1991b).

La cuenca de México contiene áreas boscosas de filiación templada en las que se desarrollan cerca del 2% de las plantas del planeta (Rzedowski & Calderón de R., 2001). Esta cuenca se ubica hacia el centro de la República y ocupa una extensión aproximada de 7,500 km²; originalmente fue una cuenca endorreica de origen volcánico pero actualmente es drenada de manera artificial. Las áreas boscosas en el área se pueden diferenciar en cuatro tipos principales de vegetación según la denominación de Rzedowski y Calderón de R. (2001) y presentan las siguientes características generales.

Bosque de *Quercus*

Los bosques de *Quercus* o encinares son comunidades vegetales características de las zonas montañosas de México y, junto con los pinares, constituyen la mayor parte de la cubierta vegetal de áreas de clima templado y semihúmedo en México (Rzedowski, 1978). En la cuenca de México se presentan entre 2350 y 3100 m de altitud, sobre suelos someros y profundos (Espinosa & Sarukhán, 1997), con frecuencia de dosel bajo (5 a 20 m) y escasa densidad.

Casi todos los bosques de encino en la cuenca han sido eliminados de su hábitat original y sólo han logrado subsistir algunos manchones dispersos, semiconservados y alterados en las estribaciones bajas de las serranías principales (Melo & Alfaro, 2000). Los asentamientos en la cuenca de México han alcanzado y rebasado el límite inferior de la distribución de los encinares, por lo que se ha provocado una disminución de las antiguas áreas de distribución y un alto grado de perturbación, a pesar de que actualmente se utilizan poco como recurso maderable.

Bosque mesófilo de montaña

En la cuenca de México este bosque presenta una distribución fragmentada y restringida a ciertas condiciones de alta humedad ambiental donde la precipitación media anual rebasa 1000 mm, en el mismo piso altitudinal del encinar, entre 2500 y 2800 m snm (Rzedowski, 1970). Es un bosque perennifolio en general, de 10 a 25 m de alto, denso y con abundantes trepadoras leñosas. Los suelos donde se desarrolla son profundos, ricos

en materia orgánica y húmedos durante todo o casi todo el año. Se caracteriza por el dominio de elementos tropicales de montaña como *Meliosma dentata*, *Symplocos prionophylla*, *Oreopanax xalapensis*, entre otras, aunque también existen árboles de géneros no tropicales como *Garrya*, *Prunus*, *Clethra* e *Ilex* (Rzedowski, 1970). Se encuentra en laderas y fondos de algunas cañadas orientadas al norte en los declives interiores de la sierra de Las Cruces y del Iztaccíhuatl, protegidos de la insolación y el viento. El área total de este bosque en la cuenca de México no pasa los 2 km² (Rzedowski & Calderón de R., 2001).

Bosque de *Abies religiosa*

Los bosques de oyamel que se observan en la cuenca de México están confinados a laderas de cerros, a menudo protegidos de la acción de vientos fuertes y de insolación intensa. En muchos sitios se hallan limitados a cañadas o barrancas más o menos profundas que ofrecen un microclima especial (Madrigal, 1967).

Las áreas continuas de mayor extensión se localizan en las serranías que rodean a la cuenca, en altitudes entre 2700 y 3500 m snm, donde prevalecen condiciones de relieve accidentado, clima templado y húmedo, generalmente sobre suelos profundos, bien drenados, con alto contenido de materia orgánica y húmedos todo el año (Rzedowski, 1978). Fisonómica, ecológica y florísticamente es una comunidad bien definida, siempre verde, con cobertura densa y alturas de 20 a 40 m (Madrigal, 1967; Nieto de Pascual, 1995; Melo & Alfaro, 2000).

En la cuenca de México, el actual cubrimiento del oyamel parece no diferir de su superficie original, como ha ocurrido con los bosques de pino y encino. Su aceptable grado de conservación obedece en cierta medida al hecho de ocupar áreas en los parques nacionales Iztaccíhuatl-Popocatepetl, Cumbres del Ajusco, Desierto de los Leones, El Chico y Los Dinamos (Melo & Alfaro, 2000).

Bosque de *Pinus*

Los pinares de la cuenca de México se localizan entre 2350 y 4000 m snm, aunque, desglosadas por especie, las distribuciones altitudinales son más restringidas (Rzedowski & Calderón de R., 2001). Pueden ser bosques puros o que comparten la dominancia con

especies del género *Quercus* principalmente. Sobresalen por su amplitud, continuidad y aceptable conservación las masas forestales ubicadas en las sierras Nevada y de Río Frío; en contraste, las sierras Chichinautzin, Ajusco, Las Cruces y Monte Alto han sufrido fuerte acoso antropogénico (Melo & Alfaro, 2000).

P. hartwegii representa el límite de la vegetación arbórea, entre 2900 y 4000 m snm. En general prosperan en lugares donde llueve entre 700 y 1200 mm anuales. Son escasas las trepadoras y las epífitas, y normalmente tienen un sotobosque pobre en arbustos pero muy rico en gramíneas (Espinosa & Sarukhán, 1997).

Métodos

Muestreo estratificado aleatorio

Una vez obtenida la separación por unidades de vegetación, se seleccionaron las áreas por unidad de vegetación mediante un muestreo estratificado aleatorio, el cual es empleado en zonas extensas y heterogéneas. Consiste en una previa subdivisión de la zona en unidades, estratos o compartimientos homogéneos conforme a algún criterio de vegetación (especies dominantes, fisonomía, etc.), geográfico, topográfico, etc. Posteriormente se muestrea cada unidad separadamente de manera aleatoria, es decir, que cada unidad poblacional tiene la misma probabilidad de formar parte de la muestra, la que resulta óptimamente representativa. Cuando se recurre a la estratificación antes de un muestreo aleatorio, se incrementa la precisión de las estimaciones. Si las superficies son muy distintas, un muestreo aleatorio sin estratificación produce sobremuestreo de los estratos pequeños y submuestreo de los estratos más grandes. Con esta técnica disminuye la variabilidad (desviación estándar) de los datos con respecto a los correspondientes a toda la zona heterogénea sin estratificar (Matteucci & Colma, 1982). A través del uso de la instrucción en ILWIS de generación de puntos aleatorios se seleccionaron los sitios de muestreo, y sólo se tomaron en cuenta los que cayeron dentro de las principales unidades de vegetación en el área.

Formato de levantamiento

Se ha probado que un área de 25 × 25 m es adecuada para el muestreo de bosques templados, a partir de los criterios de área mínima (Mueller-Dombois & Elleberg, 1974;

Matteucci & Colma, 1982; Velázquez, 1994). También se reconoce que cuanto mayor sea el número de muestras, más precisa será la estimación de la variable considerada. Sin embargo, es necesario llegar a un compromiso tal que el esfuerzo invertido sea equiparable a la cantidad y a la calidad de la información obtenida. El número de parcelas de muestreo o levantamientos estuvo determinado con base en el tiempo disponible y procurando abarcar toda la cuenca. Durante el verano de 2002 se obtuvieron datos en un total de 58 parcelas de muestreo, que en total suman 3.6 ha.

La información recabada en campo en cada parcela de muestreo cubrió por lo menos un verificador de cada uno de los indicadores de autenticidad forestal propuestos por WWF y IUCN (1999). El término cobertura se refiere al área del suelo, dentro del cuadro de muestreo, que es ocupada por las partes de cada atributo estudiado (Kent & Coker, 1992), y ésta fue estimada como un porcentaje dentro de las parcelas. Además, se tomaron datos ambientales de localización (coordenadas UTM, con GPS), altitud (en m con uso de GPS y altímetro), pendiente (inclinación en porcentaje, con clinómetro) y orientación (en grados, estandarizado para S-N con coseno y E-O con seno, para no confundir orientaciones 0 y 360°).

El indicador de composición en la autenticidad forestal usualmente se utiliza para determinar la importancia de conservar un área. Verificadores importantes de composición en los bosques pueden ser la proporción de especies nativas y exóticas, las proporciones relativas de las diferentes especies nativas y la ausencia de especies normalmente presentes en condiciones naturales. Los patrones se refieren a la variación intraespecífica y estructural del bosque. El indicador de patrones varía entre tipos de vegetación pero puede incluir aspectos tales como diferentes edades y tamaños de los árboles, variedad de estratos de vegetación, espacios abiertos y madera muerta en diferentes grados de descomposición. El indicador de función se refiere a la capacidad de sobrevivencia y funcionamiento de las especies vegetales y animales en el bosque. Entre los aspectos que se pueden evaluar como verificadores de función están los ciclos biogeoquímicos, la longitud y complejidad de las redes tróficas, las relaciones entre las especies, así como parámetros físicos y químicos del suelo. Los procesos indican el cambio de los bosques en el tiempo, incluyendo la regeneración y la respuesta en el tiempo a eventos catastróficos como incendios y tormentas. La salud forestal contiene

verificadores que evalúan la influencia directa e indirecta de factores que afectan el desarrollo óptimo de los árboles y de los bosques en general. Normalmente existe cierto grado de “enfermedad” en los bosques por la presencia de plagas, especies parásitas y el envejecimiento de los árboles. Esto se vuelve un problema cuando el estado de salud forestal resulta de acciones humanas directas e indirectas, como la introducción de especies exóticas y enfermedades, así como impactos por la contaminación y el cambio climático. El indicador de área refleja los factores con relación al mosaico forestal y la relación del bosque al ambiente que lo rodea. Un bosque necesita ser suficientemente grande para mantener poblaciones genéticamente viables, o estar conectado a otros bosques para permitir el libre intercambio de especies. Los factores incluyen el área total, el tipo de bordes, la conectividad y el grado de fragmentación. Por último, los factores dentro del indicador de manejo en muchos casos son críticos para determinar el nivel y las tendencias de autenticidad. Lo que este indicador evalúa es la intervención humana en los ecosistemas forestales y qué tanto ésta se asemeja a los procesos ecológicos naturales. Con base en la experiencia previa y tomando en cuenta la literatura, se decidió utilizar los verificadores de la Tabla 5 para evaluar cada uno de los indicadores de la autenticidad forestal, para lo cual se diseñó un formato de levantamiento en el que se pudiera recabar esta información (Apéndice 1).

Tabla 5 Indicadores de la autenticidad forestal (WWF & IUCN, 1999) y verificadores evaluados en campo.

Indicador	Verificador
Composición	Especies de plantas vasculares, presencia y cobertura con respecto al área de la parcela.
Patrón	Medición de todos los individuos arbóreos con DAP ≥ 5 cm dentro de la parcela: especie, altura y DAP. Cobertura de suelo desnudo y vegetación total. Cobertura y grado de descomposición de madera muerta.
Función	Muestra compuesta de suelo de 0 a 15 cm de profundidad para cada parcela. En laboratorio se midió pH y materia orgánica.
Procesos	Especie, número y estimación de la cobertura de los individuos arbóreos en regeneración (DAP < 5 cm) por cada parcela.
Salud de los árboles	Por cada individuo arbóreo (DAP ≥ 5 cm), presencia o ausencia de evidencias de perturbación por tipo de daño en el arbolado (defoliado, descortezado, quemado, ocoteo, plagas, muérdago, crecimiento irregular, más de un tronco, muerto en pie o tocón).
Área y fragmentación (mapa)	Número de polígonos y área por unidad de vegetación. Distancia aproximada a caminos en metros.
Manejo	Especies de plántulas utilizadas (1-3) por reforestación. Cobertura estimada de tinas ciegas, brechas corta fuego, cercas vegetales y basura. Cuatro niveles arbitrarios para evaluar la afluencia humana (1, 2, 3, 4) y presencia-ausencia de indicadores de pastoreo (excretas, ramoneo, ganado).

Trabajo en laboratorio

Las especies de plantas no identificadas en campo fueron colectadas, etiquetadas y prensadas para su posterior determinación siguiendo la nomenclatura y descripciones de Rzedowski y Calderón de R. (2001). La determinación taxonómica fue apoyada por especialistas.

Todos los datos recabados en campo fueron capturados en el programa EXCEL. Éstos fueron divididos en tres grandes áreas: general (datos físicos, de manejo y de cobertura por estratos de vegetación), composición (especies y coberturas por cuadro de muestreo) y estructura (especie, DAP, altura total y salud de los árboles).

Las muestras de suelo fueron tomadas de la capa superficial del suelo (0 a 15 cm) y en diferentes puntos dentro del cuadro de muestreo. Los análisis de las muestras de suelo se hicieron en el laboratorio de Edafología en la Facultad de Ciencias. Para las pruebas de pH se siguió la metodología de Jackson (1982) y con materia orgánica se utilizó el método de Walkley (1947) y Black(1947; 1965).

Los datos de las unidades de suelo por parcela de muestreo fueron tomados de la carta edafológica 1:50,000 del Valle de México (DETENAL, 1985). Los datos que se recabaron indican los tipos (T=Andosol, I=Litosol o H=Feozem) y subtipos (o=ócrico, m=mólico, h=húmico) de suelo, así como la textura de la capa superficial en tres niveles (3=fina, 2=media o 1=gruesa).

Análisis estadísticos

Tanto los métodos numéricos de clasificación como los de ordenación, son técnicas para la reducción y exploración de datos, que se usan para buscar patrones y orden en un conjunto de datos (Kent & Coker, 1992). Cuando éstos se usan en fitosociología, los resultados representan un conjunto de reglas que definen el proceso de agrupamiento de individuos vegetales o parcelas de muestreo.

Se realizó una clasificación jerárquica aglomerativa utilizando como medida de distancia la relativa de Sørensen. Esta medida es equivalente al índice de Sørensen, con la excepción de que se construye a partir de una estandarización por todas las unidades de muestreo, contribuyendo cada unidad de muestreo de manera equitativa en la medida de distancia. El método de agrupamiento utilizado fue el de Ward, similar a la clasificación

de ligamiento promedio (Jongman *et al.*, 1997), que utiliza un análisis de varianza para evaluar la distancia entre los grupos. El método de Ward considera todas las muestras en un grupo separado y la suma de las distancias cuadradas es igual a cero, ya que cada muestra coincide con el centroide de su grupo. En cada paso, el par de grupos es fusionado, lo que minimiza la suma total de cuadrados dentro de cada grupo. Para complementar la información se utilizaron 29 muestreos de Ávila-Akerberg (2002) que, sumados a las 58 parcelas de esta investigación, dieron como resultado una matriz de 87 parcelas de muestreo y 193 especies (Apéndice 2). La clasificación numérica se realizó dentro del programa PC-Ord (McCune & Mefford, 1999).

A su vez, se generó dentro del mismo programa un resumen de columnas y filas con el que se obtuvieron los valores de riqueza y los índices de diversidad de Shannon y de Simpson para cada parcela de muestreo. También se generó un resumen de los datos estructurales con la instrucción “Summary of Individual Tree Data”.

Aplicando el método de Dufrene y Legendre (1997) dentro de PC-Ord se identificaron las especies indicadoras para cada grupo obtenido en el análisis de clasificación. Este método consta de cinco pasos: 1) calcula la cobertura proporcional de una especie dentro de un grupo específico contra la cobertura de esa especie en el resto de los grupos; 2) calcula la frecuencia de una especie en cada uno de los grupos (*i.e.* el porcentaje de unidades de muestreo en cada grupo que contienen a la especie); 3) multiplica las dos proporciones calculadas en los pasos 1 y 2; 4) guarda el valor de indicador más alto de cada especie entre los grupos como síntesis de todos los valores de indicador de cada especie; 5) evalúa si los valores del indicador encontrados son estadísticamente significativos, por medio de una prueba Monte Carlo con 1000 permutaciones.

Se realizó un análisis canónico de correspondencia (CCA) utilizando el programa CANOCO (ter Braak, 1987) para identificar la relación entre algunas variables ambientales (pH del suelo en H₂O, pH del suelo en KCl, profundidad del suelo, materia orgánica en suelo, unidad de suelo, altitud, orientación E-O y N-S, pendiente, distancia a caminos, afluencia humana, rastros de quema y pastoreo, cobertura de basura) y los datos de composición dentro de cada parcela. Las opciones seleccionadas en este análisis fueron escalamiento biplot, sin transformación y con “downweighting of rare species”

(para minimizar la importancia a las especies raras). Aplicando una prueba de permutación Monte Carlo (con 999 permutaciones, para tener una seguridad de tres decimales, es decir, 0.001), se probó la significancia de los valores propios del primer eje, así como la significancia del efecto de las variables ambientales sobre las especies. Se obtuvo un valor de 0.001 para el primer eje y 0.007 para el resto de los ejes, lo que indica que las relaciones encontradas no son debidas al azar. La gráfica de ordenación CCA se hizo en el programa CANO DRAW 3.1.

Resultados

Las principales unidades de vegetación que se analizaron, así como el número de parcelas de muestreo realizadas en cada una de éstas, pueden observarse en la Tabla 6. Existen diferencias en altitud entre las parcelas en *Pinus*-pastizal y las de *Pinus hartwegii* y pastizal-*Pinus*, que están en las zonas más altas de la cuenca. También existen diferencias entre el resto de las unidades, no así entre *Abies religiosa* y *Abies* perturbado.

Tabla 6 Síntesis de las parcelas de muestreo en la CARM

Variable	Unidad de vegetación (mapa)								Plantación forestal
	<i>Pinus hartwegii</i>	<i>P. hartwegii</i> pastizal	Pz- <i>P. hartwegii</i>	<i>Abies religiosa</i>	<i>A. religiosa</i> perturbado	<i>Pinus-Quercus</i>	<i>Quercus</i>	Mixto	
Área en mapa (ha)	676	152	190	1373	60	50	129	80	7
% del área total	23.1	5.2	6.5	46.9	2.1	1.7	4.4	2.7	0.2
Parcelas de muestreo	9	4	8	21	4	1	7	3	1
1 parcela cada (ha)	75.1	38	23.7	65.03	20	50	18.4	26.6	7
Altitud	3607±41	3475±47.8	3620±110	3318±179	3258±103	2880	2772±71	2954±43	3090

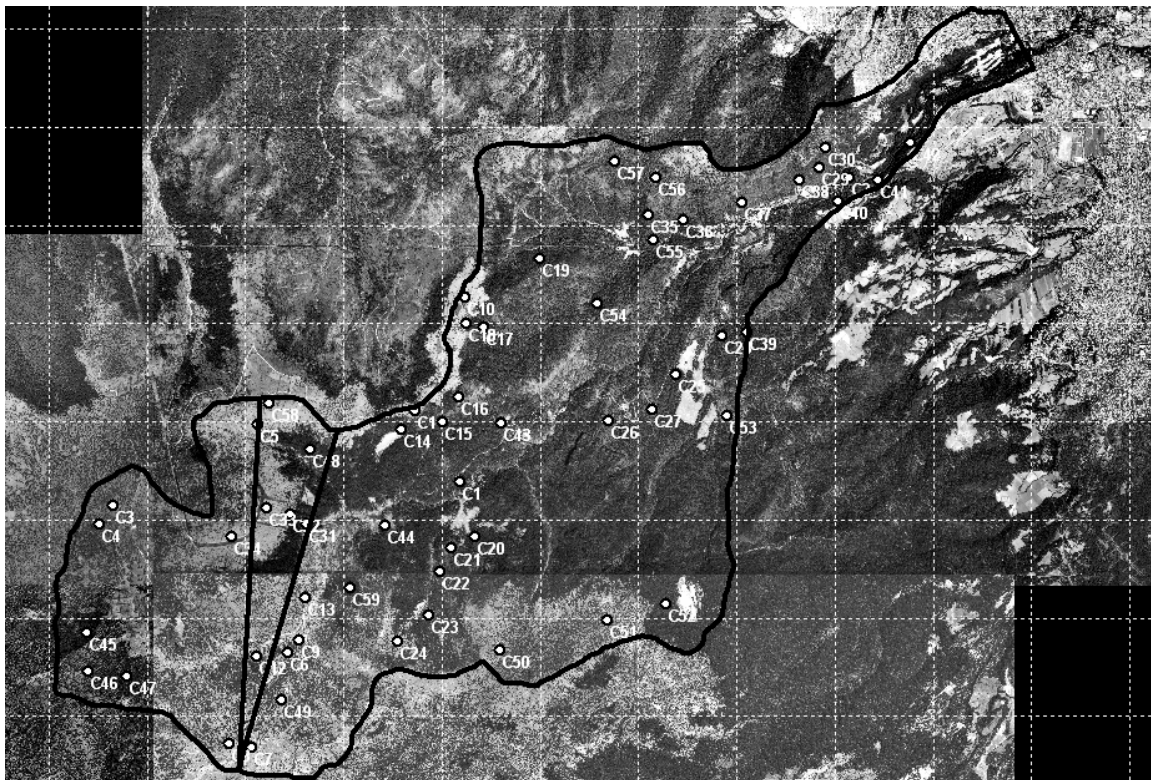


Figura 9 Localización de las parcelas de muestreo en la CARM. Coordenadas UTM cada 1000 m.

Análisis de clasificación de composición florística

El análisis de clasificación basado en los datos de composición sirvió para corroborar las categorías interpretadas en el mapa de unidades de vegetación. La mayoría de los grupos

de la clasificación coincidieron con las categorías establecidas en el mapa de unidades de vegetación.

El primer gran agrupamiento en el análisis de clasificación se da entre los grupos con *Pinus hartwegii*. El resto de las categorías se agrupan en dos grandes grupos: *Abies religiosa* en uno y *Abies* perturbado, plantación forestal, mixto, bosque mesófilo y *Quercus* en otro (Figura 10). Posteriormente se agrupan el bosque mesófilo, el bosque mixto, el bosque de *Pinus-Quercus* y la plantación forestal, quedando en un grupo separado el bosque de *Quercus*.

La formación de los grupos con la información de composición refleja el patrón de distribución altitudinal de las categorías de vegetación, con el bosque de *Pinus hartwegii* en la parte superior y el bosque de *Quercus* en la inferior. En este sentido, la secuencia de formación de los grupos se puede interpretar como una serie de transiciones, siendo los grupos más similares en composición los de menores diferencias en altitud.

Las categorías de la clasificación por grupos coincidieron en su mayor parte con las del mapa de unidades de vegetación, con excepción de las categorías con *Pinus hartwegii*, donde las diferencias de cobertura del dosel interpretadas en la fotografía aérea no coinciden totalmente con la composición florística (Tabla 7).

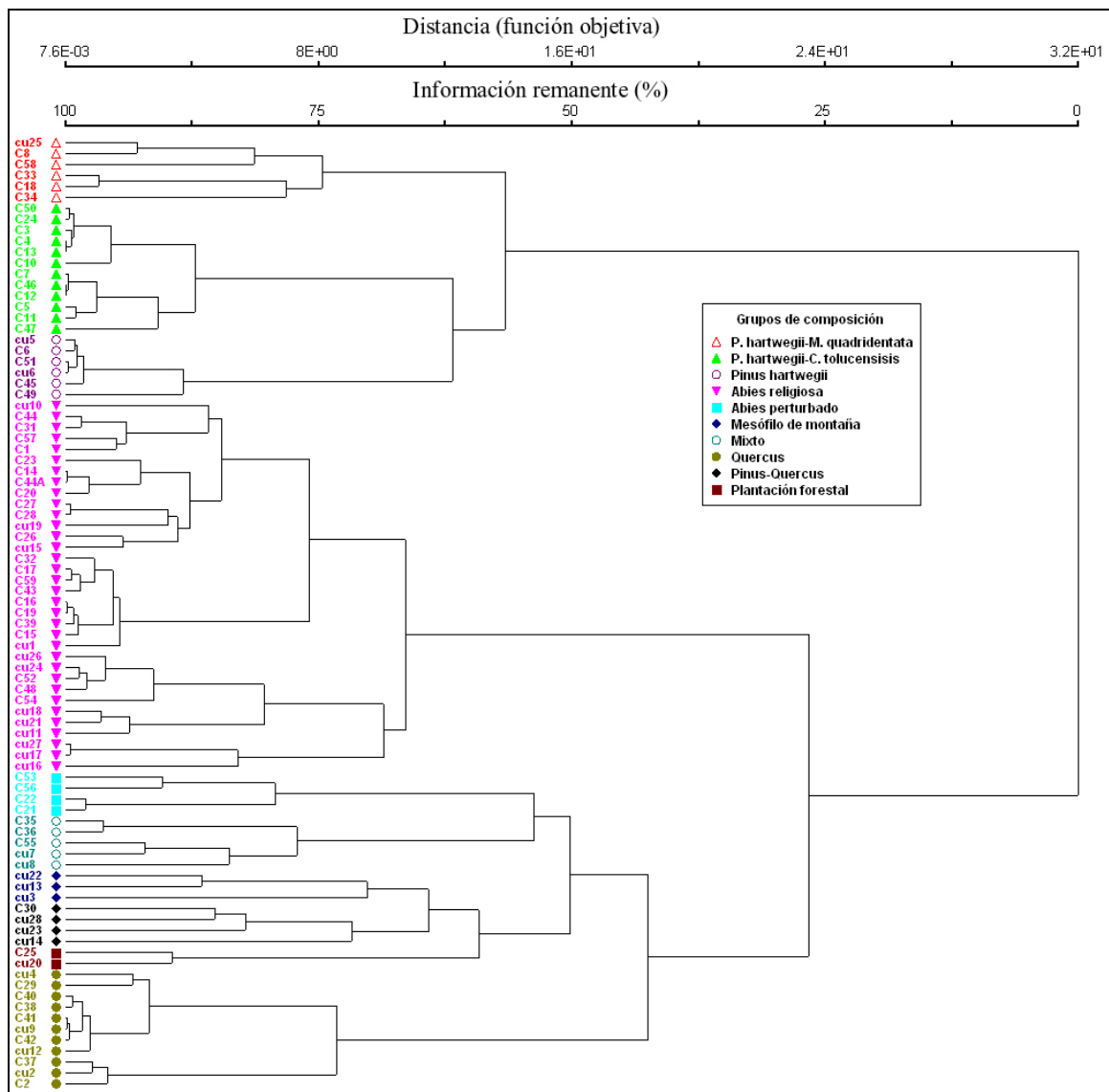


Figura 10 Dendrograma de la clasificación basada en datos de composición sobre las parcelas de muestreo en la CARM

Tabla 7 Matriz de comparación entre el análisis de clasificación por grupos de composición y el mapa de unidades de vegetación de la CARM

Clasificación en grupos	Unidades de vegetación (mapa)								
	Pastizal-Pinus hartwegii	Pinus hartwegii-Pastizal	Pinus hartwegii	Abies religiosa	Abies perturbado	Mixto	Quercus	Pinus-Quercus	Plantación forestal
1	4		1						
2	4	3	5						
3		1	3						
Abies religiosa				21					
Abies perturbado					4				
Mixto						3			
Quercus							7		
Pinus-Quercus								1	
Plantación forestal									1

Estas diferencias radican principalmente en los datos de cobertura de la gramínea dominante y de *Pinus hartwegii* (Tabla 8), siendo además estas especies indicadoras de cada grupo. En el grupo 1, las coberturas de *P. hartwegii* son las más bajas de los tres grupos, medias en la gramínea *Muhlenbergia quadridentata* y bajas en *Calamagrostis toluensis*. El grupo 2 comparte coberturas medias en *P. hartwegii* y una cobertura alta en *C. toluensis*, mientras que los valores de cobertura de *M. quadridentata* en este grupo son bajos. El tercer grupo es el que mayor cobertura promedio y menor desviación estándar presenta para *P. hartwegii*, indicando que estas coberturas son las que definen al grupo, así como coberturas bajas en las gramíneas dominantes de los otros grupos.

Tabla 8 Diferencias principales entre las categorías con *Pinus hartwegii* obtenidas en el análisis de clasificación por grupos en cuanto a cobertura de las especies indicadoras

Grupo	Especie indicadora		
	<i>Pinus hartwegii</i>	<i>Calamagrostis toluensis</i>	<i>Muhlenbergia quadridentata</i>
1	19.2±13.6	3.8±17.6	22.5±14.3
2	29.2±23	30±23	2.5±4.73
3	54.2±5.9	4±3.8	0.1±0.2

Por grupo de clasificación, se encontró que el de mayor riqueza y diversidad fue el bosque mixto y por el contrario, el de menor riqueza y diversidad fue la plantación forestal (Tabla 9). En el bosque mixto el dosel está compartido por varias especies arbóreas y se distribuye en altitudes y sitios con condiciones favorables en cuanto a clima y humedad, lo que puede explicar los valores altos en riqueza y diversidad. En cambio, la plantación forestal tiene un dosel dominado por una sola especie (*Cupressus lusitanica*) y es muy cerrado (>80%), lo que no favorece el establecimiento de otras especies vegetales.

Se encontraron especies indicadoras para cada unidad con una probabilidad <0.009 que distinguen a las diferentes unidades de vegetación (Tabla 9). Es muy poco probable que el patrón de cobertura y frecuencia de estas especies se presente en otra unidad de vegetación.

Tabla 9 Síntesis de los datos de composición por grupo de vegetación. Se muestran los promedios (± 1 D.E.).

Variable	Unidad de vegetación (grupo)									
	<i>P. hartwegii-M. quadridentata</i> (1)	<i>P. hartwegii-C. toluensis</i> (2)	<i>Pinus hartwegii</i> (3)	<i>Abies religiosa</i>	<i>A. religiosa</i> perturbado	<i>Pinus-Quercus</i>	<i>Quercus</i>	Mixto	Plantación forestal	
Riqueza	16 \pm 5.4	16 \pm 4	17.5 \pm 4.4	18.3 \pm 5.6	22.2 \pm 9.2	11	17.1 \pm 4.8	26.6 \pm 3.2	14	
Índice de diversidad	Simpson	1.53 \pm 0.29	1.48 \pm 0.17	1.27 \pm 0.32	1.62 \pm 0.31	2.03 \pm 0.54	1.06	1.4 \pm 0.4	2.45 \pm 0.33	0.66
	Shannon	0.65 \pm 0.11	0.67 \pm 0.06	0.52 \pm 0.14	0.69 \pm 0.09	0.75 \pm 0.14	0.44	0.59 \pm 0.14	0.87 \pm 0.05	0.22
Especies indicadoras (P<0.009 que el patrón de frecuencia y cobertura encontrado en campo sea al azar)	<i>Muhlenbergia quadridentata</i>	<i>Calamagrostis toluensis</i>	<i>Pinus hartwegii</i>	<i>Abies religiosa</i> , <i>Acaena elongata</i> ,	<i>Senecio cinerarioides</i>	<i>Pinus patula</i> , <i>Eryngium proteiflorum</i> , <i>Castilleja tenuiflora</i> , <i>Verbesina oncophora</i>	<i>Quercus laurina</i> , <i>Q. rugosa</i> ,	<i>Arbutus xalapensis</i> , <i>Comarostaphylis discolor</i>	<i>Cupressus lusitanica</i>	

Se encontraron mayores evidencias de incendio en los bosques de *Abies* perturbado y el bosque de *Pinus-Quercus*. La afluencia humana es mayor en las unidades: bosque de *Quercus*, bosque mixto y plantación forestal.

La unidad de vegetación de *Abies religiosa* tuvo mayor contenido de materia orgánica en la capa superficial del suelo que la unidad de *Abies* perturbado. Los menores valores de contenido de materia orgánica fueron para las categorías de *Quercus* y *Pinus-Quercus*, mismas que presentan los suelos más alcalinos.

Tabla 10 Variables ambientales y grupos de clasificación. Se muestran los promedios (± 1 D.E.)

Variable	Unidad de vegetación (grupo)								
	<i>P. hartwegii-M. quadridentata</i>	<i>P. hartwegii-C. toluensis</i>	<i>Pinus hartwegii</i>	<i>Abies religiosa</i>	<i>A. religiosa</i> perturbado	Mixto	<i>Pinus-Quercus</i>	Plantación forestal	<i>Quercus</i>
Inclinación Suelo desnudo (%)	26.4 \pm 20.5	35.8 \pm 18.56	18 \pm 12.6	37.7 \pm 18.2	47.5 \pm 10.4	60 \pm 18.02	70.0	10.0	50.71 \pm 11.3
Rocas (%)	4.4 \pm 2.2	6.75 \pm 6.3	10.5 \pm 8.4	7.8 \pm 6	23.75 \pm 14.9	6.6 \pm 2.88	2.0	20.0	4.4 \pm 4.4
N-S	9.8 \pm 12.8	6.45 \pm 9.3	5.25 \pm 9.83	2.1 \pm 2.2	18.75 \pm 17.5	2.5 \pm 2.3	1.0	0.5	4 \pm 5.4
E-O	-0.4 \pm 0.7	-0.09 \pm 0.72	0.54 \pm 0.26	-0.19 \pm 0.63	-0.29 \pm 0.8	-0.81 \pm 0.29	-0.6	1.0	-0.18 \pm 0.73
pH	0.15 \pm 0.7	0.23 \pm 0.7	0.32 \pm 0.85	0.19 \pm 0.75	-0.25 \pm 0.69	0.38 \pm 0.45	0.8	0.2	0.08 \pm 0.76
Afluencia humana	4.7 \pm 0.2	4.25 \pm 0.36	4.6 \pm 0.17	4.93 \pm 0.33	5.02 \pm 0.37	5.3 \pm 0.12	5.5	5.6	5.74 \pm 0.28
M.O.	1.5 \pm 0.35	1.87 \pm 0.67	1.75 \pm 0.5	2.16 \pm 0.61	1.62 \pm 0.47	2.5 \pm 0	2	2.5	3.14 \pm 0.37
Pastoreo	13.54 \pm 9.99	20.8 \pm 12.5	21.4 \pm 14.8	21.7 \pm 7.75	14.3 \pm 5.02	16.6 \pm 9.51	4.1	10.7	8.36 \pm 7.7
Incendio	0.8 \pm 0.44	0.75 \pm 0.45	1 \pm 0	0.4 \pm 0.5	0.25 \pm 0.5	0.3 \pm 0.57	1.0	0.0	0.14 \pm 0.37
Profundidad	1.2 \pm 1.64	1.16 \pm 0.93	1.25 \pm 1.4	0.88 \pm 0.92	3 \pm 0	1 \pm 1	2.5	0.0	0.92 \pm 0.93
	23.6 \pm 2.2	25.3 \pm 13.7	33.8 \pm 19.7	44.7 \pm 6.9	33.75 \pm 12.5	41.6 \pm 10.4	25.0	45.0	29 \pm 10.89

Los suelos más ácidos son los de *Pinus hartwegii*. Los suelos más profundos se encontraron en los bosques de *Abies religiosa*, mixto y la plantación

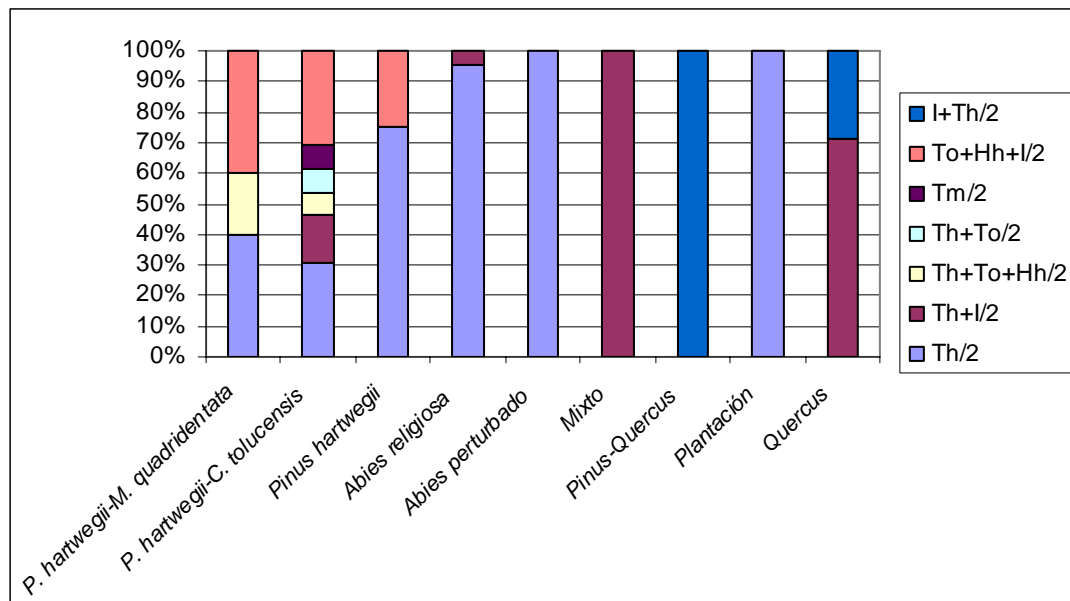


Figura 11 Relación entre tipos de suelo y unidades de clasificación por grupos de vegetación. **Nota:** T= andosol I= litosol H= feozem, h= húmico o= ócrico. Textura (/) 1=gruesa, 2=media, 3=fina

forestal. La mayor variedad en las unidades de suelo por grupo de vegetación está en las categorías de *Pinus hartwegii*. La mayor parte de la cuenca presenta suelos de tipo andosol húmico, los cuales coinciden principalmente en los bosques de *Abies religiosa*.

Análisis canónico de correspondencia

El análisis canónico de correspondencia (Figura 12) dio como resultado una fuerte relación entre las variables altitud, pH, tipos y profundidad de suelo y las variables de influencia humana contra los datos de composición en las parcelas. La separación de las parcelas en nubes de puntos reflejó las categorías asignadas a cada parcela en cuanto al tipo de vegetación. La variable altitud distinguió claramente la distribución de las unidades de vegetación con *P. hartwegii* en las partes más altas y *Quercus* en las zonas más bajas. También se observó una relación inversa entre la altitud y la presencia humana y cobertura de basura.

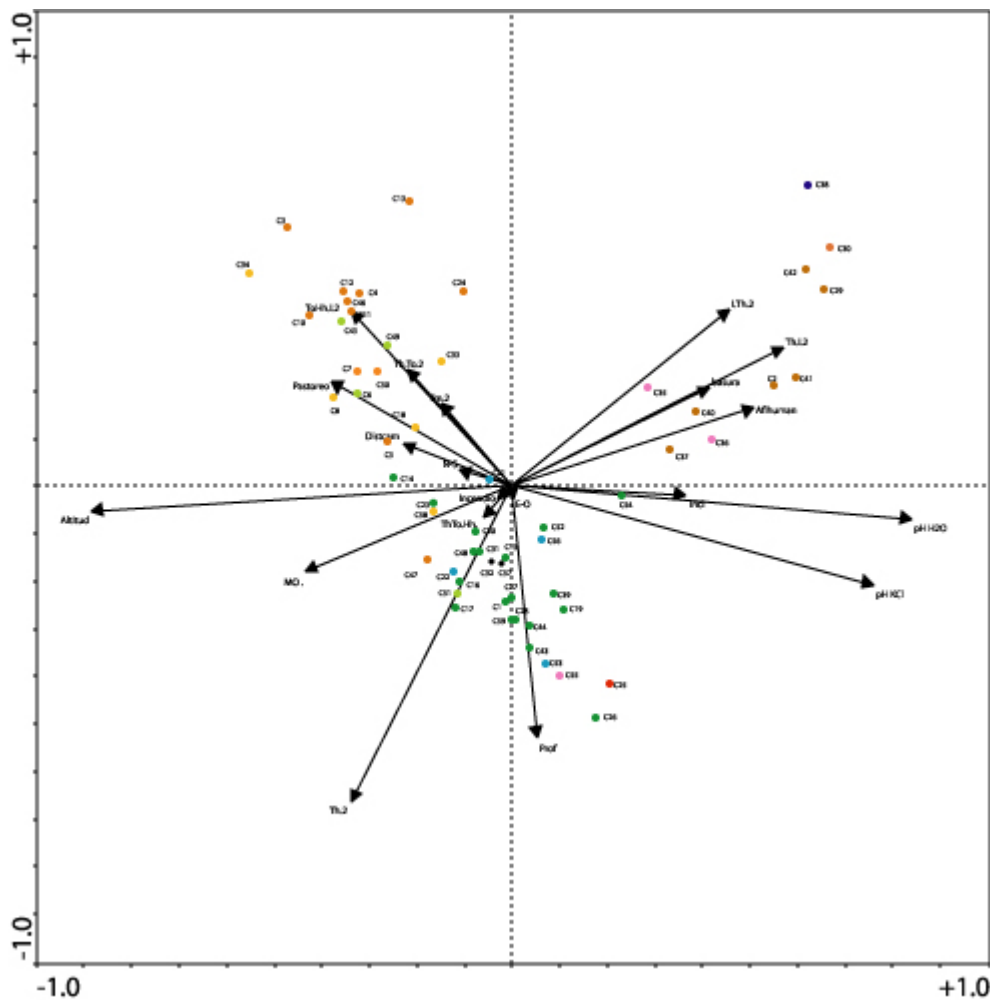


Figura 12 Análisis canónico de correspondencia (CCA). Variables ambientales vs. datos de composición en parcelas de muestreo. Unidades de vegetación en colores diferentes.

La profundidad del suelo también resultó ser una variable importante, siendo las parcelas de *Abies* las de mayor profundidad edáfica. Otra variable importante en la determinación de la composición en las parcelas fue el pastoreo; se encontró que ésta tuvo los valores más altos en las parcelas de las zonas más altas y sobre todo en las unidades de *Pinus hartwegii*. La distancia a caminos es mayor en las zonas más altas, lo que también es lógico por encontrarse en estas zonas la menor afluencia humana.

Estructura

Los individuos arbóreos con mayores diámetros están en las unidades de *Quercus* y las de *Abies* (Figura 13). Los árboles más altos son los de *Abies religiosa* y los de *Cupressus*

lusitanica en la plantación forestal. En general, se observó una gran variación de los valores de DAP y altura entre las diferentes unidades de vegetación. Las mayores varianzas en alturas y DAP dentro de las unidades de vegetación están en el bosque de *Quercus*, el bosque de *Abies religiosa* y el bosque de *Abies* perturbado (Tabla 11).

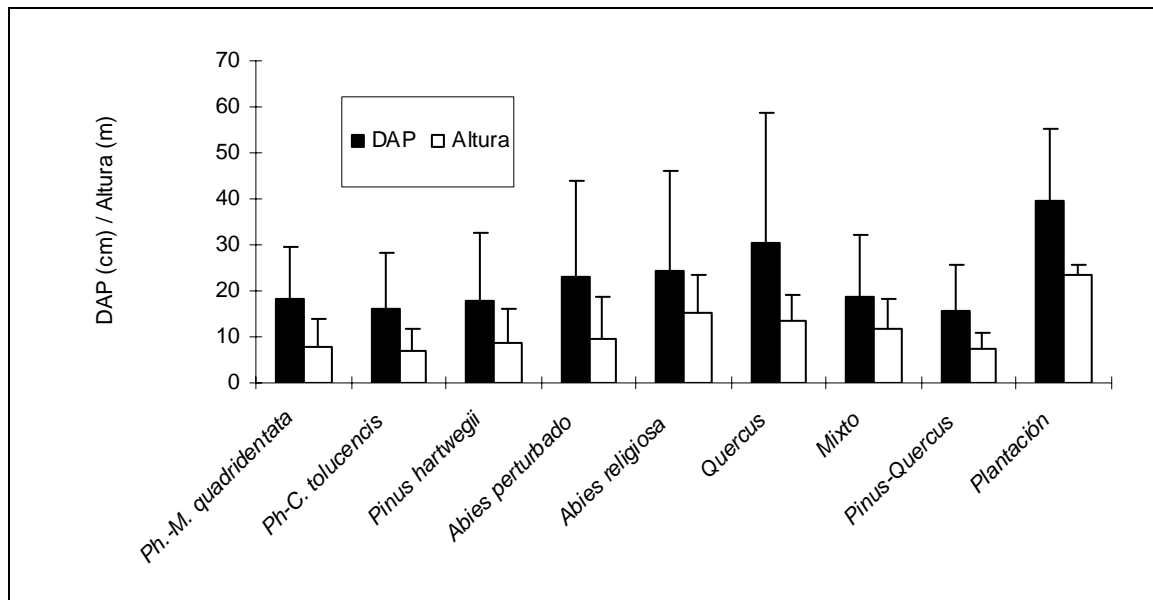


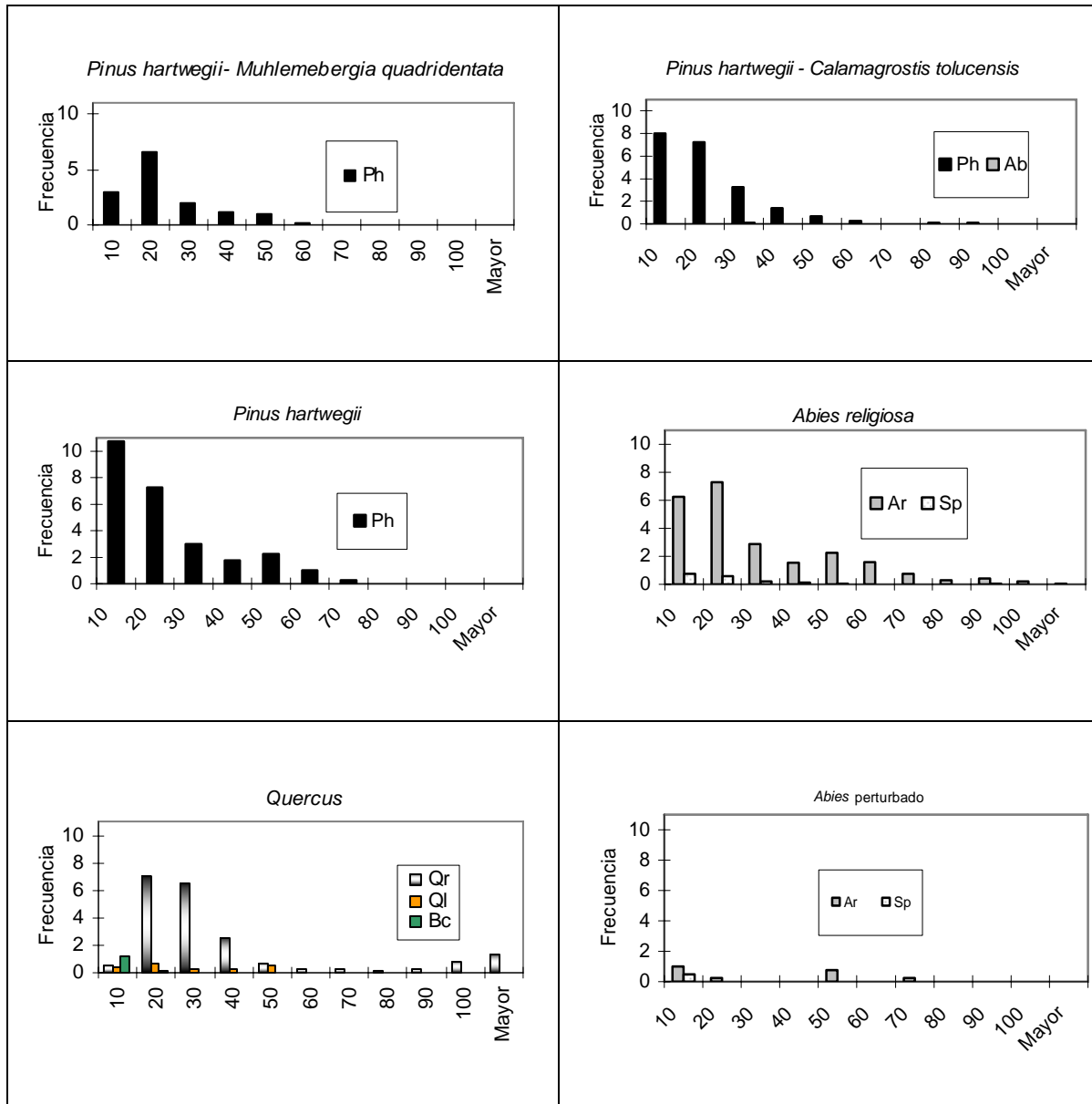
Figura 13 Alturas y diámetros a la altura del pecho (promedio + 1 D.E.) por unidad de vegetación

Tabla 11 Resumen de los factores DAP y alturas arbóreas

Grupos	DAP				Alturas			
	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
<i>P. hartwegii</i> - <i>M. quadridentata</i>	71.0	1328.8	18.7	131.2	71.0	553.1	7.8	42.1
<i>P. hartwegii</i> - <i>C. toluensis</i>	265.0	4345.0	16.4	148.7	265.0	1790.5	6.8	24.2
<i>P. hartwegii</i>	108.0	1976.5	18.3	209.1	108.0	959.3	8.9	54.3
<i>Abies</i> perturbado	66.0	1527.3	23.1	464.0	66.0	822.0	12.5	92.1
<i>A. religiosa</i>	640.0	15035.5	23.5	455.5	640.0	9039.8	14.1	71.4
<i>Quercus</i>	193.0	5756.0	29.8	778.6	193.0	2588.5	13.4	35.1
Mixto	117.0	2218.1	19.0	217.2	117.0	1376.0	11.8	43.1
<i>Pinus-Quercus</i>	50.0	776.5	15.5	101.0	50.0	353.2	7.1	13.9
Pl. Forestal	28.0	1108.5	39.6	248.9	28.0	660.0	23.6	5.2

Para mostrar la distribución en clases de tamaños (DAP) se elaboraron histogramas de frecuencia por clases de diámetros (Figura 14). La gran mayoría de los individuos arbóreos medidos en las parcelas de muestreo, se encuentra en las tres primeras clases

diamétricas. Esto indica que está habiendo regeneración o que se ha reforestado en los últimos años y que son muy pocos los individuos con diámetros mayores.



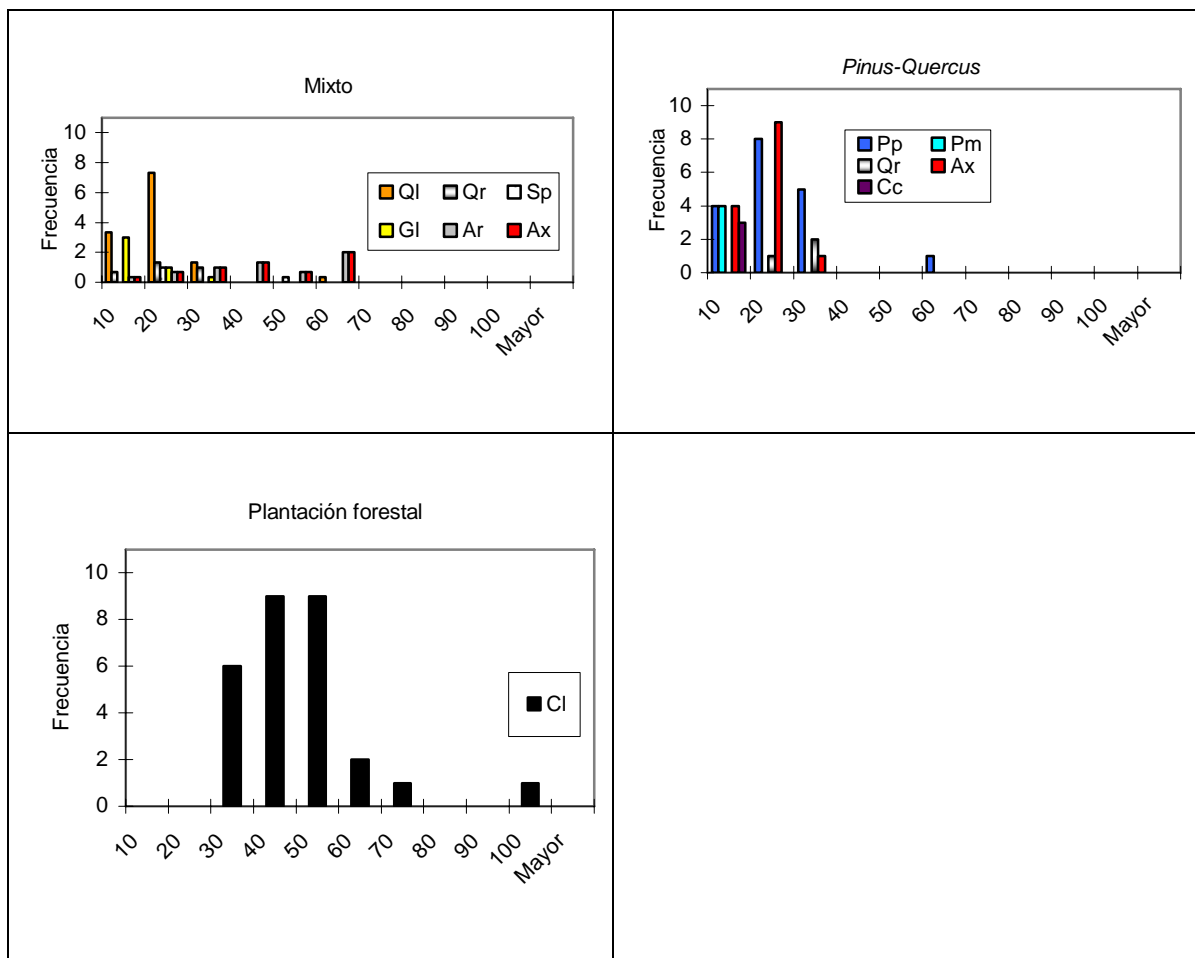


Figura 14 Histogramas de frecuencia por clases de diámetros a la altura del pecho (DAP) y unidad de vegetación. Ph: *Pinus hartwegii*, Ab: *Abies religiosa*, Sp: *Salix paradoxa*, Qr: *Quercus rugosa*, Ql: *Quercus laurina*, Bc: *Buddleia cordata*, Gl: *Garrya laurifolia*, Ax: *Arbutus xalapensis*, Pp: *Pinus patula*, Pm: *Pinus montezumae*, Cc: *Comarostaphylis discolor*.

Las diferencias en las proporciones de individuos muertos en pie, tocones y vivos es muy clara con las categorías de *Abies religiosa* y *Abies perturbado* (Figura 15). El resto de las unidades de vegetación presenta una proporción baja de individuos muertos en pie y tocones en comparación con las unidades de *Abies perturbado*.

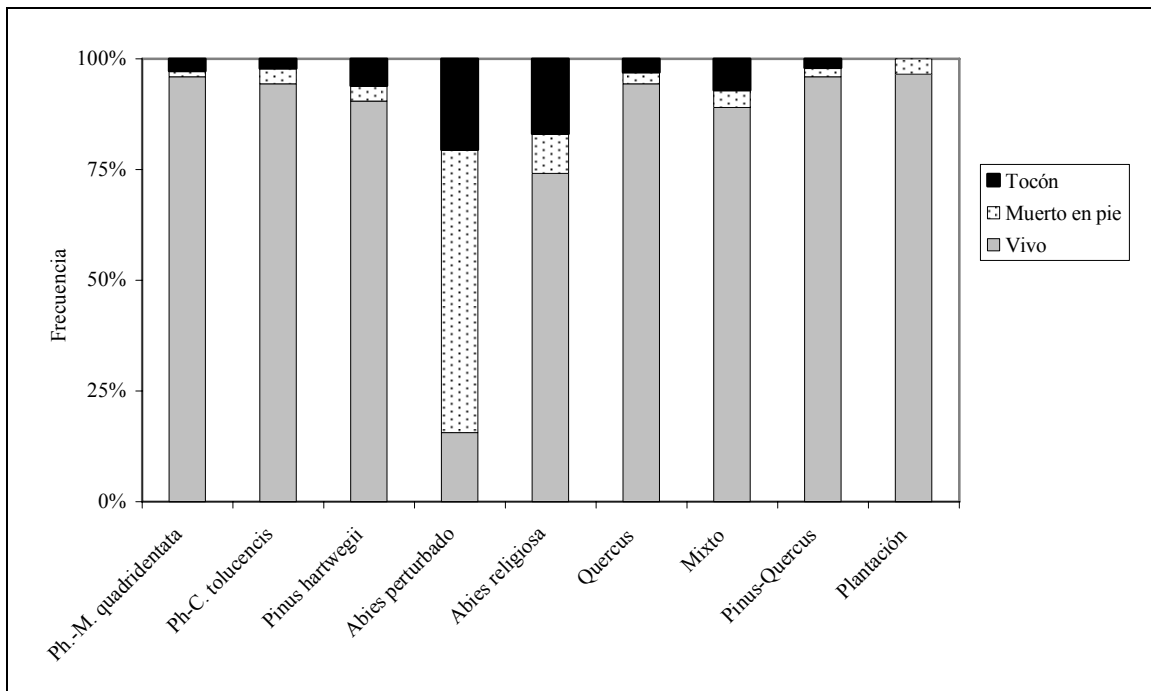


Figura 15 Proporción de tocones, individuos muertos en pie y vivos por grupo de vegetación.

Discusión

Clasificación por grupos de composición

La clasificación por grupos generó cuatro grandes grupos: las categorías de *Pinus hartwegii*, las parcelas en el bosque de *Abies religiosa* y el bosque de *Quercus*. En el cuarto grupo quedaron las categorías de menor área en la cuenca (bosque mixto, bosque mesófilo de montaña, plantación forestal y *Abies perturbado*) y muestra como cambia la composición cuando hay perturbación en el bosque de *Abies*. Además, en el bosque de *Abies perturbado* aumenta el porcentaje de cobertura de suelo desnudo y rocas expuestas y la materia orgánica en el suelo disminuye. Los suelos quedan expuestos a la erosión y conforme avanza el tiempo será más difícil recuperar la comunidad vegetal existente antes de la perturbación. Actualmente existe un litigio que ha impedido remover la madera muerta y reforestar el bosque de *Abies perturbado* y esto retardará aún más el proceso de restauración. En el caso de las categorías con *Pinus hartwegii*, la separación en grupos fue diferente a lo fotointerpretado, ya que aunque la cobertura del dosel sea alta, las coberturas de las gramíneas dominantes en el sotobosque varían y son estas las que definieron los grupos en el análisis. Sin embargo, el análisis de clasificación por

grupos fue útil para comprobar que existe un patrón en la composición que va de acuerdo a las unidades de vegetación interpretadas desde las fotografías aéreas.

Fue claro que en cuanto a la diversidad y riqueza encontrada en las unidades de vegetación la plantación forestal es la más pobre. En el campo esta unidad de vegetación presenta un dosel muy cerrado y un sotobosque muy pobre. El suelo está cubierto por hojarasca de cedro blanco y sólo se encontraron individuos aislados de unas pocas especies. Es alarmante entonces que en diferentes sitios de la cuenca se esté reforestando con *Cupressus lusitanica* ya que esto puede llevar a un empobrecimiento de la riqueza florística de los bosques. Por el contrario, la unidad de vegetación con mayor diversidad y riqueza fue el bosque mixto ya que la dominancia en la cobertura es compartida por varias especies. Esta unidad de vegetación se encuentra en la transición entre el bosque de *Abies religiosa* y el bosque de *Quercus*.

Análisis canónico de correspondencia

Las variables ambientales altitud y pH en suelo son las que determinaron la distribución de la composición encontrada. La relación entre estas variables es inversa, cuando aumenta la altitud disminuye el pH y viceversa. El contenido de materia orgánica y los valores de pH en el suelo son mayores en las zonas más altas.

En cuanto a las variables que muestran la influencia humana en la cuenca se encontró que son las zonas bajas en las que se encuentra mayor cobertura de basura y la afluencia humana es mayor. Esto se explica porque en estas zonas se encuentra la carretera que llega hasta el cuarto Dinamo y algunas terracerías que llevan a diferentes parajes y donde se desarrollan la mayoría de las actividades turísticas. Por otro lado, fue en las parcelas con mayor altitud donde fue más evidente la presencia de ganado. Esto probablemente se deba a que en las zonas más altas existe mayor cobertura de gramíneas y poca afluencia humana, lo que provee de alimento al ganado y evita el robo de animales. Las variables de incendio y orientación no fueron determinantes en el patrón de composición encontrado en las unidades de vegetación, pero sí se encontró que tienen más influencia en las unidades de vegetación de mayor altitud. Velázquez (1994) realizó un análisis canónico de correspondencia entre la flora y algunas variables ambientales en los bosques de los volcanes Pelado y Tláloc. Este autor encontró las variables altitud y

humedad del suelo como determinantes en la distribución encontrada de la flora, y no encontró significativa la influencia de la variable incendio, pero propone que ésta probablemente actúe en una escala más fina.

Sería conveniente realizar un estudio que pudiera mostrar la influencia que tienen las variables ambientales y biológicas sobre las capacidades de infiltración de agua y la fijación de bióxido de carbono en estos bosques. Esto proporcionaría argumentos más perceptibles a la sociedad humana y favorecería el cuidado de la cuenca.

Estructura

La plantación forestal tuvo valores muy diferentes al resto de las unidades de vegetación. En esta unidad los individuos arbóreos tienen tallas similares y no existe regeneración. Esta unidad tiene un dosel muy cerrado que no ha permitido el establecimiento de otros individuos arbóreos y sólo se han desarrollado los árboles originalmente plantados.

Como se pudo apreciar en los histogramas de la distribución de clases de diámetros de los árboles en las unidades de *Pinus hartwegii*, la mayoría de los individuos arbóreos se encuentra en las tres primeras clases diamétricas. De igual manera sucede en el bosque de *Abies religiosa*, disminuyendo de manera gradual el número de individuos con el aumento en las clases diamétricas. La unidad de *Abies* perturbado presenta pocos individuos arbóreos vivos y la distribución de diámetros no obedece ningún patrón. El resto de las unidades de vegetación contienen muchos árboles de diámetros pequeños y pocos de diámetros grandes, pero no siguen una disminución gradual. El que en estas zonas se haya encontrado una mayor presencia de pastoreo no favorece el crecimiento de los árboles a clases diamétricas mayores.

El paradigma en la visión de que los procesos equilibrados predominan en los sistemas ecológicos, especialmente en los bosques, ha cambiado en las últimas décadas. Actualmente se afirma que los bosques están estructurados por eventos de disturbio y rara vez alcanzan un estado de equilibrio (Pickett & White, 1985; Oliver & Larson, 1990). Los bosques varían entre los que están estructurados principalmente por eventos mayores de disturbio que inician nuevos rodales, a los que se encuentran en un estado cercano al equilibrio y en los que no existen cambios netos en biomasa y composición (Antos & Parish, 2002). Entre las unidades de vegetación bosque de *Abies religiosa* y bosque de

Abies perturbado existen diferencias en composición y estructura, así como entre el resto de las unidades. Los bosques en la CARM han sido afectados por eventos de disturbio que no han permitido alcanzar estados de equilibrio que mantengan la composición y estructura constantes. Los disturbios directos e indirectos (pastoreo, tala, incendios, plagas, contaminación atmosférica, etc.) continúan y seguirán determinando las características ecológicas de estas masas forestales. Entender cómo afectan los eventos de disturbio en la dinámica ecológica de estos bosques, permite plantear estrategias de manejo hacia objetivos específicos. Estos objetivos deben plantearse tomando en cuenta los servicios ambientales que provee la CARM y la existencia de eventos de disturbio.

4 Evaluación multicriterio de la autenticidad forestal

Resumen

Uno de los problemas más frecuentes en la planeación de las alternativas de manejo en áreas naturales consiste en la falta de información sobre las características de estructura y función. Ante éste han surgido diversas aproximaciones que permiten evaluar la calidad o el estado de algún sistema con el propósito de mejorarlo o aprovecharlo mejor. Sin embargo, ninguna de estas aproximaciones es universal y tampoco determinan la manera específica para evaluar los conceptos que proponen. Este capítulo trata de consolidar los elementos propuestos en el concepto de la “autenticidad forestal” y así integrar la información requerida para la generación de estrategias de manejo con fines de restauración y conservación en los bosques de la cuenca alta del río Magdalena (CARM). A través de la utilización del mapa de unidades de vegetación (Cap. 2), la información recabada en campo (Cap. 3), el análisis de clasificación por grupos, las herramientas del análisis multicriterio y los SIG, se elaboró un mapa de la autenticidad de los bosques en la CARM. Este mapa refleja la composición, los procesos, los patrones, la función, la fragmentación y el manejo actuales de los bosques en esta zona de la ciudad de México. El mapa de autenticidad será la base para la propuesta de lineamientos de manejo en la CARM.

Introducción

Criterios e indicadores en diferentes escalas para evaluación del manejo forestal sostenible (MFS)

En la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992, dirigentes mundiales reconocieron la importancia del desarrollo sustentable de los bosques con la adopción de la Declaración de Principios sobre los Bosques y el Programa 21, plan de acción para el desarrollo sustentable internacional. Los gobiernos y grupos no gubernamentales (ONGs) reconocieron enseguida la necesidad urgente de llegar a un acuerdo común sobre lo que se entiende por manejo forestal sostenible (MFS) y la forma de lograrlo.

A partir de la Cumbre de Río, se han iniciado diversas iniciativas nacionales e internacionales a fin de ampliar los conocimientos y evaluar los avances respecto al MFS. De éstas, las más completas y con posibilidades de tener un mayor alcance son las

iniciativas regionales e internacionales sobre criterios e indicadores (C + I) para el MFS, que actualmente involucran a más de 100 países. Los criterios son categorías de valores de los bosques que se desean mantener y los indicadores son aspectos mensurables de estos criterios. Es ésta la primera vez que un grupo tan numeroso de países, con intereses, circunstancias y bosques tan diversos, se une con el propósito de construir un solo enfoque para evaluar las tendencias en las condiciones y el manejo de los bosques.

De todas las iniciativas relacionadas con los C + I, el Proceso de Montreal es la más amplia en términos geográficos, ya que abarca la mayor parte de los bosques templados y boreales de todo el mundo (El Proceso de Montreal, 2003). Entre las iniciativas similares están: la Conferencia Ministerial sobre la Protección de los Bosques en Europa, la Propuesta de Tarapoto de los Países de la Región Amazónica, iniciativas regionales de América Central, de Medio Oriente y de la zona árida de África y la Organización Internacional de Maderas Tropicales, pioneros desde 1990 en trabajos sobre criterios e indicadores para el manejo forestal sostenible en ecosistemas tropicales (Tabla 12).

Tabla 12 Iniciativas que han generado criterios e indicadores para evaluar el MFS

<i>Escala</i>	<i>Iniciativa</i>
Global , con evaluaciones a nivel de naciones	UN-CDB, ITTO (Organización Internacional de Maderas Tropicales), UN Forest Resource Assessment, UN Internacional Forum on Forests (IFF), UN FAO
Regional , con evaluaciones a nivel de naciones	Procesos: Pan-Europeo, Montreal, Helsinki, Proceso Tarapoto, Zonas Áridas de África, Bosques Secos en Asia, Centroamérica, etc.
Nacionales , de autoevaluación	Francia, Finlandia, Estados Unidos, Canadá
Paisaje	Evaluación de la Calidad Forestal (WWF y IUCN)
De rodales forestales (stand level)	Forest Stewardship Council, ISO 14001, World Resource Institute

Los C + I caracterizan los componentes fundamentales del MFS y proporcionan un marco para responder a la pregunta básica "¿qué es lo importante con respecto a los bosques?" Además, reconocen a los bosques como ecosistemas que proporcionan una amplia gama compleja y dinámica de beneficios y servicios ambientales y socioeconómicos. Al ser aplicados para medir y evaluar las tendencias nacionales en las condiciones y el manejo de los bosques, los criterios e indicadores proporcionan información esencial para la formulación de políticas que promuevan el MFS.

La necesidad de contar con indicadores radica en que el monitoreo de todo un ambiente a cualquier escala es imposible. Los indicadores pueden ser útiles durante varias etapas dentro del trabajo de conservación. Son especialmente valiosos en la fase de inventarios e identificación, en la que uno evalúa la distribución de entidades biológicas y ambientales e identifica o selecciona las áreas que deben ser conservadas o restauradas.

Calidad Forestal a nivel de Paisaje

En 1998, el programa unido entre el WWF (World Wide Fund for Nature) y la IUCN (International Union for the Conservation of Nature) inició una colaboración con la École Polytechnique Fédérale de Laussane. El objetivo de esta asociación fue desarrollar un método para evaluar la calidad forestal a nivel de paisaje. Un paisaje de acuerdo a varios autores, puede definirse como una unidad espacial cartografiable, conformada por elementos bióticos, abióticos, socioeconómicos, culturales, etc., que determinan en conjunto, una funcionalidad y dinámica (Forman & Godron, 1986; Cervantes, 1989).

Definen a la calidad forestal como “la significancia y valor de todos los componentes ecológicos, económicos y sociales de un bosque” (WWF & IUCN, 1999: 9). Ésta puede ser tan importante como la cantidad de bosque que queda. Los criterios de la calidad forestal están dirigidos hacia el logro de una medición de ésta como herramienta para la planeación del manejo a nivel del paisaje.

El concepto de calidad forestal surgió inicialmente para explicar claramente lo que un bosque proporciona tanto a la sociedad humana como al ambiente. El término calidad fue seleccionado por varias razones. De manera general se reconoce como un término positivo y poderoso, enfocándose en los beneficios y oportunidades. Además, puede ser utilizado para incluir toda una gama de valores ecológicos, sociales y económicos y se traduce fácilmente a muchas otras lenguas (WWF & IUCN, 1999). Fue inicialmente propuesto para explicar de manera simple y clara lo que los bosques pueden aportar tanto al ser humano como a la naturaleza misma.

El método propuesto por el WWF y la IUCN utiliza a la calidad forestal como el criterio y subdivide a los indicadores en tres categorías que se superlapan: autenticidad, servicios ambientales y otros beneficios sociales y económicos. Estos criterios a su vez contienen indicadores y algunos ejemplos de lo que se puede evaluar en campo para

reconocer la calidad o funcionamiento actual de un ecosistema forestal dado. Los indicadores y verificadores propuestos para la evaluación de la calidad forestal a nivel de paisaje son los siguientes (WWF y IUCN, 1999):

Tabla 13 Indicadores de autenticidad

Composición - Proporción de especies nativas vs. exóticas, de las diferentes especies nativas, ausencia de especies normalmente presentes en condiciones naturales, especies clave e indicadoras de disturbio
Patrones - Variación intraespecífica en tamaños y clases de edad, dosel con varios estratos y zonas abiertas, madera muerta en diferentes grados de descomposición
Función - Ciclos de nutrientes, cambios en la cobertura forestal, cadena alimenticia, relaciones entre especies por herbivoría, simbiosis, parasitismo, etc.
Proceso - Patrones de regeneración, cambios graduales en el tiempo, longevidad de árboles, regímenes de disturbio
Salud arbórea - Salud de los árboles y ecosistemas, presencia y tendencias de factores de estrés (contaminación, plagas, etc.), habilidad para tolerar estrés ambiental, estado de descomposición de madera muerta, niveles no naturales de especies de plagas
Área - Tamaño, bordes, conectividad con otros bosques
Fragmentación - Grado de fragmentación (parches con y sin vegetación)
Prácticas de manejo - Imitación de procesos ecológicos, integración del bosque al paisaje

Tabla 14 Indicadores de servicios ambientales

Conservación de la biodiversidad - De ecosistemas, especies y variabilidad genética
Protección del suelo y cuencas - Reducción de la erosión, control de inundaciones
Impactos sobre otros ecosistemas - Sobre ecosistemas cuenca abajo, por deforestación y erosión
Estabilización climática - Transpiración, regulación de extremos climáticos, fijación de carbono

Tabla 15 Indicadores de otros servicios económico-sociales

Productos maderables - Madera como combustible, carbón, tablas, pulpa, papel, fibras reconstituidas
Productos no maderables - Alimentos, aceites, aromáticos, resinas, colorantes, materiales de construcción, etc.
Empleo y subsistencia - Trabajo para el manejo, cazadores, utilización de madera como combustible y alimento para el ganado impactos sobre otros hábitats naturales o semi-naturales
Recreación - Caminata, caza, deporte, ecoturismo, áreas de campamento, recolección de hongos, etc.
Habitación - Para humanos que habitan en la zona e indígenas
Valores históricos - Incluyendo artefactos históricos en el bosque y patrones de manejo históricos del bosque mismo
Valores culturales y artísticos - Para escritores, pintores, músicos y como fuente de inspiración para cualquiera
Valores espirituales - Árboles y cuevas sagradas, sitios con tumbas, creencias particulares, etc.
Manejo y uso del suelo - Tipos de sistemas de manejo, incentivos, etc.
Derechos y factores legales - Acceso a los bosques, tenencia de la tierra, derechos tradicionales
Conocimiento - Conocimiento indígena y tradicional, investigación científica
Naturaleza de los incentivos - Políticos, culturales, económicos, sociales, etc.
Distintividad local - La importancia de un lugar particular para individuos o comunidades

La escala del área de estudio en esta investigación es a nivel de paisaje y el objetivo principal es generar un diagnóstico ambiental para dar una propuesta de los lineamientos de manejo hacia la conservación y restauración ecológica de los bosques en la cuenca. Es por esto que se utilizó la propuesta teórica elaborada por WWF y IUCN para la evaluación de la autenticidad forestal como una guía para lograrlo.

¿Autenticidad forestal, integridad ecológica o salud ecosistémica?

La mayoría de los bosques han sido modificados por el ser humano, por lo que la integridad ecológica total es ya un concepto histórico en la mayoría de estos. Por ello, la

diferenciación entre bosques “naturales” y “perturbados” es menos importante que el grado y tipo de disturbio (UNEP, 1997).

Dudley (1996) sugirió que el concepto de la autenticidad forestal ofrece ventajas sustanciales sobre otras alternativas en el momento de identificar y describir la calidad ecológica y por lo tanto el valor de conservación de un bosque, así como para el desarrollo de planes de manejo. La autenticidad es una medida de la integridad y salud de los ecosistemas en el más amplio sentido. Estrictamente, la autenticidad sólo puede ser absoluta en un bosque que nunca ha tenido influencia humana. Sin embargo, a pesar de que en términos prácticos es frecuente definir a la *autenticidad forestal* como una medida de qué tanto se asemeja un bosque perturbado, secundario o manejado al bosque natural que ha reemplazado, también se enfoca en función del ecosistema actual, sin importar mucho su historia, y por lo tanto también tiene importancia en bosques perturbados. Una definición de un bosque auténtico podría ser aquél en el que todas las funciones esperadas del ecosistema puedan continuar y operar indefinidamente (WWF & IUCN, 1999). La *autenticidad forestal* refleja la resiliencia de un bosque existente en términos de composición y ecología (WWF & IUCN, 1999).

La autenticidad puede brindar un marco más robusto para evaluar la calidad ecológica de un ecosistema forestal que los otros indicadores existentes. La utilización de la autenticidad como indicador ayuda a evitar la confusión entre el número total de especies y las especies de importancia particular. Parte del supuesto de que hay cierta jerarquía de importancia entre las especies para determinar su importancia ecológica (Dudley, 1996). Puede ser una herramienta importante que ayude a definir el marco de las políticas de manejo para: 1) la identificación de zonas prioritarias dentro de áreas protegidas; 2) definir las políticas de manejo en un bosque; y 3) ayudar en la planeación para el mejoramiento de bosques secundarios o perturbados.

Al incluir la composición biológica natural y los procesos ecológicos, el uso del concepto de autenticidad puede dar una idea de cómo planear un manejo forestal, restauración ecológica y estrategias de conservación (WWF & IUCN, 1999).

Integridad ecológica y salud ecosistémica

Similares al concepto de la autenticidad forestal, diversos autores han sugerido los conceptos de integridad ecológica y salud ecosistémica, de igual manera para evaluar el estado o grado de perturbación en diferentes ecosistemas.

Existen varias definiciones sobre la “integridad ecológica” que se han derivado de estudios de ecosistemas basados en teorías de sistemas complejos (Westra & Lemons, 1995). Karr y Dudley (1981) definen a la integridad ecológica como la capacidad de sostener y mantener una comunidad balanceada e integrada, teniendo una composición, una diversidad y una organización funcional de especies comparable a la de los hábitats naturales de una región dada. Un ecosistema con integridad posee varias cualidades- a un alto grado: salud ecosistémica, biodiversidad, estabilidad (en términos de resistencia y resiliencia), sostenibilidad, naturalidad y belleza (Noss, 1995). Por otro lado, Rolston (1994) asevera que la idea de la integridad es suave, visionaria, retórica y política y emocionalmente correcta, pero filosófica y biológicamente dudosa, porque no puede hacerse operacional.

Según Karr (1995), la integridad y la salud de un ecosistema no son sinónimos, sino que pueden separarse como dos conceptos diferentes. La salud de un ecosistema puede definirse en términos de la capacidad de resistir impactos ambientales adversos en el presente (Westra & Lemons, 1995). También puede definirse como la integración del grado en el que las condiciones de vegetación y perturbación se asemejan a los patrones nativos y a los niveles de influencia de las actividades humanas (Hemstrom *et al.*, 2001).

Sin embargo, es muy difícil o prácticamente imposible conocer las condiciones ecológicas existentes en los ecosistemas antes de la influencia humana, por lo que también se puede tomar como la condición de “salud” de un área, definida por la comparación de la estructura y función de la comunidad contra áreas representativas (de referencia), poco o nada perturbadas.

Análisis multicriterio

El análisis multicriterio es una herramienta de toma de decisiones desarrollada para problemas complejos y de criterios múltiples que incluyen aspectos cualitativos o cuantitativos de un problema en el proceso de toma de decisiones. Es una herramienta que puede servir para evaluar la importancia relativa de todos los indicadores utilizados y

reflejar su importancia en el proceso final de la toma de decisiones. Se basa en la utilización de criterios que son ponderados de acuerdo a la importancia para la pregunta objetivo. De este modo, se consulta la opinión de expertos, literatura especializada, etc., para asignar así el nivel de importancia de los criterios o variables utilizadas. Si estos criterios han sido evaluados en campo, se puede conseguir un análisis integral, que permite mostrar la mejor opción tomando en cuenta la opinión de diferentes expertos (Malczewski, 1999).

En México, las herramientas del análisis multicriterio no han sido muy utilizadas en investigaciones realizadas en áreas protegidas con fines de generar alternativas de manejo. Ceballos y Blanco (2003) definieron áreas propensas al cultivo de papa y maíz en un área protegida del Estado de México, utilizando las herramientas del análisis multicriterio y los SIG. Estos autores sugieren que esta metodología es adecuada cuando se manejan diversas variables, cualitativas y cuantitativas, con el objetivo final de generar una propuesta concreta de acciones de manejo.

Este capítulo tuvo como objetivo integrar la información generada en la presente investigación para mostrar la autenticidad de los bosques en la CARM a través de las herramientas del análisis multicriterio, los SIG y la información recabada en campo. Se generó un mapa que servirá de base para la propuesta de lineamientos de manejo hacia la conservación y restauración ecológica de la CARM.

Métodos

Encuesta multicriterio

A partir de la información obtenida en el Capítulo 3, se diseñó una encuesta en forma de matriz de comparación pareada para la determinación de los pesos de las variables tomadas en cuenta en la autenticidad forestal (**Apéndice 3**). Las comparaciones pareadas destilan los complejos problemas de los criterios e indicadores en una serie de juicios uno a uno en cuanto a la importancia relativa de un indicador contra otro (Mendoza *et al.*, 1999). El peso relativo de los verificadores se obtiene a través de comparaciones pareadas de los componentes de cada nivel jerárquico. Para v componentes, se genera la matriz recíproca, $C=[c_{pr}]$; así que $c_{pr}=1/c_{rp}$ para $p,r=1,2,\dots,v$. El comparar la importancia relativa w del elemento p con respecto al componente r resulta en un valor de $c_{pr}=w_p/w_r$. El número total de comparaciones es $v(v-1)/2$ debido a que la diagonal de la matriz C

consiste en elementos unitarios. Los pesos en la metodología de comparación pareada son determinados a partir de la normalización del vector eigen asociado con el valor máximo del valor eigen del cociente (recíproco) de la matriz (Malczewski, 1999).

Esta encuesta fue aplicada a diferentes especialistas, tratando que éstos cubrieran las áreas de las variables a evaluar. La encuesta contiene siete matrices (cada una correspondiente a un indicador de la autenticidad) en las que se evalúa por indicador, la importancia relativa de las variables utilizadas en esta investigación como verificadores de la autenticidad forestal. Al final se evalúan los diferentes indicadores en general (composición, procesos, patrones, función, manejo, área y fragmentación, salud arbórea) para conocer cuál de ellos contiene las variables más importantes.

Este tipo de evaluación se hace uno a uno (fila vs. columna) y tomando siempre como referencia las filas en una escala de 6 a 1/6. Por ejemplo, si se está evaluando la variable riqueza contra el índice de diversidad de Shannon y se considera que la riqueza es lo menos importante con respecto al índice de diversidad de Shannon, en la casilla se anotaría 1/6. Por el contrario, si se considerara que la variable riqueza es lo más importante en relación al índice de diversidad de Shannon en la casilla se anotaría 6. A las variables con igual importancia se les asigna 1 y sólo se rellena el triángulo superior derecho de la matriz, ya que el triángulo inferior izquierdo es el inverso. La escala de asignación de valores a los distintos verificadores de la autenticidad forestal fue de 6 a 1/6 (6, 5, 4, 3, 2, 1, 1/2, 1/3, 1/4, 1/5, 1/6), siendo los valores enteros los que dan mayor importancia a las variables de las filas y los números quebrados los que reflejan una mayor importancia de las variables en las columnas.

A continuación se explica el proceso del análisis multicriterio con un ejemplo. Las letras A, B, y C (puntos 1 a 6 abajo) equivalen a las variables de un indicador a evaluar por los expertos (eg. composición: riqueza, índice de diversidad de Simpson y proporción de especies nativas vs. indicadores de perturbación). Una vez que el especialista asigna el peso entre los diferentes pares de variables en la matriz (1), se rellena el triángulo opuesto de la misma con el número inverso y se suman los valores obtenidos por columna (2). Posteriormente se divide cada valor en las casillas de la matriz por la sumatoria correspondiente según la columna en la que se encuentre (3). Los valores obtenidos se suman y se obtiene el promedio (4) que representa los pesos de las variables en una

escala de 0 a 1. Para conocer si la información contestada por los expertos es consistente (e.g. que no esté llenada al azar), en el paso (5) se multiplica cada valor de la matriz por el promedio obtenido en el punto (4) y se suman estos datos. El paso siguiente (6) consiste en dividir lo obtenido en el punto (5) sobre los resultados del paso (4). Estos resultados se promedian para obtener λ (7). En el penúltimo paso (8) se utiliza λ y el número de variables que contiene la matriz para sacar el índice de consistencia el cual es dividido por una constante (RI) que depende del número de elementos que están siendo comparados dentro de la matriz (Saaty, 1977). Para $n = 3$ RI = 0.58 $n = 4$ RI = 0.9 $n = 5$ RI = 1.12 $n = 6$ RI = 1.24. Si el cociente de consistencia (CR) es menor a 0.1 no hay inconsistencias.

1.-

	A	B	C
A	1	2	$\frac{1}{2}$
B		1	$\frac{1}{3}$
C			1

2.-

	A	B	C
A	1	2	$\frac{1}{2}$
B	$\frac{1}{2}$	1	$\frac{1}{3}$
C	2	3	1

3.5 6 1.8

3.-

- A) $1/3.5, 2/6, 0.5/1.8$
- B) $0.5/3.5, 1/6, 0.33/1.8$
- C) $2/3.5, 3/6, 1/1.8$

4.-

- A) $0.2857 + 0.3 + 0.27 = 0.8557/3 = 0.28523$
- B) $0.142857 + 0.16 + 0.16 = 0.462857/3 = 0.154$
- C) $0.57142857 + 0.5 + 0.55 = 1.6214/3 = 0.5404$

5.-

- A) $0.28523*1 + 0.154*2 + 0.5404*1/2 = 0.86325$
- B) $0.28523*0.5 + 0.154*1 + 0.5404*0.3 = 0.45661$
- C) $0.28523*2 + 0.154*3 + 0.5404*1 = 1.57286$

6.-

- A) $0.8623/0.28523 = 3.0264$
- B) $0.45661/0.154 = 2.9649$
- C) $1.57286/0.5404 = 2.91054$

7.- $\lambda = (3.0264 + 2.9649 + 2.91054)/3 = 2.96728$

8.- Índice de consistencia (CI)

$$CI = (\lambda - n)/(n - 1) = (2.96728 - 3)/2 = -0.01636$$

9.- Cociente de consistencia

$$CR = CI/RI = -0.01636/0.58 = -0.0282$$

Síntesis de los datos de los indicadores de autenticidad forestal recabados en campo

Se resumió la información de todos los verificadores de la autenticidad forestal evaluados en campo. Estos datos fueron estandarizados para facilitar su análisis. La estandarización se realizó calculando la media y la desviación estándar de cada grupo de datos y variable (e.g. riqueza). A cada valor por parcela de muestreo se le restó la media y se dividió por la desviación estándar, con lo que se obtuvo que el 95% de los datos con valores entre 2 y -2. Las variables utilizadas se muestran en la Tabla 16.

Tabla 16 Verificadores de la autenticidad forestal utilizados en el análisis multicriterio

Criterio	Verificador o variable
Composición	Riqueza, índice de diversidad de Simpson y de Shannon, proporción de especies nativas vs. indicadoras de perturbación
Procesos	Madera muerta, individuos arbóreos muertos en pie, regeneración
Patrones	Distribución de DAPs y alturas arbóreas, densidad de árboles, cobertura de copa
Función	pH, materia orgánica y profundidad del suelo
Salud arbórea	Presencia de epífitas parásitas, estado de corteza en troncos, coloración del follaje
Área y fragmentación	Área del tipo de bosque, distancia a caminos, número de fragmentos por tipo de bosque
Manejo	Especies utilizadas en reforestación, presencia y cobertura de tinas ciegas, cobertura de basura, presencia de indicadores de pastoreo, afluencia humana

Clasificación y mapeo de grupos de autenticidad forestal

Con los datos estandarizados se multiplicó cada variable por los pesos obtenidos con las encuestas multicriterio y posteriormente se hizo una clasificación por grupos de los datos por parcela utilizando el programa PcOrd 4.0 (McCune & Mefford, 1999). El multiplicar cada variable por los valores de ponderación obtenidos a partir de la opinión de los expertos modificó los datos por variable, generando mayor varianza en las variables con mayor peso. Para la clasificación por grupos de autenticidad se utilizó como medida de distanciamiento la relativa de Sørensen y el método de agrupamiento de Ward, el cual se basa en un análisis de varianza para evaluar la distancia entre los grupos, lo que permitió tomar en cuenta la ponderación de las variables a partir de la opinión de los especialistas.

Se generó un mapa de puntos con los resultados obtenidos en la clasificación por grupos que indican diferentes niveles de autenticidad forestal en la CARM.

Resultados

Se aplicaron un total de 23 encuestas a diferentes expertos dentro de las áreas cubiertas por los indicadores de la autenticidad forestal. Estos incluyeron especialistas dentro de las áreas: ecología, manejo de recursos naturales, edafología, ingeniería agrónoma, ingeniería

forestal, restauración ecológica. No se encontraron inconsistencias en las encuestas realizadas.

Tabla 17 Especialistas encuestados para la ponderación de variables en el análisis multicriterio

Profesión	Especialidad	Profesión	Especialidad
Biólogo	Ecología	Biólogo	Fisiología vegetal de plantas leñosas
Ing. Forestal	Restauración bosques templados	Biólogo	Ecología forestal
Biólogo	Ecología de la vegetación	Biólogo	Ecología y biogeografía
Biólogo	Edafología	Biólogo	Ecología tropical
Biólogo	Ecología de ecosistemas	Biólogo	Ecología
Edafólogo	Geografía de suelos	Biólogo	Restauración bosques templados
Biólogo	Recursos forestales y SIG	Ing. Forestal	Ecología forestal
Biólogo	Biogeografía de la vegetación	Ing. Agrónomo	Silvicultura, ecología forestal
Biólogo	Edafología	Ecólogo	Ecología tropical
Biólogo	Conservación de recursos naturales	Biólogo	Regeneración y restauración de bosques
Ing. Forestal	Economía y ordenamiento forestal	Biólogo	Carbono, ecología, cambio climático
Biólogo	Etnobiología, ecología		

A nivel de indicadores de autenticidad forestal, los expertos dieron mayor importancia a los indicadores de composición (20%) y procesos (19%). El de menor importancia de acuerdo a los especialistas entrevistados fue manejo (10%).

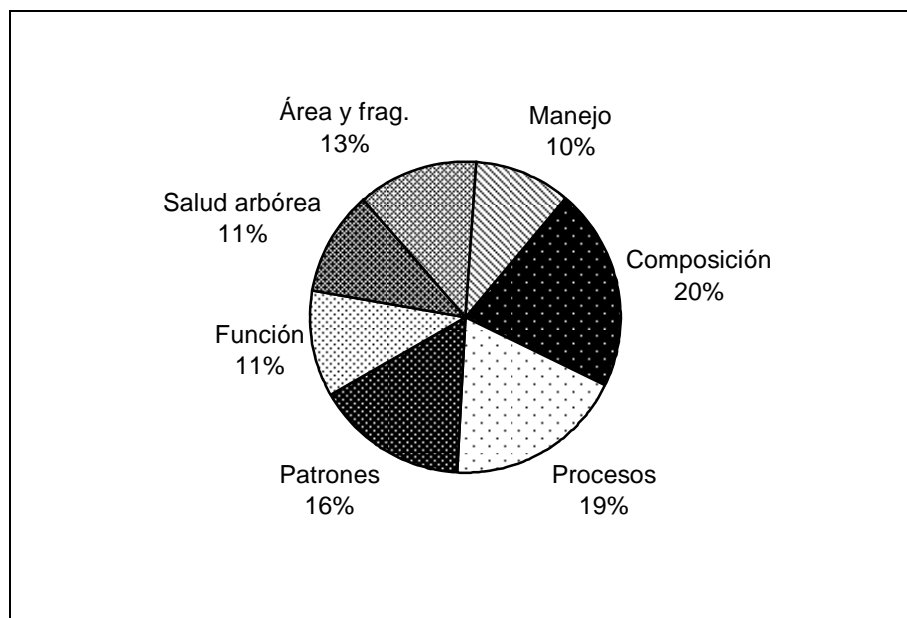


Figura 16 Importancia relativa de los siete indicadores de la autenticidad forestal según la evaluación a especialistas.

Dentro del indicador de composición, en la evaluación multicriterio se obtuvo que el verificador proporción de especies nativas vs. introducidas (N/I) es el que se considera más importante para la evaluación de la autenticidad forestal de un sitio. El verificador

considerado como menos importante dentro del indicador de composición fue el índice de diversidad de Simpson.

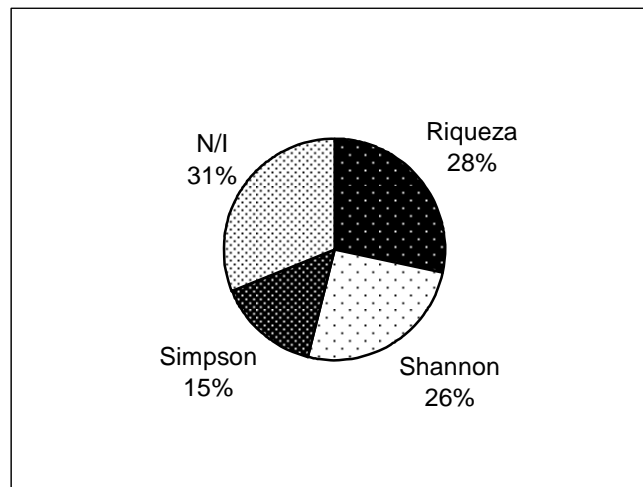


Figura 17 Importancia relativa de los verificadores dentro del indicador de composición

Para el indicador de procesos (Figura 18), los especialistas consideraron a la regeneración como el verificador más importante para la evaluación de la autenticidad forestal. Los verificadores de madera muerta e individuos arbóreos muertos en pie fueron ponderados en segundo término.

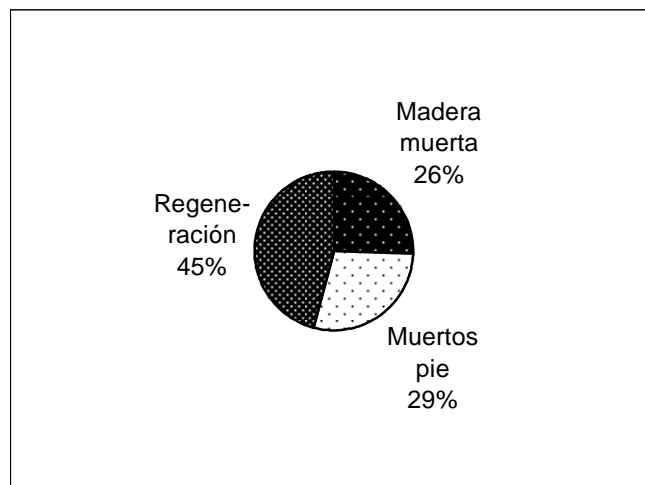


Figura 18 Importancia de los verificadores dentro del indicador de procesos

En el indicador de patrones (Figura 19) se encontró una ponderación significativa para el verificador de proporción de diámetros arbóreos (DAP). En segundo lugar de importancia se encontraron los verificadores área basal y densidad de árboles por cuadro de muestreo.

De menor importancia relativa fueron los verificadores de área basal (19%), proporción de alturas arbóreas (18%) y cobertura del dosel (15%).

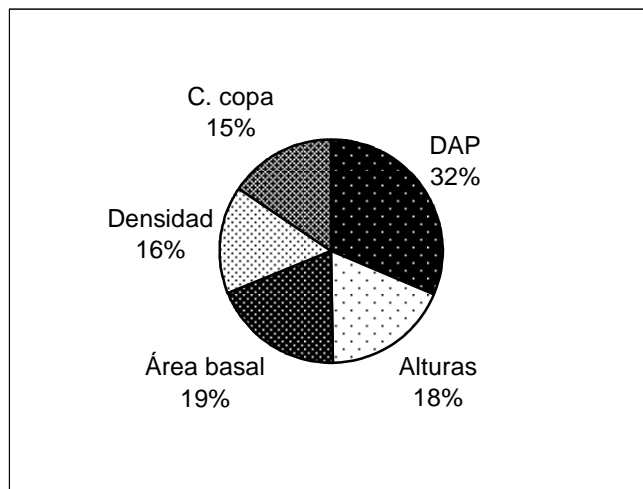


Figura 19 Importancia relativa de los verificadores dentro del indicador de patrones

Notablemente se consideró más importante al verificador de área (53%), siguiéndole el número de fragmentos (27%) y la distancia a caminos (20%) en el indicador de área y fragmentación (Figura 20).

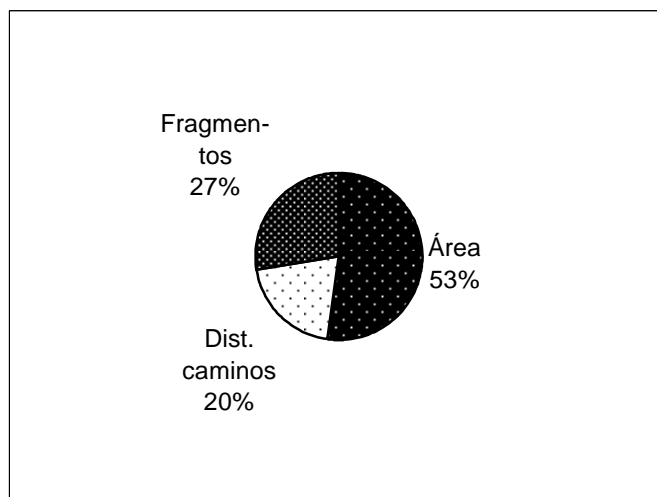


Figura 20 Importancia de los verificadores dentro del indicador de área y fragmentación

La variable con mayor peso en el indicador de función fue el contenido de materia orgánica en el suelo (42%), seguida de la profundidad (34%) y el pH (24%).

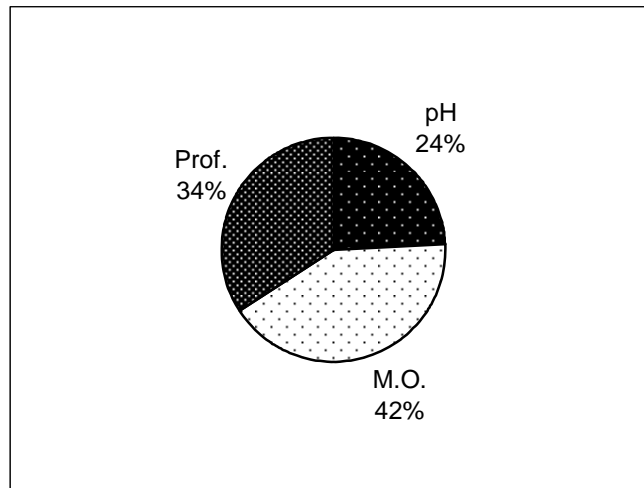


Figura 21 Ponderación de los verificadores dentro del indicador de función

Para evaluar la salud arbórea, los especialistas consideraron como verificador más importante la evaluación de la presencia de epifitas parásitas (42%). En segundo término se encuentran las variables de coloración del follaje arbóreo (32%) y el estado de los troncos (26%).

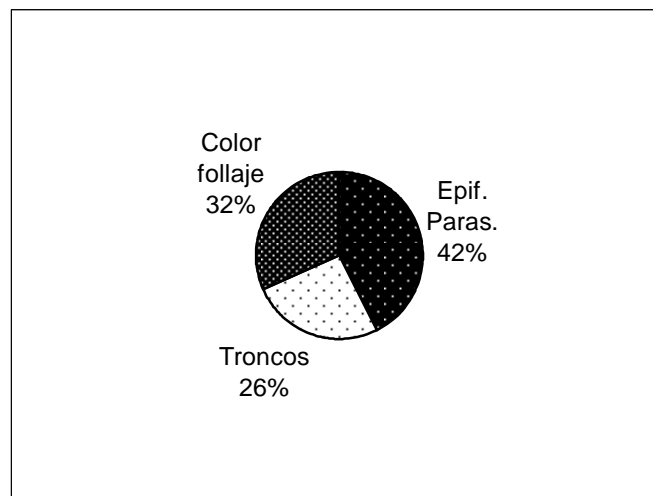


Figura 22 Ponderación de los verificadores dentro del indicador de salud arbórea

En el indicador de menor importancia relativa en la opinión de los especialistas, el manejo (Figura 23), el verificador de las especies utilizadas en la reforestación fue el de mayor ponderación (32%). El verificador en segundo lugar de importancia fue el de pastoreo (22%), seguido por los verificadores de cobertura de basura (16%), afluencia humana (15%) y cobertura de tinajas ciegas (15%).

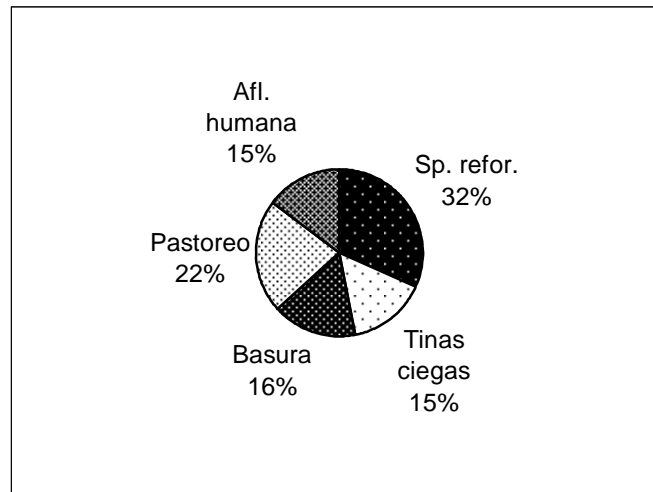


Figura 23 Importancia de los verificadores dentro del indicador de manejo

Grupos de autenticidad forestal

El análisis de clasificación en grupos de autenticidad (Figura 24) formó grupos que reflejan las similitudes en los valores de los verificadores recabados en campo por parcela de muestreo. Estos grupos representan niveles de autenticidad y muestran las semejanzas entre las parcelas dentro de las mismas unidades de vegetación. Al 35% de similitud se agruparon cuatro grandes grupos. Estos cuatro grandes grupos contienen: 1) parcelas de *Abies religiosa*; 2) parcelas de bosque mixto, bosque de *Quercus*, plantación forestal y bosque de *Abies* perturbado; 3) parcelas de bosque de *Pinus hartwegii*, *P. hartwegii-Calamagrostis tolucensis* y bosque de *Pinus-Quercus*; 4) parcelas de las tres categorías de *Pinus hartwegii* y una de *Abies* perturbado. A mayor similitud (62%) se forman los 10 grupos que contiene la leyenda del dendrograma en la Figura 24. A estos grupos se les otorgó una calificación de autenticidad en tres niveles: alta, media y baja, en base a la experiencia y a lo observado en campo. La Tabla 20 muestra los grupos formados en la clasificación por grupos de la autenticidad forestal y las calificaciones otorgadas a cada grupo.

A continuación se hace una descripción de los diez grupos formados en la clasificación por grupos de autenticidad forestal, con los verificadores principales.

- **A.-** Este grupo está compuesto por parcelas muestreadas en el bosque de *Abies religiosa*. En promedio se encontró un total de 18 especies vegetales por cuadro de muestreo y 1.7 en el índice de diversidad de Shannon. La proporción de especies indicadoras de perturbación sobre las nativas (I/N) fue de 0.28. Los individuos en regeneración cubren el 1.12% y en promedio se encontraron 3.75 individuos con DAP < 5 cm. La cobertura promedio del dosel fue de 53% y una densidad de 18.75 árboles \geq 5 cm de DAP por cuadro de muestreo. El suelo es ácido con un valor promedio de 4.8 y materia orgánica de 16.9%. La distancia promedio a caminos fue de 170 m y la afluencia humana de 2.6.
- **B.-** Grupo con parcelas del bosque de *Quercus* y el bosque mixto. Este grupo obtuvo un valor promedio de riqueza de 25.75 y 2.3 en el índice de diversidad de Shannon. La proporción I/N fue de 0.11. Se encontró un promedio de 11.75 individuos en regeneración por cuadro de muestreo con no más del 1% de cobertura. El dosel presentó una cobertura promedio de 72.5% y 39.75 árboles \geq 5 cm de DAP por cuadro de muestreo. El suelo obtuvo valores ácidos para el suelo con un promedio de 5.2 y en materia orgánica se encontró un 13.75% en promedio. La afluencia humana es de 2.6 y la distancia a caminos de 170 m.
- **C.-** Grupo con parcelas en las unidades de *Pinus hartwegii*, *P. hartwegii-Calamagrostis tolucensis* y *Pinus-Quercus*. La riqueza promedio fue de 14.2 especies, un índice de diversidad de Shannon de 1.28 y relación promedio I/N de 0.27. En promedio se encontraron 40.2 individuos en regeneración por cuadro de muestreo con un valor de cobertura de 8.4%. El dosel cubre en promedio el 34% del cuadro de muestreo con una densidad de 29 árboles. El suelo obtuvo un valor promedio en pH de 4.68 y materia orgánica de 8.2%. La distancia a caminos fue de 759 m y la afluencia humana de 1.2.
- **D.-** Este grupo contiene parcelas dentro de las unidades *Pinus hartwegii*, *P. hartwegii-Calamagrostis tolucensis*, *P. hartwegii-Muhlenbergia quadridentata* y *Abies* perturbado. En promedio se encontraron 15 especies de plantas, índice de

- diversidad de Shannon de 1.5 y una proporción I/N de 0.36. Por cuadro de muestreo se encontraron 4.5 individuos en regeneración con 0.4% de cobertura. La densidad de los árboles fue de 15.8 con una cobertura del dosel de 15.5%. El pH y contenido de materia orgánica en el suelo fueron de 4.43 y 19.2%, respectivamente. La distancia a caminos fue de 276 m y la afluencia humana de 1.76.
- **E.-** Grupo con una sola parcela de muestreo de la unidad de *Pinus hartwegii-Calamagrostis toluensis*. Este grupo quedó aislado en el análisis de clasificación por grupos debido a los valores siguientes. En cuanto a riqueza se encontraron 21 especies, índice de diversidad de Shannon de 1.6 y proporción I/N de 0.33. Los individuos en regeneración fueron 7 con una cobertura de 0.5%. La densidad de árboles en el cuadro de muestreo fue de 28 con una cobertura en el dosel de 17%. El pH del suelo es de 4.43 con un contenido de materia orgánica de 13%. Esta es una parcela contigua a la terracería principal en la parte alta de la cuenca por lo que la distancia a caminos fue de 15 m y la afluencia humana de 3.
 - **F.-** Grupo con parcelas del bosque de *Abies religiosa*. La riqueza promedio en este grupo fue de 18.5 especies, el índice de diversidad de Shannon de 1.57 y proporción I/N de 0.3. Los individuos en regeneración fueron 24.5 con una cobertura de 6.2%. El dosel es cerrado con una cobertura promedio de 67.7% y densidad arbórea de 45.7 individuos. El promedio del pH en el suelo es de 5.0 y el contenido de materia orgánica de 24.7%. La distancia a caminos fue de 440 m y la afluencia humana de 1.8.
 - **G.-** Grupo compuesto por parcelas en el bosque de *Quercus* y en la plantación forestal. Se encontró una riqueza promedio de 15.5, índice de diversidad de Shannon de 1.2 y proporción I/N de 0.16. Los individuos en regeneración por parcela de muestreo fueron 3.8 cubriendo 0.6%. La densidad arbórea en estas parcelas fue de 28 individuos dando una cobertura muy cerrada en el dosel de 78%. El pH del suelo es menos ácido que los grupos anteriores con un valor promedio de 5.78 y contenido de materia orgánica de 10.3%. La distancia a caminos fue de 159 m y la afluencia humana es alta, 2.9.

- **H.-** Grupo con una sola parcela en el bosque de *Quercus*, la de menor altitud en la cuenca. La riqueza es de 18 especies, el índice de diversidad de Shannon de 1.2 y la proporción I/N de 0.2. La regeneración encontrada fue de 80 individuos pequeños con una cobertura total de 1%. La densidad arbórea fue de 23 individuos con una cobertura en el dosel de 85%. El pH del suelo fue de 5.6 y el contenido de materia orgánica de 2.42%. Esta parcela tiene una afluencia humana muy alta (4) y la distancia a la carretera es de 10 m. Esta zona se utiliza como basurero por los asentamientos humanos cercanos y se encontró una cobertura de basura de 15%. Así mismo se encontró una reforestación muy alta con árboles que no corresponden a este bosque (cedro blanco y pino).
- **I.-** Este grupo contiene parcelas de la unidad de *Pinus hartwegii*. La riqueza promedio en este grupo fue de 21.6 especies, el índice de diversidad de Shannon de 1.37 y la proporción I/N de 0.28. La regeneración fue alta con 55.5 individuos y una cobertura de 18.3%. La densidad arbórea es de 52 individuos por cuadro de muestreo y una cobertura en el dosel de 60%. El pH fue de 4.45 y el contenido de materia orgánica en el suelo de 27.9%. La distancia a caminos es de 690 m y la afluencia humana de 2.
- **J.-** Este grupo contiene parcelas muestreadas en la unidad de *Abies* perturbado. La riqueza de este grupo fue muy alta con un promedio de 29.5 especies, un índice de diversidad de Shannon de 2.48 y una proporción I/N de 0.35. Se encontró una cobertura de 2.75% con 4 individuos en regeneración. La densidad arbórea es baja con 12 individuos por cuadro de muestreo y una cobertura en el dosel de 15%. El pH en el suelo fue de 5.2 y el contenido de materia orgánica de 17.6%. La distancia a caminos fue de 520 m y la afluencia humana de 1.5.

Espacialmente, los grupos de autenticidad forestal no reflejan patrón alguno. Los diferentes niveles de autenticidad se encuentran en las partes altas, medias y bajas de la cuenca. El mapa de la Figura 25 muestra puntualmente los niveles de autenticidad de los bosques en cuanto a los verificadores utilizados en esta investigación.

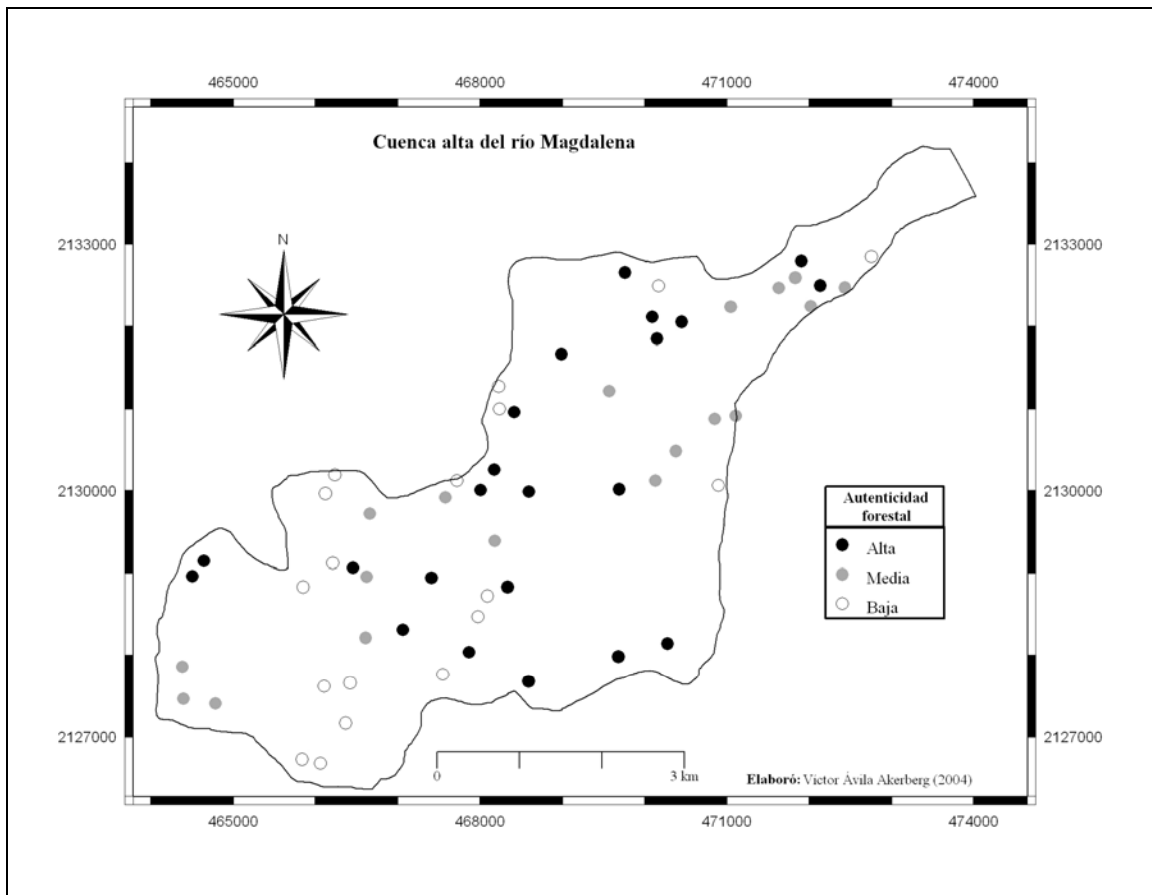


Figura 25 Mapa de autenticidad de los bosques en la CARM. Coordenadas UTM cada 3,000 m.

Discusión

Encuesta multicriterio

Muchas de las preguntas que los ecólogos buscan responder tienen que ver con la conservación de la naturaleza. Las evaluaciones para la toma de decisiones sobre la conservación de la naturaleza siguen tres pasos (Usher, 1986). Primero se identifican los atributos que puedan reflejar el interés de conservación de un sitio. Después se desarrollan criterios para expresar los atributos de una manera que permita evaluarlos; por ejemplo, una lista de especies (el criterio) se puede utilizar para evaluar la riqueza de las especies (el verificador). Finalmente se dan valores a los niveles y estados particulares de los criterios. Este último paso no es científico y como Usher (1986) sugiere, el valor dado a cualquier criterio debe reflejar los valores de la sociedad que posee el sitio. En este caso se siguieron los tres pasos y el valor de cada criterio fue asignado por especialistas, pero también es conveniente la participación de la gente que tiene influencia directa en la CARM, como lo son los propietarios de las tierras y los visitantes.

El agrupamiento de las parcelas con la información de los verificadores de autenticidad se hizo con elementos estadísticos que dan objetividad al análisis. Sin embargo, la categorización en tres niveles de autenticidad fue subjetiva, partiendo del conocimiento adquirido y las observaciones realizadas en esta investigación. La información está disponible y permite ser recategorizada de otra manera de acuerdo a objetivos específicos.

El análisis multicriterio es una herramienta que no ha sido muy utilizada en México y la encuesta generó confusión entre los especialistas debido a la novedad en su utilización. Esta herramienta permitió ponderar las variables evaluadas e integrar la información de los verificadores de la autenticidad forestal, dando además argumentos que permiten priorizar diferentes objetivos de manejo. Usher (1986) hizo una revisión de artículos científicos en los que se trataba de evaluar la calidad o grado de perturbación en diferentes ecosistemas y encontró una mayor utilización de los verificadores de composición biológica. Hay una tendencia a utilizar la composición como elemento fundamental para conocer el estado de algún sitio y la encuesta multicriterio lo reafirmó. Sin embargo, creo que es necesario empezar a evaluar otros elementos igual de importantes como los contenidos en los indicadores de función, procesos y patrones.

Grupos de autenticidad forestal

La clasificación por grupos de autenticidad forestal permitió conjuntar las parcelas de muestreo en base a la similitud en los datos recabados en campo, lo que facilitó la categorización en los tres niveles de autenticidad. Los bosques en la CARM presentan diferentes niveles de perturbación y ahora se cuenta con suficiente información que permite planear con mayor precisión las acciones de manejo.

En la práctica los resultados muestran la complejidad del análisis de la información recabada en campo por las diferencias entre los tipos de variables evaluadas. También muestran la dificultad de poner en práctica la evaluación de todos los conceptos teóricos propuestos y la necesidad de estandarizar las mediciones a tomar dentro de cada indicador. Sin embargo, esta primer aproximación permitirá diseñar y aplicar mejor la metodología propuesta para la evaluación de los indicadores de la autenticidad forestal en otros sitios con características similares y hacer comparaciones posteriores. Se esperaría

que hubiera variaciones en la metodología para evaluar la autenticidad de un sitio, pero lo importante es que la evaluación sea integral, considerando todos los indicadores.

Los indicadores de la autenticidad funcionan como una guía que permite contemplar múltiples elementos que son fundamentales en la generación de un diagnóstico biológico-ambiental en escalas de paisaje. El concepto de autenticidad forestal es relativamente nuevo y no había sido utilizado antes en México, por lo que es necesario que se siga probando aquí y en otros lugares del mundo.

5 Propuesta de lineamientos de manejo hacia la conservación y restauración ecológica

A partir de la información generada en esta investigación se generó una propuesta de manejo. Esta propuesta busca la aplicación de los mapas y análisis realizados en la difusión de la importancia biológica y ecológica, y en la implementación de estrategias de manejo en la cuenca alta del río Magdalena.

Es indispensable que estos resultados lleguen a las personas que tienen influencia directa e indirecta con la CARM: comuneros, autoridades, visitantes, comerciantes y vecinos. Para esto se pretende hacer accesible la información, proporcionando tesis a las autoridades y comuneros, y llegando al resto de la gente mediante carteles y una guía biológica. A continuación se desarrollan tres puntos en los que se detalla los aspectos más importantes para el manejo adecuado de la CARM.

Acciones de manejo en zonas con diferentes niveles de autenticidad forestal

La prioridad de restauración debe ser sobre las zonas menos auténticas. Estas zonas presentan diferentes niveles de perturbación en las que se debe actuar conforme a objetivos específicos, los cuales pueden estar encaminados a favorecer el mantenimiento de la diversidad biológica, la captación de agua, fijación de CO₂ y generación de oxígeno, o las actividades recreativas.

Es importante promover el término de restauración ecológica en vez del de reforestación. Esto debido a que todavía se utilizan especies que no corresponden a la vegetación nativa, lo que altera las características en estructura y composición de estos bosques. Al utilizar el término de restauración se favorece la utilización de especies nativas y también se consideran otros elementos importantes en la viabilidad de estos bosques, como lo son el suelo y las especies no arbóreas. La definición que considero más apropiada de la restauración ecológica es la siguiente: “retornar un ecosistema a una aproximación cercana de las condiciones de un ecosistema previo a la perturbación. La meta es la emulación de un sistema natural, funcional, auto regulable, que se integre al paisaje ecológico en el que ocurre” (Perrow & Davy, 2002: 5).

Existen zonas con una diversidad biológica y ecológica que es necesario proteger. Estas zonas son las de mayor autenticidad y deben decretarse como áreas núcleo para así

restringir las actividades que puedan perturbarlas. Las actividades permitidas en las zonas más auténticas son la preservación, restauración y educación ambiental. Estas zonas sirven como referencia en la planeación de acciones de restauración de las zonas menos auténticas.

Se ha sugerido que la implementación de técnicas de manejo, como el aclareo y las quemas controladas, lleva a alcanzar la máxima biodiversidad en los sistemas naturales y el uso sostenible de áreas públicas (Noss, 1990; Baker, 1992; Johnson, 1993). En los bosques de *Abies religiosa* existen, por lo general, coberturas altas del estrato arbustivo, limitando la regeneración y empobreciendo la diversidad biológica. Para promover la regeneración en estos bosques se deben realizar aclareos de los arbustos con mayor cobertura, dejando las raíces en el suelo para evitar que se favorezca la erosión. Las quemas controladas son útiles en las partes altas, en las unidades de *Pinus hartwegii*. Esto también ayuda a promover la regeneración arbórea, el control del exceso de combustibles y el crecimiento de pastos aptos para el ganado. Pero, como bien dice el término, estas quemas deben ser controladas. Deben planearse considerando las pendientes, el flujo del aire, la cantidad de combustibles presentes y la capacidad de reacción en caso de un descontrol. El incendio que acabó con cerca de la mitad de la cobertura forestal en el Parque Nacional Desierto de los Leones en 1998, comenzó con una “quema controlada” (com. pers. Mora, 2002).

Redefinición de la CARM como ANP

Como primer punto es necesaria la redefinición de la CARM como área natural protegida. Como se mencionó en el Capítulo I, existen diferentes acuerdos y decretos del tipo y extensión de la CARM como ANP. Sería benéfico que la redefinición del límite siguiera criterios hidrológicos, ya que es en base a este criterio que se rigen diversos procesos ecológicos y así las estrategias de manejo pueden plantearse y repercutir mejor.

Esto serviría como sustento legal en el que se podrán conocer con precisión las actividades permitidas y las zonas para esto. Con esto se sabría claramente a quién compete la administración y las tareas compartidas con las instituciones que tienen ingerencia en el área. El decreto del área como ANP obligaría a generar un plan de manejo que contemple la información generada en este y otros trabajos (eg. Álvarez-Román, 2000; Ávila-Akerberg, 2002; Fernández *et al.*, 2002; Bojorge-García, 2002).

También sirve como instrumento legal para frenar el crecimiento de los asentamientos irregulares y regular los existentes, poniendo especial atención en los cambios de administración delegacional, ya que han coincidido con el aumento en asentamientos. Es muy difícil reubicar a las familias establecidas desde años en la CARM, pero lo importante es que se dote de los servicios básicos necesarios de vivienda y estos no sigan afectando directa o indirectamente a las zonas de bosque sin asentamientos humanos.

Educación ambiental

Uno de los elementos más importantes en la conservación y restauración es la difusión de los resultados. Esto permite generar conciencia y debería ser considerado en las prácticas de manejo de la cuenca. El proceso de educación ambiental busca reconocer valores y aclarar conceptos, con objeto de fomentar las aptitudes y actitudes de participación necesarias para comprender y apreciar las interrelaciones entre el hombre, su cultura y el medio biofísico. Implica la participación con conocimiento de causa en la toma de decisiones y en la conformación de un código de comportamiento que se refleje en actitudes y acciones concretas relacionadas con el mejoramiento en la calidad de vida de la población y la protección del medio ambiente. Este proceso implica lograr la participación voluntaria de los pobladores locales en la conservación y protección de los recursos naturales del área, a través de la apropiación del conocimiento acerca de la cuenca y los procesos biológicos que en ella se llevan a cabo.

Para difundir estos resultados se pretende generar una guía biológica en la que se muestre información general sobre la zona y sus alrededores, la diversidad biológica que aloja (especies y ecosistemas), su importancia en la dotación de servicios ecosistémicos a la Ciudad de México y datos de seguridad para el visitante (qué hacer en caso de... y por donde caminar).

Esto se complementará imprimiendo algunos mapas sobre carteles ubicados en las zonas de mayor afluencia humana: la cañada (inicio de la cuenca alta), segundo y cuarto Dinamos. Estos mapas mostrarán la vista aérea de la cuenca y sus bosques (mosaico con ortofotos), las unidades de vegetación, los senderos, carretera y terracerías, los diferentes parajes y actividades sugeridas. Los mapas deben contener una leyenda sencilla en la que se destaquen los nombres comunes pero no se olviden los científicos.

A lo largo del proceso de investigación se intercambiaron percepciones con las personas que hacen uso del área. La mayoría de la gente coincide en la existencia de una problemática de seguridad. Por comunicaciones personales directas se conocieron diferentes casos de asalto. Estas masas forestales sirven de escondite a delincuentes y la vigilancia es poca. Es necesario que aumente la seguridad en las zonas de mayor afluencia humana y que se informe a los visitantes con elementos que favorezcan su seguridad.

Los intereses particulares, aunados a los problemas legales (tenencia de la tierra) y el impacto ocasionado por los visitantes son un obstáculo para la conservación del bosque. Es muy importante que se resuelvan los diferentes litigios existentes porque presentan obstáculos en zonas que es necesario tomar acciones de manejo.

Literatura citada

1. Álvarez-Román, K.E.. Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el Bosque de los Dinamos, área de conservación ecológica de la delegación Magdalena Contreras. 1-127. 2000. Tesis de Licenciatura en Geografía, UNAM, México, D.F.
2. Antos, J.A., Parish, R., 2002. Structure and dynamics of a nearly steady-state subalpine forest in south-central British Columbia, Canada. *Oecologia* 130, 126-135.
3. Attiwill, P.M.. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63, 247-300. 1994.
4. Ávila-Akerberg, V.. La vegetación en la cuenca alta del río Magdalena: un enfoque florístico, fitosociológico y estructural. 1-90. 2002. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
5. Baker, W.L., 1992. The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology* 7, 181-194.
6. Bakker, J.P., Grootjans, A.P., Hermy, M., Poschold, P., 2000. How to define targets for ecological restoration? *Applied Vegetation Science* 3, 3-7.
7. Black, C. A. 1965. *Methods of soil analysis*. Tomo I. American Society of Agronomy, Madison.

8. Bojorge-García, M.G.. Ecología de comunidades algales en una localidad del río La Magdalena, D.F. 2002. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
9. Ceballos-Silva, A., López-Blanco, J., 2003. Delineation of suitable areas for crops using a Multi-Criteria Evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central Mexico. *Agricultural Systems* 77, 117-136.
10. Cervantes, J.F.. Modelo geoeosistémico para la prospección, uso y manejo del medio y los recursos naturales. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 19, 27-38. 1989.
11. Clewell, A.F.. Restoring for Natural Authenticity. Guest Editorial. *Ecological Restoration* 18[4], 216-217. 2000.
12. CORENADER. Mapa de vegetación y uso del suelo en el Suelo de Conservación del Distrito Federal. 1997. México, D.F.
13. CORENADER. El Suelo de Conservación del Distrito Federal. <http://www.sma.df.gob.mx/sma/corenader> . 2003. Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal.
14. Daily, G.C., 1995. Restoring Value to the Worlds Degraded Lands. *Science* 269, 350-354.
15. DETENAL. Carta Edafológica de la Ciudad de México, escala 1:50,000. [E14A49]. 1985. Ciudad de México.
16. Diario Oficial Federal. Acuerdo que declara zona protectora forestal los bosques de la Cañada de Contreras, México. 1932.
17. Dudley, N.. Authenticity as a means of measuring forest quality. *Biodiversity Letters* 3, 6-9. 1996.
18. Dufrene, M., Legendre, P.. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345-366. 1997.
19. El Proceso de Montreal. Grupo de trabajo sobre criterios e indicadores para la conservación y el manejo sustentable de los bosques templados y boreales. En internet http://www.mpci.org/home_s.html . 2003.
20. Espinosa, G. F. J. and Sarukhán, J. 1997. Manual de malezas del Valle de México. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica.
21. Fernández, E.A., Uribe, C.F., Ramírez, R.I., Jesús, A.B., Vázquez, M.A.. Evaluación del avance de la mancha urbana sobre el área natural protegida de la Cañada de los Dinamos. *Gaceta Ecológica del Instituto Nacional de Ecología* 62. 2002.

22. Flores, V.O., 1993. Herpetofauna of Mexico: Distribution and endemism. In: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, New York, pp. 253-280.
23. Flores, V. O. and Gerez, P. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. CONABIO y UNAM, México, D. F.
24. Forman, R. T. T. and Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York.
25. Foster, D.R., Aber, J.D., Melillo, J.M., Bowden, R.D., Bazzaz, F.A., 1997. Forest response to disturbance and anthropogenic stress. *Bioscience* 47, 437-445.
26. Garza, G., 2000. Delegación la Magdalena Contreras. In: Garza, G. (Ed.), *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal y El Colegio de México, México, D.F., pp. 456-470.
27. GDF, OPMAC 2000. Estudio para la recarga del acuífero en el Suelo de Conservación del Distrito Federal. Síntesis ejecutiva. GDF, Consorcio OPMAC Overseas Project Management Consultants, Ltd., México, D. F.
28. Gilbert, O. L. and Anderson, P. 1998. *Habitat creation and repair*. Oxford University Press, New York.
29. Gilbertson, D. D., Kent, M., and Pyatt, F. B. 1995. *Practical ecology for Geography and Biology: Survey, Mapping and Data Analysis*. Chapman and Hall, Great Britain.
30. Hemstrom, M.A., Karol, J.J., Hann, W.J.. Trends in terrestrial plant communities and landscape health indicate the effects of alternative management strategies in the interior Columbia River Basin. *Forest Ecology and Management* 153, 105-126. 2001.
31. Hobbs, R.J., Norton, D.A., 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4, 93-110.
32. INEGI. Carta Topográfica, Cerro el Muñeco. [E14A48, escala 1:50,000]. 1990. Toluca, México.
33. INEGI. Ortofotos Digitales E14A39 y E14A49 Escala 1:20,000 (CIUDAD DE MÉXICO) . [E14A39 CD y E14A49 A]. 1999. Aguascalientes, México.
34. INEGI SINFA. Fotografías aéreas escala 1:75,000. 1999. Fotos 89 a 91 de la línea de vuelo 163.
35. International Institute for Aerospace Survey. *Integrated Land and Water Information System*. [3.0]. 2001. Enschede, The Netherlands, Geo Software Development, Sector Remote Sensing & GIS, IT Department.

36. Jackson, M. L. 1982. Análisis químico de suelos. Omega, Barcelona.
37. Johnson, P.S.. Perspectives on the ecology and silviculture of oak-dominated forests in the central and eastern states. 1993. USDA Forest Service General Technical Report NC-153.
38. Jongman, R. H. G., ter Braak, C. J. F., and van Tongeren, D. F. 1997. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
39. Karr, J.R., Chu, E.W., 1995. Ecological integrity: reclaiming lost connections. In: Westra, L.a.L.J. (Ed.), Perspectives on ecological integrity. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, pp. 34-48.
40. Karr, J.R., Dudley, D.R., 1981. Ecological Perspective on Water-Quality Goals. *Env. Manag.* 5, 55-68.
41. Kent, M. and Coker, P. 1992. Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach. Belhaven Press, London.
42. Landa, R., Meave, J., Carabias, J., 1997. Environmental deterioration in rural Mexico: An examination of the concept. *Ecological Applications* 7, 316-329.
43. Landsberg, J. J. and Gower, S. T. 1997. Applications of Physiological Ecology to Forest Management. Academic Press, San Diego.
44. Lillesand, T. M. and Kiefer, R. W. 2000. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley and Sons, Inc., New York.
45. López-Blanco, J., Valdéz, M.I., Ugalde, R.J.. Corrección fotogramétrica de segmentos digitizados de fotografías aéreas aplicando un SIG. *SELPER* 30, 6-24. 1995.
46. Luis-Martínez, M.A.. Distribución altitudinal y estacional de los papilionoidea (insecta: Lepidoptera), en la cañada de los Dinamos; Magdalena Contreras, D.F. 1-113. 1985. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
47. Madrigal, S.X.. Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel (*Abies religiosa* H.B.K., Sch. et Cham.) en el Valle de México. 1967. México D.F, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales.
48. Magdalena Contreras. Delegación La Magdalena Contreras. En internet: <http://www.magdalenacontreras.com.mx> . 2003.
49. Malczewski, J. 1999. GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley and Sons, Inc., New York.

50. Martínez,E.. Restauración Ecológica y Biodiversidad. Dirección Técnica de Análisis y Prioridades,CONABIO,México. 2000.
51. Matteucci, S. D. and Colma, A.1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington D.C.
52. McCune,B., Mefford,M.J.. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. [4]. 1999. Gleneden Beach, Oregon, USA, MjM Software Design.
53. Melo,G.C., Alfaro,S.G., 2000. Vegetación. In: Garza,G. (Ed.), La Ciudad de México en el fin del segundo milenio. Gobierno del Distrito Federal y El Colegio de México, México D.F., pp. 340-360.
54. Mendoza,G.A., Macoun,P., Prabhu,R., Purnomo,H., Hartanto,H.. Guidelines for Applying Multi-Criteria Analysis to the Assesment of Criteria and Indicators. 1999. Jakarta, Indonesia, Center fot International Forestry Research (CIFOR).
56. Mueller-Dombois, D. and ElleMBERG, H.1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, New York.
57. Nieto de Pascual,P.C.. Estudio sinecológico del bosque de oyamel de la Cañada de Contreras, Distrito Federal. Revista Ciencia Forestal en México 20[77], 3-34. 1995.
58. Noss,R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biology 4, 355-364.
59. Noss, R. F.1995. Maintaining Ecological Integrity in Representative Reserve Networks. WWF Canada and WWF U.S., Washington, D.C.
60. Oliver, C. D. and Larson, B. C.1990. Forest stand dynamics. McGraw-Hill, Nueva York.
61. Perrow, M. R. and Davy, A. J.2002. Handbook of Ecological Restoration. Volume 1, Principles of Restoration. Cambridge University Press, Cambridge.
62. Pickett, S. T. A. and White, P. S.1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, New York.
63. Rolston,H., 1994. Preface. In: Westra,L. (Ed.), An Environmental Proposal for Ethics: The Principle of Integrity. Rowman & Littlefield, Lanham, MD, pp. xi-xiii.
64. Rzedowski, J.1978. Vegetación de México. Limusa, México D.F.
65. Rzedowski,J.. El endemismo de la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. Acta Botanica Mexicana 14, 3-21. 1991b.

66. Rzedowski, J.. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botanica Mexicana* 14, 3-21. 1991a.
67. Rzedowski, J.. Notas sobre el Bosque Mesófilo de Montaña en el Valle de México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, I.P.N., México* 18, 91-106. 1970.
68. Rzedowski, J. and Calderón de R., G. C.2001. *Flora Fanerogámica del Valle de México*. CONABIO, Instituto de Ecología A.C., UNAM, México, D.F.
69. Saaty, T.L.. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*. 15, 234-281. 1977.
70. Savitsky, B. and Lacher, T.1998. *GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies: forest recovery and wildlife management in Costa Rica*. Columbia University Press, New York.
71. Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal. El ambiente y la ciudad de México. En internet: http://www.sma.df.gob.mx/educacion/04_saber/agua.htm . 2003.
72. Secretaría de Recursos Forestales. Mapa de cobertura forestal en la cuenca alta del río Magdalena. 1967. México, D.F.
73. Skidmore, A.K.. A comparison of techniques for calculating gradient and aspect from a gridded digital elevation model. *International Journal of Geographic Information Systems* 3[4], 323-334. 1989.
74. Styles, B.T., 1993. Genus *Pinus*: a mexican purview. In: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, Oxford, pp. 397-420.
75. ter Braak, C.J.F.. CANOCO-a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components and redundancy analysis. [2.1]. 1987. Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
76. Tesorería del Distrito Federal. Carta topográfica, Cuarto Dinamo. [E14A49-51, escala 1:10,000]. 1985. México D.F., Tesorería del Distrito Federal. E14A. Ref Type: Map
77. Toledo, V.M., Ordóñez, M.d.J., 1993. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. In: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Fa, J. (Eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. UNAM, México, D.F., pp. 739-757.
78. UNEP. *Convention on Biological Diversity: Indicators of Forest Biodiversity*. 1997.

79. Urbanska, K. M., Webb, N. R., and Edwards, P. J. 1997. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge.
80. Usher, M. B. 1986. *Wildlife conservation evaluation*. Chapman and Hall Ltd., London.
81. Veitch, N., Webb, N. R., Wyatt, B. K., 1995. The Application of Geographic Information-Systems and Remotely- Sensed Data to the Conservation of Heathland Fragments. *Biological Conservation* 72, 91-97.
82. Velázquez, A.. Multivariate analysis of the vegetation of the volcanoes Tláloc and Pelado, Mexico. *Journal of Vegetation Science* 5, 263-270. 1994.
Ref Type: Journal (Full)
83. Velázquez, A., Cleef, A. M.. The plant communities of the volcanoes "Tláloc" and "Pelado", México. *Phytocoenologia* 22, 145-192. 1993.
84. Wadsworth, R. and Treweek, J. 1999. *Geographical Information Systems for Ecology, an Introduction*. Addison Wesley Longman Limited, Singapore.
85. Walkley, A. L.. A rapid determination of soil organic matter. *Journal of Agricultural Science* 25[398], 63-68. 1947.
86. Westra, L. and Lemons, J. 1995. *Perspectives on Ecological Integrity*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
87. White, P. S., Walker, J. L., 1997. Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology* 5, 338-349.
88. WWF, IUCN. *Evaluation of Forest Quality: Towards a Landscape Scale Assesment*. 1-134. 1999. *Forest Innovations: a joint project between IUCN and WWF*.

Lista de figuras

Figura 1 Cronograma del proceso de investigación.....	11
Figura 2 Localización de la cuenca alta del río Magdalena con respecto a México y al Distrito Federal.....	15
Figura 3 Cuenca alta del río Magdalena. Se muestran los principales parajes, la carretera, el río Magdalena y los escurrimientos. Coordenadas UTM cada 3,000 m.....	18
Figura 4 Régimen de tenencia de la tierra en la CARM. En azul: comunidad de la Magdalena Atlitic, gris: ejido de San Nicolás Totolapan, rosa: ejido Santa Rosa Xochiac. Litigios, en rojo: M. Atlitic-San N. Totolapan, verde: M. Atlitic-San Mateo Tlaltenango. Fuente: Dirección de Ecología y Medio Ambiente de la Magdalena Contreras. Coordenadas UTM cada 3,000 metros.....	20
Figura 5 Gradiente altitudinal y divisiones políticas de la cuenca alta del río Magdalena. Coordenadas en UTM.....	30
Figura 6 Mosaico de ortofotos digitales escala 1:20,000. Se muestra el límite de la cuenca alta del río Magdalena, las divisiones políticas, los cuatro Dinamos y el inicio de la zona urbana. Graticula UTM cada 1000 m.....	32
Figura 7 Mapa de unidades de vegetación y uso del suelo escala 1:20,000, sin corroboración en campo. Graticula UTM cada 1000 metros.....	33
Figura 8 Mapa de unidades de vegetación y uso del suelo corroborado en campo. Se muestran los puntos de muestreo.....	37
Figura 9 Muestreos realizados en la CARM. Coordenadas UTM cada 1000 m.....	51
Figura 10 Dendrograma de la clasificación por grupos de composición sobre las parcelas de muestreo en la CARM.....	53
Figura 11 Relación entre tipos de suelo y unidades de clasificación por grupos de vegetación. Nota: T= andosol I= litosol H= feozem, h= húmico o= ócrico. Textura (/) 1=gruesa, 2=media, 3=fina.....	56
Figura 12 Análisis canónico de correspondencia (CCA). Variables ambientales vs. datos de composición en parcelas de muestreo. Unidades de vegetación en colores diferentes.....	57
Figura 13 Alturas y diámetros a la altura del pecho (promedio + 1 D.E.) por unidad de vegetación.....	58
Figura 14 Histogramas de frecuencia por clases de diámetros a la altura del pecho (DAP) y unidad de vegetación. Ph: <i>Pinus hartwegii</i> , Ab: <i>Abies religiosa</i> , Sp: <i>Salix paradoxa</i> , Qr: <i>Quercus rugosa</i> , Ql: <i>Quercus laurina</i> , Bc: <i>Buddleia cordata</i> , Gl: <i>Garrya laurifolia</i> , Ax: <i>Arbutus xalapensis</i> , Pp: <i>Pinus patula</i> , Pm: <i>Pinus montezumae</i> , Cc: <i>Comarostaphylis discolor</i>	60
Figura 15 Proporción de tocones, individuos muertos en pie y vivos por grupo de vegetación.....	61
Figura 16 Importancia relativa de los siete indicadores de la autenticidad forestal según la evaluación a especialistas.....	75
Figura 17 Importancia relativa de los verificadores dentro del indicador de composición..	76
Figura 18 Importancia de los verificadores dentro del indicador de procesos.....	76
Figura 19 Importancia relativa de los verificadores dentro del indicador de patrones.....	77
Figura 20 Importancia de los verificadores dentro del indicador de área y fragmentación..	77
Figura 21 Ponderación de los verificadores dentro del indicador de función.....	78

Figura 22 Ponderación de los verificadores dentro del indicador de salud arbórea.....	78
Figura 23 Importancia de los verificadores dentro del indicador de manejo	79
Figura 24 Dendrograma de la clasificación de las parcelas de muestreo en grupos de autenticidad forestal.....	80
Figura 25 Mapa de autenticidad de los bosques en la CARM. Coordenadas UTM cada 3,000 m.	84

Lista de tablas

Tabla 1 Relación histórica del establecimiento de asentamientos humanos irregulares dentro de la CARM.	19
Tabla 2 Criterios de fotointerpretación en ortofotos digitales 1:20,000 (INEGI, 1999).....	31
Tabla 3 Diferencias entre mapas de unidades de vegetación en cuanto a número de polígonos con y sin corroboración en campo.	35
Tabla 4 Diferencias entre mapas de unidades de vegetación en cuanto a área.	36
Tabla 5 Indicadores de la autenticidad forestal (WWF y IUCN 1999) y verificadores evaluados en campo.....	47
Tabla 6 Síntesis de las parcelas de muestreo en la CARM.....	51
Tabla 7 Matriz de comparación entre el análisis de clasificación por grupos de composición y el mapa de unidades de vegetación de la CARM.....	54
Tabla 8 Diferencias principales entre las categorías con <i>Pinus hartwegii</i> obtenidas en el análisis de clasificación por grupos en cuanto a cobertura de las especies indicadoras.....	54
Tabla 9 Síntesis de los datos de composición por grupo de vegetación. Se muestran los promedios (± 1 D.E.).....	55
Tabla 10 Variables ambientales y grupos de clasificación. Se muestran los promedios (± 1 D.E.).....	55
Tabla 11 Resumen de los factores DAP y alturas arbóreas	58
Tabla 12 Iniciativas que han generado criterios e indicadores para evaluar el MFS.....	66
Tabla 13 Indicadores de autenticidad.....	68
Tabla 14 Indicadores de servicios ambientales.....	68
Tabla 15 Indicadores de otros servicios económico-sociales	68
Tabla 16 Verificadores de la autenticidad forestal utilizados en el análisis multicriterio	74

Tabla 17 Especialistas encuestados para la ponderación de variables en el análisis multicriterio	75
Tabla 18 Síntesis de la clasificación por grupos de autenticidad forestal. Acomodados por los cuadro grandes grupos al 35% de similitud en el dendrograma.....	80

Apéndices

Apéndice 1 Formato de levantamiento

Apéndice 2 Matriz de 87 parcelas de muestreo y 193 especies

Apéndice 3 Encuesta multicriterio aplicada a especialistas

Profesión: _____

Área de especialidad: _____

Matriz de comparación pareada (Evaluación Multicriterio)

Este tipo de evaluación se hace uno a uno (fila vs. columna) y tomando siempre como referencia las filas. Por ejemplo, si se está evaluando la variable riqueza contra el índice de diversidad de Shannon y se considera que la riqueza es medianamente menos importante con respecto al índice de diversidad de Shannon, la casilla se rellenaría con -3. Por el contrario, si se considerara que la variable riqueza es medianamente más importante en relación al índice de diversidad de Shannon la casilla se rellenaría con 3. A las variables con igual importancia se les asigna un 0 y sólo se rellena el triángulo superior derecho de la matriz.

Autenticidad forestal

La *autenticidad forestal* es una medida de la integridad y salud de los ecosistemas en el más amplio sentido (para reconocer su naturalidad, grado de transformación o funcionamiento actual). Una definición de un bosque auténtico podría ser aquél en el que “todas las funciones esperadas del ecosistema puedan continuar y operar indefinidamente” (WWF y IUCN, 1999).

Tomando en cuenta estas definiciones, ¿qué indicadores considera más importantes para evaluar la autenticidad de un bosque?

Composición

	Riqueza	Índice de diversidad de Shannon	Índice de diversidad de Simpson	Proporción de especies nativas vs. ruderales y/o arvenses
Riqueza	0			
Índice de diversidad de Shannon		0		
Índice de diversidad de Simpson			0	
Proporción de especies nativas vs. ruderales y/o arvenses				0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Procesos

	Madera muerta	Individuos arbóreos muertos en pie	Regeneración (número y cobertura de plántulas)
Madera muerta	0		
Individuos arbóreos muertos en pie		0	
Regeneración (número y cobertura de plántulas)			0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Patrones

	Distribución de DAPs arbóreos	Distribución de alturas arbóreas	Área basal	Densidad (# de árboles/área)	Cobertura de copa
Distribución de DAPs arbóreos	0				
Distribución de alturas arbóreas		0			
Área basal			0		
Densidad				0	
Cobertura de copa					0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Función (suelo)

	pH (0-15cm)	Materia orgánica (% 0-15cm)	Profundidad
pH (0-15cm)	0		
Materia orgánica (% 0-15cm)		0	
Profundidad			0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Salud arbórea

	Presencia de epífitas parásitas	Estado de corteza en troncos	Coloración del follaje
Presencia de epífitas parásitas	0		
Estado de corteza en troncos		0	
Coloración del follaje			0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Área y fragmentación

	Área del tipo de bosque	Distancia a caminos	Número de fragmentos por tipo de bosque
Área del tipo de bosque	0		
Distancia a caminos		0	
Número de fragmentos por tipo de bosque			0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Manejo

	Especies utilizadas en reforestación	Presencia y cobertura de tinas ciegas	Cobertura de basura	Presencia de indicadores de pastoreo	Afluencia humana
Especies utilizadas en reforestación	0				
Presencia y cobertura de tinas ciegas		0			
Cobertura de basura			0		
Presencia de indicadores de pastoreo				0	
Afluencia humana					0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Criterios generales de la autenticidad forestal

	Composición	Procesos	Patrones	Función	Salud arbórea	Área y fragmentación	Manejo
Composición	0						
Procesos		0					
Patrones			0				
Función				0			
Salud arbórea					0		
Área y fragmentación						0	
Manejo							0

(Menos importante) 1/6-1/5-1/4-1/3 -1/2 -1-2-3-4-5-6 (Más importante)

Definiciones de las variables a evaluar en la matriz de comparación pareada

Composición

Riqueza: Número de especies de plantas vasculares presentes en un área determinada.

Diversidad: Número total de especies de plantas vasculares y la proporción en cuanto a cobertura para cada especie en un área determinada.

Índice de diversidad de Simpson: Para evaluar el grado de dominancia entre las especies

Índice de diversidad de Shannon: Para evaluar grado de equitatividad o uniformidad en la distribución del número de individuos por cada especie.

Proporción de especies ruderales y/o arvenses vs. nativas: Total de especies nativas entre el total de malezas o especies ruderales o arvenses.

Procesos

Madera muerta: Troncos y madera en general sobre el suelo, se evalúa la cobertura con respecto al cuadro de muestreo y el grado de descomposición.

Individuos arbóreos muertos en pie: Árboles en pie sin alguna indicación de follaje vivo.

Regeneración: En especies arbóreas, número y cobertura de individuos en regeneración (DAP <5 cm).
DAP = Diámetro a la altura del pecho (1.3 m).

Patrones

Distribución de DAP's arbóreos: Variación y proporción de los diámetros de los troncos en los individuos arbóreos dentro de un cuadro de muestreo con DAP \geq 5 cm.

Distribución de alturas arbóreas: Variación y proporción en alturas de los individuos arbóreos dentro de un cuadro de muestreo.

Área basal: Se refiere a la suma de las áreas que ocupan los troncos a la altura del pecho (1.3m) dentro del cuadro de muestreo.

Densidad: Número de árboles (DAP \geq 5cm) dentro de un cuadro de muestreo.

Cobertura de copa: Cobertura de las copas de los árboles más altos (dosel). Se refleja en la cantidad de luz que penetra hasta el suelo.

Función (suelo)

pH: En la capa subsuperficial del suelo, 0 a 15 cm, tomando una muestra compuesta dentro del cuadro de muestreo, se calcula el grado de acidez o alcalinidad.

Materia orgánica: En una muestra igual que el punto anterior, se calcula el porcentaje de carbono en la muestra de suelo.

Profundidad de suelo: Clavo una varilla graduada en decímetros dentro del suelo en zonas diferentes del cuadro de muestreo.

Salud arbórea

Presencia de epífitas parásitas: Presencia-ausencia de epífitas parásitas (e.g muérdago) por individuo arbóreo dentro del cuadro de muestreo.

Estado de corteza en troncos: Presencia-ausencia de indicadores de daño en corteza de troncos arbóreos.

Coloración del follaje: Por individuo arbóreo dentro del cuadro de muestreo se evalúa si el follaje es verde o decolorado (café, amarillo, rojo)

Área y fragmentación

Área del tipo de bosque: Área abarcada por el tipo de bosque (e.g. *Abies*, *Quercus*, *Pinus hartwegii*, etc.) que se quiere evaluar en un lugar determinado.

Distancia a caminos: Distancia aproximada del cuadro de muestreo a terracerías y/o carreteras.

Número de fragmentos por tipo de bosque: Dentro del lugar determinado que se está evaluando, el número de parches o polígonos de los que se conforma algún tipo de bosque.

Manejo

Especies utilizadas en reforestación: Se evalúa si son las especies adecuadas de acuerdo al tipo de vegetación.

Presencia y cobertura de tinas ciegas: Las tinas ciegas son excavaciones de 1.5 m x 0.5 m x 0.5 m que se supone sirven para captar mayor agua y retener suelo.

Cobertura de basura: Estimación de la cobertura de basura (plásticos, papel, latas; material de desecho evidentemente depositado por humanos) con respecto al cuadro de muestreo.

Presencia de indicadores de pastoreo: Presencia de indicadores como excretas, ramoneo o los mismos animales (vacas, caballos, borregos, chivos) por cuadro de muestreo.

Afluencia humana: En una escala arbitraria de 1 a 4 se estima la presencia humana a cada cuadro de muestreo.