

El enfoque de paisaje en el manejo forestal de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México

Alejandra Fregoso*
Alejandro Velázquez*
Gerardo Bocco**
Gonzalo Cortéz*

Recibido: 6 de mayo de 2000
Aceptado en versión final: 17 de octubre de 2001

Resumen. Este trabajo compara, cuantitativamente, las ventajas y limitaciones entre los enfoques de paisaje y forestal. Los resultados intentan satisfacer la demanda tanto productiva (aprovechamiento forestal) como ambiental (conservación) que se establece sobre el mismo recurso. Dado que el bosque es el elemento común, se compararon las formas de estudio de ambos enfoques. El enfoque de paisaje se basó en la escuela europea de descripción y clasificación de la información. Para estos fines se realizaron 177 relevés o levantamientos bajo un diseño estratificado al azar. De aquí se reconocieron 13 comunidades vegetales y sus especies características. El enfoque forestal siguió un diseño estratificado sistemático de muestreo. Se reconocieron 136 rodales que agrupan a 1 271 subrodales (unidades de manejo forestal). Esto incluyó el muestreo de 4 662 sitios de *ci.* 1 000 m². La comparación se presenta en tres contextos: alcances florísticos, dinámica del bosque y contexto espacial. El enfoque paisajístico incluyó 609 especies de plantas vasculares, mientras que el forestal sólo 11 (las de importancia maderable). La dinámica del bosque está bien representada en las comunidades definidas por el enfoque paisajístico, a diferencia del enfoque forestal, que sólo documenta la dinámica de las poblaciones seleccionadas. En el contexto espacial se logró integrar ambos enfoques para un porcentaje substancial de la región (80%). El resto de los subrodales presenta condiciones tan heterogéneas, que no permitieron la vinculación entre ellos. Se recomienda generar una estrategia de estudio complementaria entre ambos enfoques, ya que los dos aportan aspectos relevantes para fines de uso y conservación.

Palabras clave: Manejo forestal, Ecología del paisaje, vegetación, comunidad indígena.

The landscape approach in forest management by the indigenous community of Nuevo San Juan Parancaricutiro, Michoacán, Mexico

Abstract. The present study compares the advantages and disadvantages between the landscape and forest approaches, in quantitative terms. The results are meant to conciliate vegetation use and conservation, which were thoroughly compared in both approaches. The landscape approach followed the European school for vegetation description and classification. Hence, 177 relevés were surveyed via a stratified random sampling strategy. In total, 13 plant communities were distinguished, as well as their characteristic species. The forest approach followed a stratified systematic sampling design in which 14 662 sites of *ci.* 1 000 m² were surveyed. On the whole, 136 forest stands, comprising 1 271 forest substands, were recognised. Floristic composition, vegetation dynamics and spatial distribution were compared between both approaches. The landscape approach resulted in a list of 609 vascular plant species, whereas the forest approach included only 11 species (those of importance for wood products). Vegetation dynamics was well represented in the 13 plant communities depicted by the landscape approach, as opposed to the forest approach that only documents the population dynamics of the few selected species. As regards the spatial context, a substantial percentage of both approaches was successfully integrated (80%). The remaining forest substands included so heterogeneous conditions that they restricted the integration of plant communities and forest stands. It is strongly recommended to generate a study strategy including both supplementary approaches, since both provide relevant aspects for use and conservation purposes.

Key words: Forest management, Landscape Ecology, vegetation, indigenous community

* Instituto de Geografía, UNAM, Ciudad Universitaria, 04510, Coyoacán, México, D.F. E-mail: fregoso@itc.nl; avm@igiris.igeograf.unam.mx

** Instituto de Ecología, UNAM, Campus Morelia, Apdo. Postal 3-27 (Xangari), 58089, Morelia, Michoacán, Mexico. E-mail: gbocco@oikos.unam.mx

INTRODUCCIÓN

Marco conceptual

La creciente demanda social del recurso forestal maderable se cubre con el incremento del volumen de madera obtenida de bosques naturales y algunas plantaciones forestales. Las consecuencias ambientales de la creciente extracción del recurso forestal maderable son, entre otras: pérdida de diversidad biológica, incremento de la deforestación, fomento de la erosión y contaminación de cuerpos de agua (IUCN, 1996; Panayotou, 1994; IRM, 1992).

A partir de la última década, las iniciativas internacionales se han dirigido al sector forestal a fin de mejorar las prácticas de aprovechamiento de los recursos forestales, para que incorporen elementos biológicos, ecológicos, geográficos, económicos y sociales, y alcanzar así modelos integrales de aprovechamiento forestal (Daily *et al.*, 1996). Esto incluye la conservación de la diversidad biológica, así como el mantenimiento de bienes y servicios ambientales que naturalmente brinda el bosque, tales como la captura de agua, de carbono y la conservación de los suelos (Oliver *et al.*, 1992; Sist *et al.*, 1998; Bocco *et al.*, 2000).

El enfoque de paisaje sirve como base para el desarrollo de esquemas de manejo integral del bosque (Velázquez *et al.*, 2001). Este enfoque parte de la concepción de unidades integrales que conjunta los diversos componentes de un ecosistema (Mummery *et al.*, 1999; Farina, 1998). Incluye la estructura, composición y funcionamiento, lo que permite predecir la dinámica del sistema. El enfoque se basa en la regionalización del territorio en unidades de paisaje (*sensu* Zonneveld, 1995). La unidad del paisaje se define como la mínima unidad cartografiable homogénea que permita denotar espacialmente los principales componentes de un ecosistema (estructural y

funcionalmente, *sensu* Velázquez, 1993; Pitkänen, 1998; Palik y Engstrom, 1999; Neave y Norton, 1998). El conjunto de las unidades de paisaje representa un paisaje y al enfoque que permite su definición, estudio, análisis y predicción se le llama Geoecología o Ecología del paisaje (*sensu* Naveh y Lieberman, 1993). La unidad de muestreo es el ecotopo y dado que cada componente mantiene su identidad, el enfoque es multitemporal y multiescalar (Velázquez, 1993). Se ha recomendado que estas entidades sean consideradas como las unidades de manejo en las tareas de aprovechamiento y conservación de los recursos forestales (Spies y Turner, 1999; Jardel *et al.*, 1998; Velázquez *et al.*, 2001).

Por otro lado, debe tomarse en cuenta que el manejo de los recursos naturales forestales depende de los objetivos planteados por los poseedores del bosque, o bien, sus administradores directos (Maguire, 1999; Seymour y Hunter, 1999; Thoms y Betters, 1997). Es a través de este recurso que el diseño y la planeación en el manejo de los bosques se enfocan hacia la identificación y monitoreo de las especies más rentables desde el punto de vista forestal (Seymour y Hunter, 1999; Wolf, 1998). Ello se refleja en la alteración de las condiciones ecológicas, tales como el ciclo hidrológico, el microclima, el proceso de sucesión secundaria y, consecuentemente, en la composición de las comunidades bióticas (Chadwick *et al.*, 1986).

Actualmente el manejo del bosque se basa en equiparar el efecto de las perturbaciones humanas vinculadas al aprovechamiento forestal con el provocado por los disturbios naturales, tales como incendios, plagas, huracanes, entre otros (Jardel y Sánchez, 1984; Seymour y Hunter, 1999). El disturbio es un evento que ocurre en un determinado tiempo y espacio determinado, que altera el equilibrio ecológico en la zona afectada y modifica la disponibilidad de recursos (Palik,

1999). A partir de esta analogía, basada en la capacidad de regeneración del bosque, se desarrollan los modelos de aprovechamiento (Jardel y Sánchez-Velázquez, 1984; Brokaw y Lent, 1999; Spies y Turner, 1999). Los parámetros considerados para tal semejanza son tres. La capacidad de resiliencia o intervalo de recuperación, medido por la velocidad en que se retorna a la condición original después de haber sido intervenido. La intensidad de la perturbación, relacionada con la cantidad de vegetación removida y tamaño del área afectada, y el patrón espacial de la perturbación (Spies y Turner, 1999).

Para conciliar los objetivos de aprovechamiento y conservación de los recursos naturales forestales, es necesario analizar elementos ecológicos y espaciales que permitan comprender el funcionamiento del bosque (Baskent, 1997; Jardel *et al.*, 1998; Velázquez *et al.*, 2001). A partir de esta información, se pueden reconocer los efectos del aprovechamiento forestal, en términos de la modificación de la vegetación (complejidad de la estructura y composición vertical y horizontal) y su capacidad de regeneración (Palik y Engstrom, 1999; Sist *et al.*, 1998).

El manejo forestal en México

En la economía nacional, el sector forestal representa menos del 1% del PIB (SEMARNAP, 1997). Actualmente en México se aprovechan de manera legal alrededor de siete millones de hectáreas (Álvarez, 1996). El 80% de la superficie forestal de México se encuentra en manos de agrupaciones ejidales y comunales campesinas (Toledo y Ordóñez, 1993; Thoms y Betters, 1997). El 70% de la actividad forestal del país involucra a cerca de 17 millones de habitantes y se realiza bajo el régimen de propiedad social (Álvarez, 1996). Dentro de estos grupos sociales existen casos aislados de comunidades que se consideran exitosas en el aprovechamiento forestal

(Velázquez *et al.*, 2001).

Entre los bosques templados, los de México albergan una gran cantidad de especies que, junto con otros ambientes del territorio, lo sitúan como uno de los países de mayor diversidad mundial (Mittermier y Mittermier, 1997). Dentro de este contexto generalmente se reconoce la importancia biológica de las selvas y los desiertos mexicanos; sin embargo, cabe resaltar que los bosques dominados por los géneros pino-encino (que incluye los bosques mesófilos) son los más diversos del planeta (Mittermier y Goettsch, 1992; Farjon *et al.*, 1997). En ellos se encuentran más de cien especies de pinos, originarias del Hemisferio Norte; además, comparte 38 de las 65 especies que se distribuyen en Norteamérica, algunas con su localización principal en México y otras en EUA y Canadá. Los encinos son el segundo género más diverso de estos bosques, con 138 especies, de las cuales 70% son endémicas (Mittermier y Goettsch, 1992). Hoy día, los bosques de coníferas ocupan alrededor de 7.5 millones de ha y cubren alrededor del 4% del territorio, en donde habitan cerca de 30 millones de personas (Palacio *et al.*, 2000).

El manejo tradicional del bosque en todo el país considera los productos maderables como uno de los beneficios directos más importantes. Esto conlleva la exclusión de otros bienes y servicios ambientales que el bosque aporta. Ejemplos de esto son la captura de agua y mantenimiento del manto freático, captura de bióxido de carbono (CO₂), conservación de flora y fauna silvestre, recreación, forraje para ganado y leña para combustible (Masera *et al.*, 1998; Thoms y Betters, 1997). Estos hechos hacen evidente la necesidad de incorporar nuevas formas de manejo de los recursos forestales. Bajo esta perspectiva resultan convenientes estudios que incorporen la problemática económica, social y ambiental de manera conjunta (enfoque de paisaje), para lograr

conciliar el uso y la conservación de los bienes y servicios de los recursos forestales a largo plazo.

Objetivos e hipótesis

El objetivo general de esta contribución se centra en el análisis de la vegetación desde los enfoques forestal y de paisaje. A manera de hipótesis se argumenta que el enfoque forestal tradicional sobrestima la importancia de los recursos maderables y subestima la importancia de los demás bienes y servicios ambientales.

MÉTODO

Área en estudio

El estudio se desarrolló en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP). Información detallada sobre la CINSJP la proporciona Bocco *et al.* (2000), a partir de ella se describen las siguientes características generales. La CINSJP se localiza en

el estado de Michoacán, a unos 15 km al occidente de la ciudad de Uruapan, en el extremo suroccidental de la meseta Tarasca, dentro del Sistema Volcánico Transmexicano (Figura 1). El límite meridional está en contacto con la transición fisiográfica a la depresión del río Tepalcatepec, con altitudes del orden de los 1 800 msnm. La superficie comunal abarca 190 km² de terrenos volcánicos recientes, con cobertura original de bosques templados de pino, abetos, encinos y sus asociaciones. Al menos un 50 % de los terrenos se presenta cubierto por espesores variables de cenizas del volcán Parícutín, localizado a pocos kilómetros de su lindero occidental (Bocco *et al.*, 1998). Las precipitaciones pluviales varían en el territorio comunal, pero se concentran entre mayo y octubre con un promedio anual de alrededor de 1 200 mm. Las temperaturas medias anuales también varían y no superan los 15° C. El uso del suelo incluye agricultura de subsistencia (maíz, chile, frijol), ganadería extensiva, huertas de aguacate y durazno y aprovechamiento de madera y resina en los bosques de pino (Figura 2).



Figura 1. Localización de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

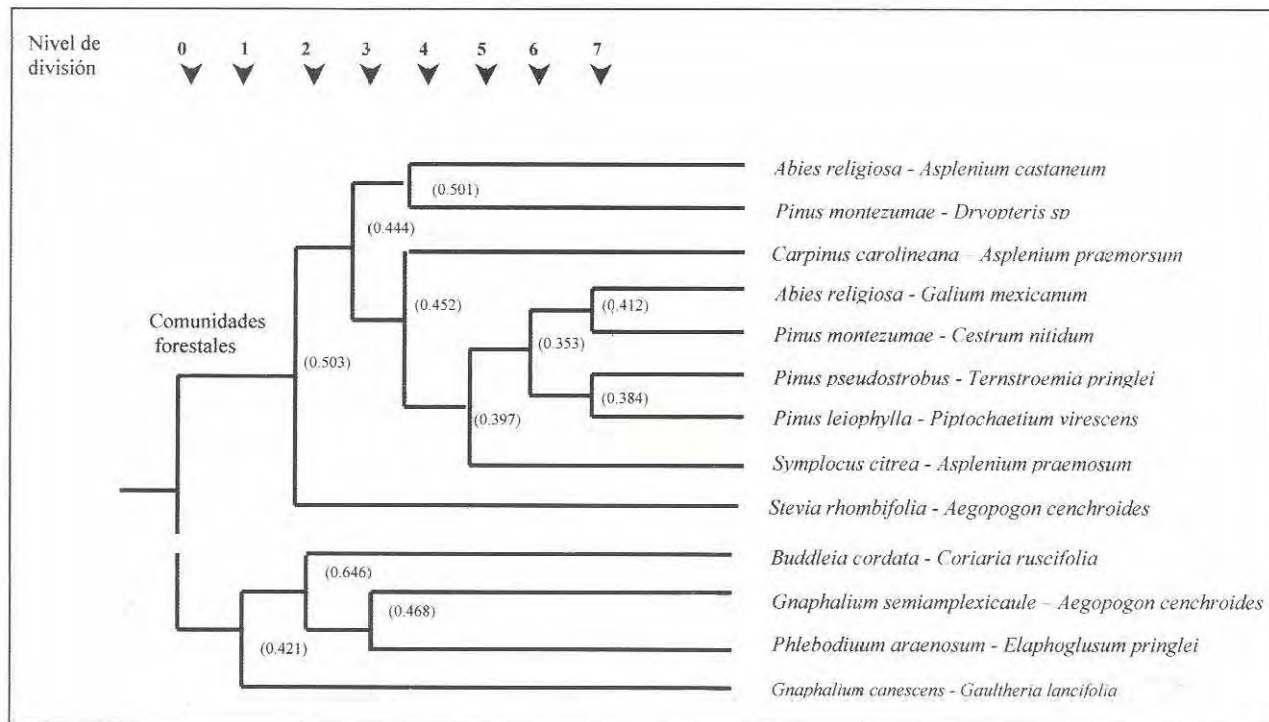


Figura 2. Dendrograma de comunidades vegetales de los bosques de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP). En este esquema, la línea discontinua entre los dos grupos de vegetación indica que no se incluyó para el análisis estadístico la información de las comunidades vegetales de sucesión primaria; sin embargo, se representan en este trabajo como parte de la vegetación característica de la región.

La historia de la CINSJP está estrechamente relacionada con la erupción del volcán Parícutín en 1943 (Segerstrom, 1950; Rees, 1970; Inbar *et al*, 1994). A partir de dicho evento, el gobierno rebuscó y dotó de nuevas tierras a los comuneros. Los nuevos terrenos comunales de vocación forestal, principalmente, fueron el punto de partida para que la comunidad comenzara a organizarse y es a partir de 1977 que inician el manejo forestal de sus bosques. Actualmente la comunidad cuenta con una empresa forestal que proporciona más de 900 empleos permanentes en los trabajos de extracción, aserradero y elaboración de otros productos. Su organización social les ha permitido tener una administración eficiente que ha creado empre-

sas complementarias en transporte, tiendas comunales, programas agropecuarios, distribución de fertilizantes y talleres de mantenimiento y diseño industrial (Álvarez, 1993).

Hoy en día, la CINSJP cuenta con la "Certificación Verde", avalada por el Consejo Silvícola Mundial (CSM). La certificación fue concedida a la CINSJP por su diversificación de actividades productivas y de conservación de suelos, flora y fauna (Velázquez *et al*, 2001). Ello la compromete a dar seguimiento a sus actividades y a mantener y mejorar la calidad de manejo sustentable que el reconocimiento les otorga a partir de 1998 (Fregoso, 2000).

El enfoque forestal

Diseño de muestreo y tamaño de la muestra

La superficie de la CINSJP se estratificó con base en el análisis e interpretación de las fotografías aéreas pancromáticas blanco y negro, a escala aproximada 1:25 000 de 1996. Los criterios utilizados para la estratificación fueron: densidad de los árboles, textura, cobertura y topografía. A partir de esto se reconocieron unidades de manejo forestal o rodales y otras coberturas no forestales. Una vez obtenidos los rodales, se realizó un muestreo sistemático que consistió en el levantamiento de 4 662 unidades de muestreo o sitios de forma circular, con una superficie de 1 000 m² cada uno.

En cada unidad de muestreo (sitio) se describieron 30 variables, por ejemplo, exposición, profundidad de arena, d.a.p. (diámetro a la altura del pecho), altura y especie (Bocco *et al.*, 2000). Cabe mencionar que los inventarios forestales registran exclusivamente las especies arbóreas con valor comercial, razón por la cual únicamente se consideraron las especies de los géneros *Pinus* y *Abies* (Velázquez *et al.*, 2001). En el caso de las especies de encinos, se agregaron en un mismo grupo denominado *Quercus*. Las demás especies arbóreas (v.gr. *Alnus*, *Salix*, *Clethra*, *Arbutus*) son agrupadas en una sola clase denominada "otras hojosas". Dada la heterogeneidad de la superficie se procedió a segmentar los rodales en subrodales (unidad mínima forestal). Cada subrodal se evaluó en cuanto a su potencial forestal (volumen de madera) y variables de calidad de sitio para generar los planes de corta.

Análisis de datos

Se integró una base de datos con la información obtenida en los sitios. Las variables dasométricas fueron analizadas de acuerdo con las normas establecidas para calcular el

incremento corriente anual y volumen disponible por subrodal. Todo esto se realizó con ayuda del programa *Statistics Analysis Software* (SAS). A partir de esto se definió la calidad de estación de cada subrodal (Plan de manejo de la CINSJP).

Enfoque paisajístico

Diseño de muestreo y tamaño de la muestra

Mediante el proceso de estratificación, realizada la fotointerpretación, se dio seguimiento a la segmentación del territorio a través de tres atributos: relieve, suelos y vegetación. A partir de esto se generó un mapa de unidades preliminares de vegetación. Los criterios utilizados fueron las categorías de cobertura caracterizada por los taxa distinguibles a través de las fotografías aéreas, coníferas (*Abies*, *Pinus*), latifoliadas (*Quercus*) y otros no forestales (*Baccharis*).

El método utilizado para la definición y descripción de la vegetación corresponde a la escuela europea continental Zürich-Montpelier (Werger, 1974). El estudio consistió en la realización de 177 levantamientos de vegetación, que se hicieron en sitios representativos y homogéneos del tipo de vegetación a caracterizar (Werger, 1974); se efectuaron al menos tres levantamientos por unidad. La forma y tamaño de dichos levantamientos se definieron en campo bajo el enfoque de área mínima, basado en el criterio de homogeneidad ecológica y en la relación de la curva especies-área (Werger, 1974; Braun-Blanquet, 1979).

La información que se registró en cada levantamiento de vegetación, consistió en una descripción general fisonómica y fisiográfica del sitio, datos generales ambientales, de localización, superficie (relieve y microrelieve), altitud, exposición, suelo (cantidad de mantillo y profundidad del horizonte superficial del suelo), perturbación, así como un listado florístico. A la par del

listado florístico, se tomaron datos de cobertura-abundancia por especie (*sensu* Velázquez, 1993), reconociendo cada una en el estrato que se presentaban (arbóreo, arbustivo, herbáceo y rasante). La cobertura se estimó como la proyección vertical de la cobertura aérea total (suma de cobertura de todos los individuos de la misma especie), al proyectarla sobre el suelo (Werger, 1974).

Análisis de datos

La información se incorporó a una base de datos, a partir de la cual se realizó un análisis estadístico multivariado (especies y levantamientos). El tipo de herramienta estadística que se utilizó fue una clasificación divisiva mediante el algoritmo de correspondencia automatizado TWINSPLAN (*Two-Way Indicator Species Analysis*, Hill, 1979). Este procedimiento permitió reconocer las diversas comunidades vegetales y sus afinidades. A partir del mismo se generó un cuadro sinóptico con las características de las comunidades definidas. Las comunidades vegetales reconocidas se organizaron en una tabla sintética que muestra las proporciones del grado de presencia y valor promedio de cobertura de cada especie diagnóstica por comunidad (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

Análisis integral de los enfoques forestal y paisajístico

Clasificación de subrodales

Los subrodales se caracterizaron en función de la composición y abundancia de las especies arbóreas presentes por unidad de muestreo (sitio). Un subrodal se caracterizó con base en los inventarios realizados en los sitios o unidades de muestreo. Cada uno incluyó uno o más sitios.

Dado que en cada sitio se realizó un inventario de las especies arbóreas (EAs), se construyó un cuadro que describe la pre-

sencia de las EAs para cada sitio y subrodal. A la vez, se calculó el valor de frecuencia relativa por especie en cada subrodal de acuerdo con los pasos siguientes:

1. Se calculó la frecuencia de cada EA para cada subrodal, cuantificando el número de veces que una especie se presentaba en él.
2. Las frecuencias de cada EA por subrodal se sumaron para dar un valor de frecuencia total de especies arbóreas que tipificaban a cada uno.
3. Para fines comparativos entre subrodales, se procedió a normalizar la información transformándola en valores porcentuales de frecuencia relativa de EAs por subrodal. Esta información se incluyó en un cuadro de frecuencias de EAs por subrodal.

Clasificación de las comunidades de vegetación

Se reclasificaron las comunidades de vegetación de acuerdo con la composición de los elementos arbóreos. Esto incluyó los siguientes pasos:

1. Selección de las EAs presentes en cada una de las comunidades de vegetación.
2. Se calculó el valor de frecuencia por EA, a través de su presencia en la totalidad de los levantamientos agrupados para cada comunidad.
3. El valor de frecuencia por EA para cada comunidad se sumó, obteniéndose un valor de frecuencia total de EAs por comunidad.
4. Para fines comparativos, los valores totales de frecuencia de EAs por comunidad se normalizaron y transformaron en valores porcentuales relativos.
5. De esta forma, se elaboró un cuadro de frecuencias relativas de EAs que tipifican a cada comunidad vegetal.

Vinculación de la clasificación de subrodal y comunidades de vegetación

Se procedió a cruzar el cuadro de frecuencias relativas de EAs que tipifican a cada subrodal (enfoque forestal), con el cuadro de frecuencias de EAs que caracterizan a cada comunidad vegetal (enfoque de paisaje). Para comparar la frecuencia de las especies compartidas entre cada subrodal y comunidad vegetal, se calculó un valor de afinidad que permitió identificar la comunidad vegetal que mejor representa al subrodal. Este procedimiento se realizó para todas las comunidades y todas las posibles combinaciones de EAs presentes/ausentes, generando cuadros de combinaciones de frecuencias relativas de EAs (CCFREAs).

Se seleccionó, primeramente, el CCFREAs que comparte la misma composición de EAs de un subrodal determinado (el subrodal que comparte la mayor proporción de especies con una o varias comunidades determinadas). Posteriormente se excluyeron las comunidades vegetales que comparten la misma composición de EAs con el subrodal, pero que no reflejan el patrón de dominancia de EAs que tipifica a la comunidad vegetal. Para esto, se consideró como umbral una frecuencia de presencia-abundancia del 50%. Este umbral se escogió como límite mínimo, ya que la mayoría de las relaciones comunidad-subrodal tuvieron con valores entre 60 y 80%. Aquellas afinidades entre comunidad-subrodal menores al 50% no se consideraron como equiparables y por eso se mantuvieron como subrodal independientes no representados por ninguna comunidad.

Ecológicamente estos subrodal representan situaciones de ecotono entre más de una comunidad. Finalmente, se escogió a la comunidad que mejor tipifica a cada subrodal con base en su composición y abundancia de EAs.

Análisis espacial

La información resultante de la estratificación del enfoque forestal fue capturada en un sistema de información geográfica (ILWIS 2.0, 1997) con la que se conformó una base de datos digital. A partir de esta información se realizaron cinco operaciones básicas dentro del SIG. 1. Selección de polígonos, forestales (se excluyeron las coberturas no forestales). 2. Recodificación de los subrodal forestales con base en las comunidades vegetales que mejor los representan. 3. Reagrupación de los subrodal que contienen la misma comunidad de vegetación. 4. Despliegue de la información para conformar un mapa de unidades de vegetación a partir de los subrodal. 5. Impresión cartográfica del mapa.

Certidumbre de la clasificación de los subrodal

Un subrodal incluyó, en general, a más de una comunidad vegetal. Para saber si la comunidad vegetal asignada está bien representada en el subrodal, se procedió a calcular un índice de certidumbre de la clasificación de los subrodal. Los valores de afinidad entre el subrodal y la comunidad de vegetación asignada se reagruparon en cuatro clases. Las clases se definieron de acuerdo al grado de representatividad de la comunidad vegetal en el subrodal, con base en la composición y frecuencia de las EAs. La clase I incluyó a los subrodal que están representados por una comunidad con un valor de afinidad entre >0-25%; la clase II, a los que oscilan entre >25 y <55% de afinidad; la clase III, a los que varían entre 56 y 75%, mientras que la clase IV agrupó a los que presentan valores arriba del 76%.

Se identificaron dos clases de polígonos que no pudieron ser clasificados por el procedimiento anterior. Aquellos que incluyen EAs no registradas en los levantamientos de vegetación; y aquellos que incluyen cober-

turas no forestales (i.e. arenales, huertos, lavas). Esto permitió la elaboración de un modelo espacial que muestra la certidumbre de la clasificación de los subrodiales.

RESULTADOS

El enfoque forestal

En enfoque forestal permitió reconocer 1 271 subrodiales agregados en 136 rodales. La información de esta estratificación permitió dirigir el esfuerzo de muestreo, lo que incluyó 4 662 sitios, en donde se cuantificaron 30 variables.

Los resultados del inventario forestal contemplan únicamente el 5% de las familias, 2% de los géneros y 2% de las especies registradas en el inventario florístico realizado para el enfoque paisajístico (Cuadro 1).

Enfoque paisajístico

Se identificaron nueve comunidades de vegetación (en siete niveles de división) de importancia forestal, de un total de 13 existentes en la CINSJP (Figura 2). Las diferencias entre estas comunidades se fundamentan tanto en aspectos ecológicos, como del medio físico donde se distribuyen (Cuadro 2). La denominación de cada comunidad se basó en estas especies características. Los resultados de la clasificación de la vegetación obtenida mediante el enfoque paisa-

jístico incluyen la identificación de especies características que tipifican a cada comunidad. Esto implica tanto valores de abundancia como el grado de presencia de cada especie en una comunidad (Cuadro 3).

En el Cuadro 4 se pueden observar los valores correspondientes al número de polígonos, número de subrodiales y superficie de cada comunidad de vegetación. Los datos de número de polígonos y el área que ocupan, reflejan qué tan agregadas o disgregadas se encuentran las unidades de vegetación. Esta información permite inferir el grado de disgregación de las diferentes unidades de vegetación (Figura 3). La comunidad de vegetación - *P. leiophylla* - *Piptochaetium virescens*, ocupa la mayor superficie forestal de la CINJPS. El relativamente bajo número de polígonos que la conforman (85) cubre un total del 30% de la superficie forestal aprovechada por la CINSJP. Esto sugiere la poca vulnerabilidad de esta comunidad, que ha sido ampliamente favorecida por las prácticas de manejo forestal. Esto contrasta con la comunidad - *P. pseudostrobus* - *Ternstroemia pringlei*, la cual se distribuye en el 25% de la superficie forestal, agregada en 136 polígonos. Ambas comunidades incluyen especies de alto valor maderable, por lo que este tipo de información sobre el grado de fragmentación debe ser incorporado en los planes de aprovechamiento de la comunidad.

Cuadro 1. Comparación de inventarios de ambos enfoques

	<i>Enfoque paisajístico</i>	<i>Enfoque forestal</i>
Familias	93	4
Géneros	271	5
Especies	609	11

Cuadro 2. Cuadro sinóptico de comunidades vegetales

Comunidad vegetal	Especies características	Fisonomía	Estructura	Intervalo altitudinal
1	<i>Abies religiosa</i> - <i>Asplenium castaneum</i>	Bosque muy cerrado	A, Ar, H, R	2800 – 3400 msnm.
2	<i>Pinus montezumae</i> - <i>Dryopteris</i> sp.	Bosque muy cerrado	A, Ar, H, R	2650 – 2800 msnm
3	<i>Carpinus carolineana</i> - <i>Asplenium praemorsum</i>	Bosque muy cerrado	A, Ar, H,	1900 – 2500 msnm
4	<i>Abies religiosa</i> - <i>Galium mexicanum</i>	Bosque cerrado	A, Ar, H	2700 – 3100 msnm.
5	<i>Pinus montezumae</i> - <i>Cestrum nitidum</i>	Bosque cerrado	A, Ar, H	2450 – 2800 msnm
6	<i>Pinus pseudostrobus</i> - <i>Ternstroemia pringlei</i>	Bosque cerrado	A, Ar, H, R	2350 – 2650 msnm.
7	<i>Pinus leiophylla</i> - <i>Piptochaetium virescens</i>	Bosque cerrado	A, Ar, H, R	2200 – 2500 msnm.
8	<i>Symplocos citrea</i> - <i>Asplenium praemosum</i>	Bosque abierto	A*, Ar*, H, R	2300 – 2700 msnm
9	<i>Stevia rhombifolia</i> - <i>Aegopogon cenchroides</i>	Matorral abierto	Ar, H	1800 – 2300 msnm

* no siempre presente.

La unidad de vegetación - *C. Carolineana* - *A. praemorsum* se encuentra altamente disgregada en la CINSJP; ocupa un total de 24 polígonos y cubre una superficie 374 ha. Las posibles causas de tan baja cobertura están relacionadas con el cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate, actividad que se desarrolla fuertemente desde 1970. Los sitios de distribución de este tipo de comunidad vegetal son relativamente cálidos y húmedos, óptimos para el cultivo de plantaciones de aguacate. El resto de las unidades de vegetación, a excepción de - *A. religiosa* - *G. mexicanum*, presenta un alto grado de vulnerabilidad frente a las prácticas de manejo forestal tradicional. Estas comunidades, además de contener especies maderables de importancia económica, son comunidades fundamentales para asegurar el buen funcionamiento del ecosistema general. Por ejemplo, éstas representan los sitios más húmedos y se asocian con la mayoría de los manantiales; albergan los mejores hábitats para los venados y mamí-

feros de talla grande en general, al igual que alta diversidad de aves. Estas comunidades en su conjunto representan los lugares de resguardo de los principales dispersores, polinizadores y herbívoros oriundos de la región.

Durante el proceso de vinculación entre las comunidades de vegetación y las unidades de manejo forestal (subrodas), se observó (Cuadro 5) que alrededor del 80% de la superficie forestal fue exitosamente incorporada al modelo (Figura 4). Es decir, la mayor parte de los subrodas se encuentra tipificada por una comunidad vegetal con más del 50% de afinidad. En contraste, en tan solo el 12% del territorio no se logró ligar ambos niveles informativos (total discrepancia entre la información florística y fisonómica de un subrodal y cualquier comunidad vegetal). De una muestra tomada al azar que cubrió el 16% del total de datos (203 subrodas), se determinó un error del 10%.

Cuadro 3. Información sintética de las comunidades vegetales de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro.

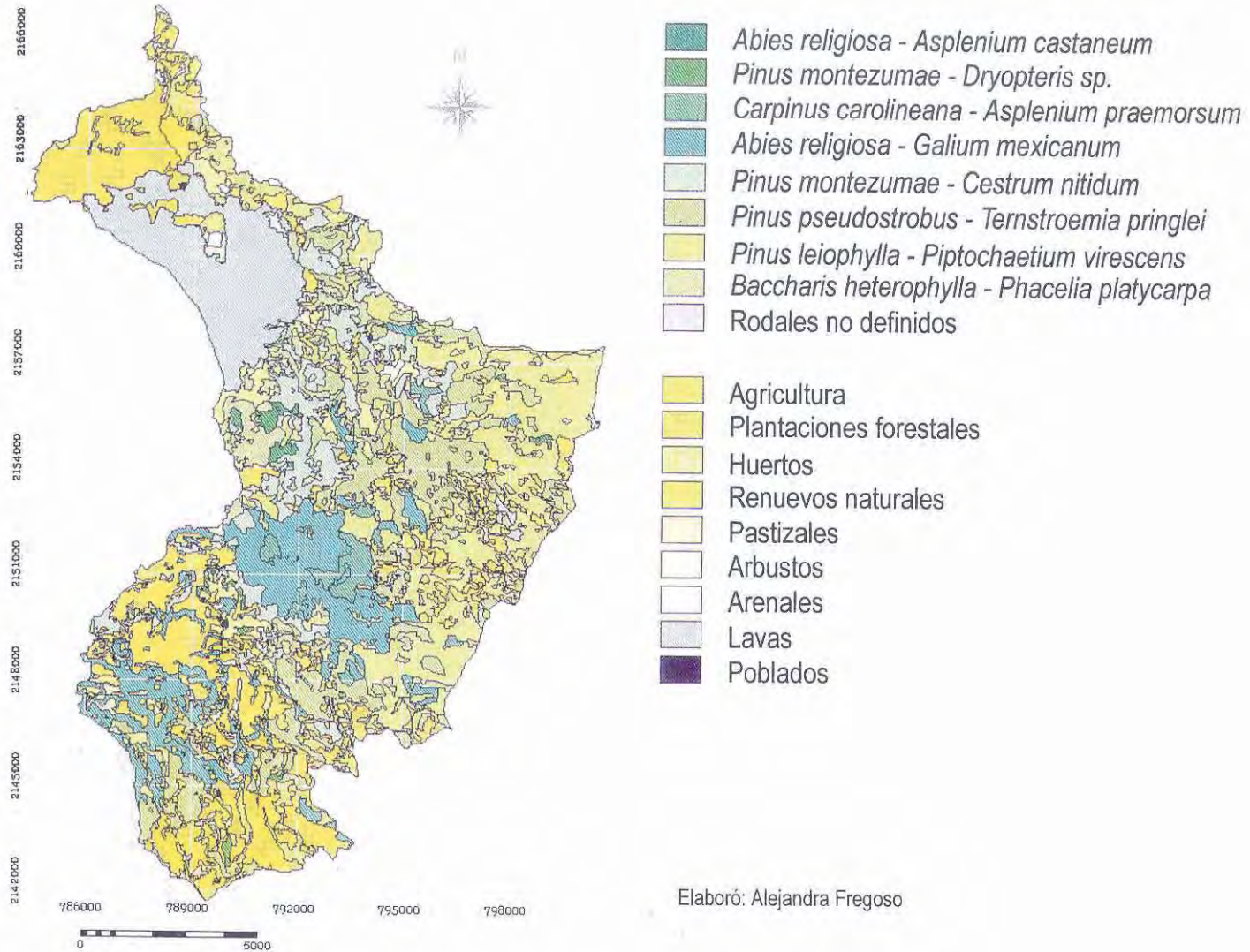
COMUNIDAD	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Pinus hartwegii</i>	I-3								
<i>Calamagrostis tolucensis</i>	I-1								
<i>Pernettya ciliata</i>	I-2				I-1	I-1	I-1		
<i>Eryngium</i> sp.	II-1	I-1							
<i>Erigeron galetii</i>	I-1								
<i>Muhlenbergia quadridentata</i>	I-1								
<i>Juniperus monticola</i>	I-2								
<i>Castilleja</i> sp.	I-1								
<i>Cerastium molle</i>	I-1								
<i>Senecio callosus</i>	II-2								
<i>Asplenium castaneum</i>	II-1			I-1					
<i>Hieracium</i> sp.	II-1	I-1							
<i>Vaccinium confertum</i>	I-2	I-1							
<i>Quercus microphylla</i>		II-2						I-1	I-1
<i>Castilleja arvensis</i>	I-1	II-1						I-1	
<i>Piptochaetium timbratum</i>		III-2							
<i>Quercus conspersa</i>		III-4					II-1		
<i>Elaphoglossum</i> spp.	II-1	III-1		I-2					
<i>Agrostis tolucensis</i>		III-2							
<i>Dryopteris</i> sp.	I-1	V-1		I-1			I-1	I-1	
<i>Abies religiosa</i>	V-8	III-1		II-4		V-2	III-3		
<i>Asplenium monanthes</i>	IV-1	II-1		I-2	II-1	I-1	II-1	I-1	
<i>Fuchsia microphylla</i>	IV-1		II-1	II-1		IV-1	III-1	I-3	I-1
<i>Galium mexicanum</i>	II-2	I-1	I-1	I-1	I-1	III-2	III-1		
<i>Quercus laurina</i>	II-2	V-2	I-1	III-7	IV-3	IV-2	V-4	I-2	
<i>Pinus montezumae</i>	I-2	IV-2	IV-6	II-2			IV-5	I-2	I-1
<i>Eupatorium glabratum</i>	I-1	V-2	II-3		II-1	II-2	I-1	III-1	II-1
<i>Stevia rhombifolia</i>	I-	III-2							IV-4
<i>Alnus jorullensis</i>	II-2		I-1	I-	II-1	I-2	V-3	I-3	
<i>Cestrum nitidum</i>				II-2			III-2	I-2	
<i>Pinus pseudostrobus</i>	I-2		I-2	IV-3	IV-5	V-5	III-5	V-6	
<i>Pinus leiophylla</i>	I-3	I-5	I-3	II-3	II-5	I-2	III-4	IV-4	
<i>Smilax moranensis</i>	I-1			II-1	II-1	IV-1	I-1	II-1	
<i>Didymaea alsinoides</i>	I-3		I-1			III-1		I-1	
<i>Quercus rugosa</i>				I-2	IV-3	II-4	III-1	IV-4	
<i>Piptochaetium virescens</i>	I-3		I-3		II-4	II-3	II-1	IV-3	
<i>Baccharis heterophylla</i>	I-1		IV-1			II-1	I-3	IV-2	III-2
<i>Ternstroemia pringlei</i>				IV-2	IV-2		I-2	I-3	
<i>Clethra mexicana</i>			I-1	II-4	II-1		I-3		
<i>Tillandsia</i> sp.				III-4					
<i>Symplocos citrea</i>				II-5				I-1	
<i>Adiantum andicola</i>				II-2	II-1	I-1		I-1	
<i>Cleyera integrifolia</i>				II-2	II-4	I-5			
<i>Asplenium praemorsum</i>				II-2	II-1	I-1			
<i>Carpinus caroliniana</i>				III-3			I-3		
<i>Cornus disciflora</i>				III-3			I-2		
<i>Zeugites americana</i>	I-1			III-1					
<i>Oreopanax xalapensis</i>				II-4		I-2	I-3		
<i>Eupatorium areolare</i>	I-3			II-3			I-1		
<i>Smilax pringlei</i>	I-2			II-3		I-1	II-1		
<i>Rubus</i> sp.				II-2	I-4		II-2	I-2	II-2
<i>Heterotheca inuloides</i>	I-1		III-1		I-1				
<i>Phacelia platycarpa</i>			III-1			I-1			
<i>Tagetes filifolia</i>			II-2		I-4				
<i>Aegopogon cenchroides</i>	I-2	I-1	II-5	I-2	I-1		II-2	I-1	IV-3
<i>Stellaria</i> sp.	I-1								
<i>Senecio cinerarioides</i>		I-2						I-1	III-2
<i>Baccharis</i> sp.		II-1							
<i>Baccharis grandifolia</i>		I-1							

1	<i>Abies religiosa</i> - <i>Asplenium castaneum</i>
2	<i>Pinus montezumae</i> - <i>Dryopteris</i> sp.
3	<i>Carpinus caroliniana</i> - <i>Asplenium praemorsum</i>
4	<i>Abies religiosa</i> - <i>Galium mexicanum</i>
5	<i>Pinus montezumae</i> - <i>Cestrum nitidum</i>
6	<i>Pinus pseudostrobus</i> - <i>Ternstroemia pringlei</i>
7	<i>Pinus leiophylla</i> - <i>Piptochaetium virescens</i>
8	<i>Symplocos citrea</i> - <i>Asplenium praemorsum</i>
9	<i>Stevia rhombifolia</i> - <i>Aegopogon cenchroides</i>

Clase	Presencia	%
I	>	0-20
II	>	20-40
III	>	40-60
IV	>	60-80
V	>	80-100

Clase	Cobertura	%
1	<	1
2	≥	1-5
3	>	1-10
4	>	10-20
5	>	20-40
6	>	40-60
7	>	60-80
8	>	80

Nota: La clase de frecuencia de un taxa dentro de una comunidad se indica en número romano; la clase de cobertura dominante de ese taxa en la comunidad se indica en número arábigo.



Elaboró: Alejandra Fregoso

Figura 3. Mapa de vegetación, cobertura y uso de suelo.

Cuadro 4. Relación entre las comunidades de vegetación y las unidades de manejo forestal (subrodal); número de polígonos y superficie que ocupan

<i>Comunidades de vegetación (nombradas con base en sus taxa diagnósticos)</i>	<i>Núm. Polígonos</i>	<i>Núm. Subrodales</i>	<i>Área (ha)</i>
<i>Abies religiosa - Asplenium castaneum</i>	2	2	7
<i>Pinus montezumae – Dryopteris sp.</i>	16	20	160
<i>Carpinus carolineana – Asplenium praemorsum</i>	24	28	374
<i>Abies religiosa – Galium mexicanum</i>	50	187	2046
<i>Pinus montezumae – Cestrum nitidum</i>	74	123	1369
<i>Pinus pseudostrobus – Ternstroemia pringlei</i>	136	433	2820
<i>Pinus leiophylla – Piptochaetium virescens</i>	85	388	3533
<i>Symplocus citrea - Asplenium praemosum</i>	34	89	569
<i>Stevia rhombifolia - Aegopogon cenchroides</i>	3	5	120
Vegetación no definida	4	4	17

Cuadro 5. Clases de afinidad entre el subrodal y la comunidad de vegetación asignada; número de subrodales por clases; áreas y perímetro total que representan. Alrededor del 80% de la superficie forestal fue exitosamente incorporada al modelo de integración, ligando ambas fuentes de información

	<i>Clase de afinidad</i>	<i>No. subrodales</i>	<i>No. polígonos</i>	<i>Área (ha)</i>
I	> 25	249	135	1330
II	26 – 55	110	65	1060
III	56 – 75	315	152	3640
IV	76 – 100	596	200	4830
	Subrodales no definidos	4	4	20
	Coberturas no forestales		294	7250

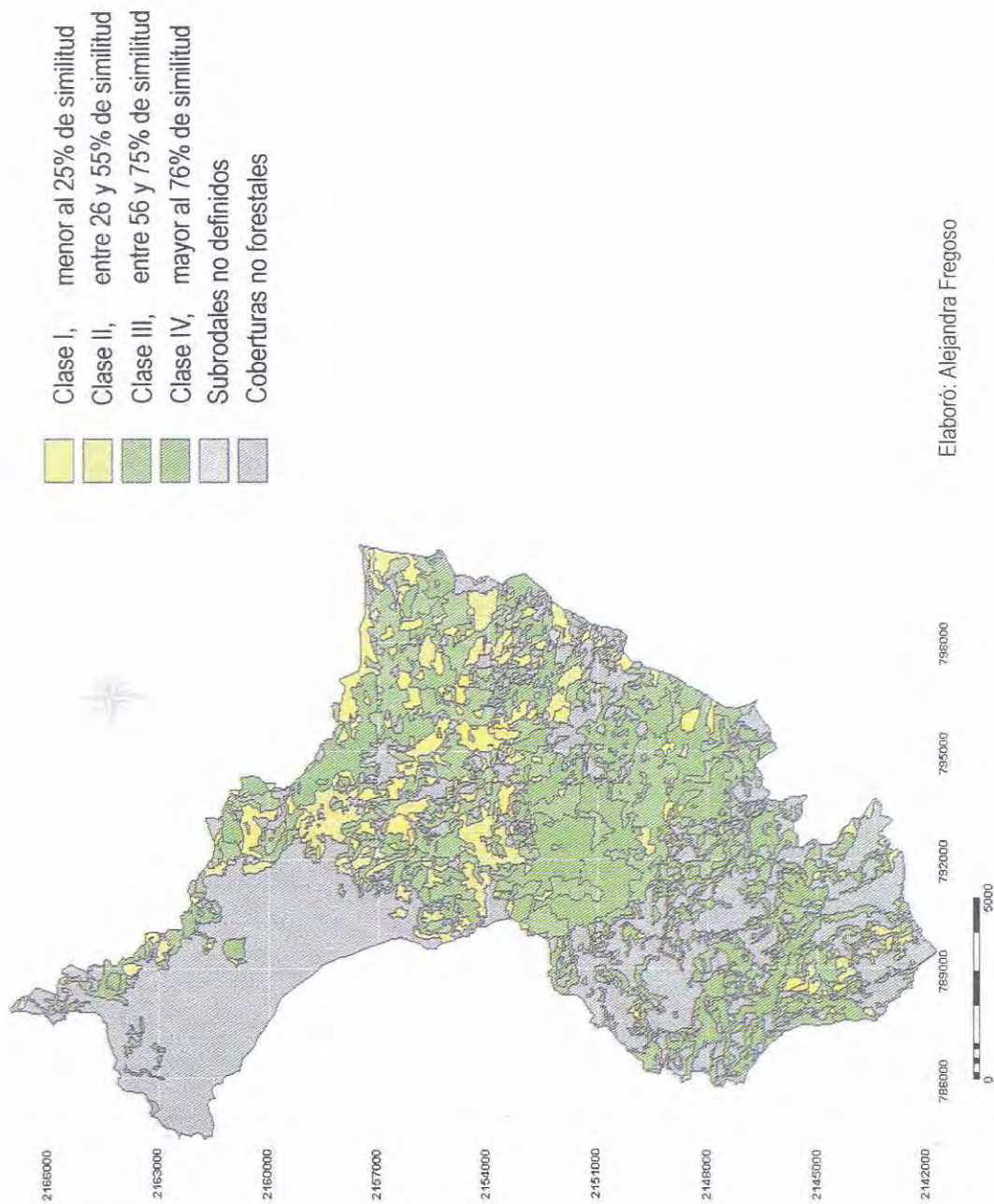


Figura 4. Mapa de afinidad entre subrodal forestal y comunidad de vegetación.

Las fuentes probables de error son: la información original proveniente de dos grupos diferentes (forestal y biológica) y el proceso de análisis de este trabajo. Lo que significa que el presente modelo espacial tiene una certidumbre del 90%. Lo cual sugiere, no obstante, que el modelo de integración de ambos enfoques, es aceptable.

DISCUSIÓN

Las diferencias en cuanto a la información de riqueza específica, a través de los dos métodos analizados en el presente trabajo, muestran grandes diferencias. Por un lado, la información florística obtenida a través del enfoque paisajístico es más detallada en cuanto al conocimiento de la flora de la región. Por el otro, los métodos forestales generalizan la composición y estructura de la vegetación que conforma el bosque, referida exclusivamente a las especies arbóreas, y de éstas, las que tienen un valor maderable. Las diferencias se hacen más agudas en la composición, los procesos ecológicos y las repercusiones sobre el manejo y la conservación.

La composición florística, comparada con ambos enfoques, demostró ser significativamente más pobre para el forestal. En contraste, la riqueza específica, así como la fitocomunitaria, es ampliamente cubierta con el de paisaje. Las más de 600 especies de plantas vasculares reconocidas así como el análisis de clasificación de los levantamientos, mostró ser de gran utilidad para entender la dinámica de la vegetación. Este tipo de aspectos son subestimados por los análisis forestales tradicionales, ya que se adjudica a la capa arbórea como la responsable de controlar los procesos de revegetación, desarrollo y sucesión. Las especies herbáceas y arbustivas juegan un papel crucial en las tareas de polinización y dispersión por ser las que incrementan la oferta para dispersores y polinizadores, con-

trolan flujos de agua y retienen movimientos de suelo. La mayoría de estas especies son determinantes para la definición de comunidades vegetales en el enfoque de paisaje, mientras que no son consideradas en el forestal. Así, el enfoque forestal *sensu* Smith (1962), al basarse únicamente en las especies arbóreas, y de éstas, en las de valor forestal comercial, no permite reconocer la complejidad estructural de la vegetación, la composición florística que la caracteriza y su relación con las condiciones ambientales, fisiográficas y actividades humanas.

En cuanto a procesos ecológicos, la clasificación propuesta para las comunidades vegetales sugiere una distribución zonal relacionada con variaciones fisiográficas, ambientales y con el impacto de la actividad humana (Velázquez *et al.*, en prensa). Estas comunidades, denominadas "forestales", siguen un desarrollo sujeto a las acciones de manejo, por lo que recurrentemente se modifican tanto en composición como en estructura. La sucesión secundaria, por tanto, domina en estos ambientes. En cambio, las comunidades de vegetación preforestal, se relacionan con procesos de sucesión primaria derivados de la colonización en las lavas del Parícutin (Giménez *et al.*, 1997).

En cuanto a manejo y conservación cabe mencionar que el enfoque de paisaje permitió reconocer las especies diagnósticas de cada comunidad vegetal, mismas que reflejan condiciones ambientales diferentes. Esto se ve reflejado en la tasa de crecimiento y mecanismos de resiliencia diferentes, expresados a través de las unidades de paisaje. El rodal, por el contrario, oscurece este tipo de atributos de la vegetación y los mezcla al concebir a más de una comunidad dentro de su entorno, homogéneo desde el punto de vista fisonómico pero no florístico (*sensu stricto*). Por el contrario, el enfoque de paisaje demostró que el rodal incluye una alta heterogeneidad

de comunidades vegetales (Fregoso, 2000). Tal es el caso de agrupar dentro de una misma unidad forestal, comunidades vegetales de *Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens*, *Abies religiosa* – *Galium mexicanum*, *Pinus montezumae* – *Dryopteris* sp., a pesar de que cada comunidad vegetal presenta patrones de distribución conforme a ciertas condiciones bióticas y abióticas, así como una dinámica y regeneración particular (Giménez *et al.*, 1997; Velázquez *et al.*, 2001).

El enfoque forestal asume que el manejo (aprovechamiento) forestal simula procesos de perturbación que ocurren de manera natural, por lo que el aprovechamiento forestal se restaura como parte de la dinámica misma del área manejada. Los disturbios naturales, no obstante, afectan con la misma magnitud a los diferentes elementos del área en cuestión (suelos, cobertura vegetal, fauna, entre otros), mientras que las prácticas forestales alteran de manera preferencial ciertos elementos. Asimismo, el enfoque forestal postula que las prácticas de aprovechamiento forestal son el disparador de diferentes procesos de la dinámica de la vegetación. Sin embargo, los atributos de la misma que se consideran en el diseño del manejo forestal, no son coincidentes con las implicaciones en la dinámica de la vegetación y las implicaciones sobre la evolución del paisaje (Spies y Turner, 1999). El aprovechamiento forestal a partir del rodal, como entidad geográfica de manejo, no se ajusta a los supuestos antes mencionados, ya que la dinámica del bosque está condicionada por procesos ecológicos (sucesión, repoblamiento, natalidad, entre otros), más que a características que describen una entidad en términos puramente maderables (Cuadro 6).

Por lo anterior, se consideró relevante buscar un método que permita evaluar las (di)similitudes entre ambos enfoques y reconocer las limitaciones y alcances de

cada uno. Esto permitió relacionar la información de ambos enfoques en un modelo integral de manejo del bosque. Incluye la información referente a la estructura vertical del bosque, en este caso, la composición y estructura de las diferentes comunidades de vegetación, y la estructura horizontal del mismo. Considerar este tipo de información en los modelos de manejo forestal resulta de gran relevancia para conocer cuáles son las comunidades de vegetación, en dónde se encuentran, y cuáles son los elementos y factores más importantes que regulan su distribución y dinámica. Por eso se recomienda que la planeación del manejo forestal contemple la complejidad de la vegetación que caracteriza y mantiene el bosque.

Lo anterior se hace evidente, por ejemplo, en el diseño de muestreo del enfoque forestal y del enfoque de paisaje y por tanto, en la información obtenida. El diseño del enfoque forestal se basa en atributos relacionados principalmente con el recurso madera (v. gr. la fisonomía, densidad y volumen de madera). No se consideran aspectos ecológicos y el muestreo se realiza tanto en sitios que incluyen condiciones de transición que representan ecotonos, como en sitios homogéneos (Seymour y Hunter, 1999). En contraste, el enfoque paisajístico intenta excluir del diseño de muestreo este tipo de condiciones, dirigiendo el esfuerzo exclusivamente a condiciones homogéneas de entidades naturales (Werger, 1974). Esto explica que un alto porcentaje de subrodales presente baja afinidad con cualquier comunidad vegetal (Figura 4). Lo que, además, se encuentra aunado a las prácticas de corta selectiva, que favorecen el desarrollo y establecimiento de ciertas especies, y se refleja en la alteración de la estructura y composición de las comunidades vegetales oriundas.

El alto porcentaje de compatibilidad espacial entre ambos enfoques (80%) se explica por los insumos utilizados para la conformación

Cuadro 6. Comparación de los atributos contemplados en los enfoques forestal y paisajístico

Atributos	Enfoque forestal	Enfoque paisajístico
Entidad geográfica	Rodal y subrodal	Unidad de paisaje
Estructura	Unicamente estrato arbóreo	Todos los estratos
Composición	11 especies	Todas las especies
Función	Tratamiento o corta	Dinámica de la vegetación
Biodiversidad	Subvaluada	Bienes y servicios
Agua	No considerada	Factor desencadenador de procesos
Suelos	Como sustrato	Componente del paisaje
Social	Demanda social	Oferta ambiental
Mercado	Establecidos	Emergentes
Costo / Beneficio	Menor / a corto plazo	Mayor / a largo plazo

especialmente explícita del modelo de distribución. Tanto las comunidades vegetales como los rodales fueron delineados a partir de fotografías aéreas. Por ello, las limitaciones que aplican para uno aplican para otro. Las diferencias se acentúan en la comparación de las bases de datos que se obtienen en los levantamientos para el enfoque de paisaje y los sitios para el enfoque forestal.

Con la finalidad de lograr un mejor manejo de los recursos forestales, resulta relevante buscar mecanismos que integren ambos enfoques desde su diseño hasta su representación espacial. De esta forma se puede conciliar la conservación y uso de los recursos en el corto y largo plazos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el apoyo brindado durante el desarrollo de la investigación a la Direc-

ción Técnica Forestal (Ing. Luis Toral), de la CINSJP. El apoyo financiero provino de DGAPA-UNAM (proyecto IN101196 y proyecto IN210599), FMCN (B1-007/2, PICO DE TANCITARO, 1997-2000) y al proyecto R092 de CONABIO. El primer autor agradece la beca otorgada por el programa PROBETEL-UNAM.

REFERENCIAS

- Álvarez Icaza, P. (1993), "Forestry as a social enterprise", *Cultural Survival*, 17(1):45-47.
- Álvarez Icaza, P. (1996), "La gestión ambiental campesina, reto al desarrollo rural sustentable", en Calva, J. L. (ed.), *Sustentabilidad y desarrollo ambiental*, tomo 2, Seminario Nacional sobre Alternativas para la Economía Mexicana, pp. 117-127.
- Baskent, E. Z. (1997), "Assessment of structural dynamics in forest landscape management", *Canadian Journal Forest Research*, 27:1675-1684.

- Bocco, G., A. Velázquez y C. Siebe (1998), "Managing natural resources in developing countries: The role of geomorphology", *Conservation Voices* (Soil and Water Conservation Society), (16):71-84.
- Bocco G., A. Velázquez y A. Torres, (2000), "Comunidades indígenas y manejo de recursos naturales. Un caso de investigación participativa en México", *Interciencia* 25 (2): 9-19.
- Braun-Blanquet (1979), *Fitosociología: bases para el estudio de comunidades vegetales*, Ed. H. Blume, Madrid.
- Brokaw, N. y R. Lent (1999), "Vertical structure", en Hunter, M. Jr. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Reino Unido, Cambridge, pp. 373-399.
- Chadwik, N. L., D. R. Progulski y J. T. Finn (1986), "Effects of fuelwood cutting on birds in southern New England", *Journal of Wild Life Management*, 50(3): 398-405.
- Daily, C. G., S. Alexander, P. R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P. A. Matson, H. A. Mooney, S. Postel, S. H. Schneider, D. Tilman and G. M. Woodwell (1996), "Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems", *Issues in Ecology*, 2:1-16.
- Farina, L. (1998), *Principles and methods in Landscape Ecology*, Chapman y Hall, USA.
- Farjon, A., J. Pérez de la Rosa y B. Styles (1997), *Guía de campo de los pinos de México y América Central*, Royal Botanical Gardens, UK.
- Fregoso, A. (2000), *La vegetación como herramienta base para la planeación, aprovechamiento y conservación de los recursos forestales: el caso de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mich., México*, tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Giménez, J., M. Escamilla y A. Velásquez (1997), "Fitosociología y sucesión en el volcán Parícutín (Michoacán, México)", *Caldasia*, 19(3): 487-505.
- Hill, M. (1979), *TWINSPAN A FORTRAN program for the trendend correspondence analysis and reciprocal averaging*, Cornell University, Ithaca, N.Y., USA.
- ILWIS (The integrated land and water information system; 1997), *Application and reference guides*. ILWIS department, ITC, Enschede, The Netherlands.
- Inbar, M., J. Lugo and L. Villers (1994), "The geomorphological evolution of the Parícutín cone and lava flow, Mexico, 1943-1990", *Geomorphology*, 9:57-76.
- IRM (1992), *Recursos mundiales 1992-1993*, Instituto Panamericano de Geografía e Historia, México.
- IUCN (1996), *Communities and forest management*, A report of the IUCN working group on community involvement in forest management, UK.
- Jardel, E., E. Ezcurra, A. L. Santiago, M. Ramírez y S. P. Cruz (1998), "Patrones del paisaje y sucesión en bosque de pino-encino y mesófilo de montaña", en Martínez, L., J. Sandoval, L. Guzmán y N. Núñez (eds.), *Memorias 6to. Simposio interno sobre investigación, manejo de recursos naturales y desarrollo comunitario*, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México.
- Jardel, E. y L. Sánchez-Velásquez (1984), "La sucesión forestal: fundamento ecológico de la silvicultura", *Ciencia y Desarrollo*, (14) 84:35-43.
- Maguire, L. (1999), "Social perspective", en Hunter, M. Jr. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Reino Unido, Cambridge, pp. 639-695.
- Masera, O., D. Masera y J. Nadia (1998), *Dinámica y uso de los recursos forestales de la región Purépecha. El papel de las pequeñas empresas artesanales*, GIRA, México.
- Mittermier, R. y C. Goettsch (1992), "La importancia de la diversidad biológica de México", en Sarukhán, J. y R. Dirzo (eds.), *México ante los retos de la biodiversidad*, CONABIO, México.
- Mittermier, R. A. y C. Mittermier (1997), *Megabiodiversidad*, CEMEX, México.

- Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg (1974), *Aims and methods of vegetation ecology*, John Wiley and Sons, New York.
- Mummery, D., M. C. Battaglia, L. Beadle, C. R. A. Turnbull and R. McLeod (1999), "An application of terrain and environmental modelling in a large-scale forestry experiment", *Forest Ecology Management*, 118:149-159.
- Naveh, Z. and A. S. Liberman (1993), *Landscape Ecology theory and application*, Springer Verlag, USA.
- Neave, H. and T. Norton (1998), "Biological inventory for conservation evaluation IV. Composition, distribution and spatial prediction of vegetation assemblages in southern Australia", *Forest Ecology Management*, 106:259-281.
- Oliver, C. D., D. R. Berg, D. R. Larsen and K. L. O'Hara (1992), "Integrating management tools, ecological knowledge, and silviculture", en Naiman, R. y J. Sedell (eds.), *New perspective for watershed management*, cap. 13, Springer-Verlag, New York, pp. 361-382.
- Palacio Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, F. Takaki, A. Victoria, L. Luna González, G. Gómez Rodríguez, J. López García, M. Palma, I. Trejo Vázquez, A. Peralta, J. Prado Molina, A. Rodríguez Aguilar, R. Mayorga Saucedo y F. González Medrano (2000), "La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 43, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 183-203.
- Palik, B. and T. Engstrom (1999), "Species composition", en Hunter, M. Jr. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Reino Unido, Cambridge, pp. 65-94.
- Panayotou, T. (1994), *Ecología, medio ambiente y desarrollo. Debate, crecimiento vs. conservación*, Guernica.
- Pitkänen, S. (1998), "The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in managed boreal forest", *Forest Ecology Management*, 112:121-137.
- Rees, J. D. (1970), "Paricutin revisited: a review of man's attempt to adapt to ecological changes resulting from volcanic catastrophe", *Geoforum*, 4:7-25.
- Segerstrom, K. (1950), "Erosion, studies at the Paricutin, state of Michoacán, Mexico", *Geological Survey Bulletin* 965-A. USGS. Washington.
- SEMARNAP (1997), *Ley Forestal*, SEMARNAP, México.
- Seymour, R. and M. Hunter (1999), "Principles of ecological forestry", en Hunter, M. Jr. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Reino Unido, Cambridge, pp. 22-64.
- Sist, P., T. Nolan, J. Bertault and D. Dykstra (1998), "Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia", *Forest Ecology and Management*, 108 (3): 251-260.
- Smith, D. M. (1962), *The practice of silviculture*, 7ª. ed., Wiley y Sons, USA.
- Spies, T. and M. Turner (1999), "Dynamic forest mosaics", en Hunter, M. Jr. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Reino Unido, Cambridge, pp. 95-160.
- Thoms, C. and D. Betters (1997), "The potencial for ecosystem management in Mexico's forest ejidos", *Forest Ecology and Management*, 103:149-157.
- Toledo, V. and M. J. Ordóñez (1993), "The biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats", en Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico*, Oxford University Press, pp. 757-775.
- Velázquez, A., J. Gimenez, M. Escamilla and G. Bocco (en prensa), "Vegetation dynamics on recent mexican volcanic landscapes", *Acta Phytogeographica Suecica*, Países Bajos.
- Velázquez, A. (1993), "Landscape ecology of Tláloc and Pelado volcanoes, México, *ITC publication*, no. 16, p. 151.

Velázquez, A., G. Bocco and A. Torres (2001), "Turning scientific approaches in to practical conservation actions", *Environmental Management*, 5:216-231.

Werger M., J. A. (1974). "On concepts and techniques applied in the Zurich-Montpellier Method. Of vegetation survey", *Bothalia*, 11: 309-323.

Wolf, J. (1998), "Species composition and structure of the woody vegetation of the Middle Casamance region (Senegal)", *Forest Ecology and Management*, 111: 249-264.

Zonneveld, I. S. (1995), *Landscape ecology*, SPB Academic Publishing, Amsterdam.